Programa de Pós Graduação
Mestrado em Radioproteção e Dosimetria
Instituto de Radioproteção e Dosimetria
Comissão Nacional de Energia Nuclear

Thalis Leon de Ávila Saint' Yves

POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS E RISCOS PARA A SAÚDE HUMANA DECORRENTES DE EXPLOSÃO DE UM DISPOSITIVO DE DISPERSÃO RADIOLÓGICA (RDD)

Rio de Janeiro - RJ
2014

Ficha Catalográfica

Saint Yves, Thalis Leon de Ávila
Potenciais Impactos Ambientais e Riscos para a Saúde Humana Decorrentes de Explosão de um Dispositivo de Dispersão Radiológica (RDD) / Thalis Leon de Ávila Saint Yves. – Rio de Janeiro: IRD, 2014.
XI, 89 f. : il. ; 29cm.

Orientador: Dejanira da Costa Lauria
Dissertação (mestrado) – Instituto de Radioproteção e Dosimetria.

Referências bibliográficas: f. 81-84

1. RDD .2. Riscos . 3. RESRAD . 4. HotSpot . I. Instituto de Radioproteção e Dosimetria. II. Título.

AGRADECIMENTOS

A minha família que me deu apoio emotivo e tranquilidade para que pudesse desenvolver minhas atividades, mesmo a distância....

Aos meus amigos de trabalho do CTEx e INCA pelas discussões e contribuições que sempre agregam conhecimento e apliam os horizontes...

A minha Orientadora e Coorientador os quais me deram condições de aprender com eles, estudar e crescer um pouco com suas experiências de trabalhos.

A revisora e membros da banca examinadora que contribuiram com sugestões e correções muito importantes para o aperfeiçoamento e melhoria do trabalho.

E a todos que direta ou indiretamente contribuiram e participaram deste periodo durante minha vida, e me ajudaram a conquistar mais esta etapa.

Resumo

Este trabalho busca retratar um caso de estudo considerando um atentado terrorista que utiliza uma explosão de um dispositivo RDD contendo ^{137}Cs. O cenário escolhido foi a região do Riocentro, na cidade do Rio de Janeiro, por ser um local de grande concentração de pessoas além de estar próximo, tanto de áreas rurais como de urbanas. Foram feitas simulações com o *software HotSpot Health Physics* para estimar as doses equivalentes efetivas totais (TEDE) para a população no local do evento, bem como as contaminações no solo. Os resultados das doses efetivas foram usados como entradas para análises de riscos de indução de leucemia por meio de modelos matemáticos do BEIR V, onde se obteve como resultado que, para uma distância de aproximadamente 100 m do local da explosão haveria um risco máximo de até 76 vezes a linha de base para detrimento para a morbidade, variando de acordo com fatores como distância do ponto de explosão, idade e tempo de latência de aparecimento do efeito. Os resultados relativos à contaminação no solo foram usados como entrada para o código RESRAD a fim de avaliar os possíveis impactos nos diferentes compartimentos ambientais. De acordo com a simulação matemática, verificou-se que a via principal de exposição é a radiação gama externa, contribuindo para a dose efetiva total com um percentual acima de 99%, sendo esta a principal via a ser remediada. Os demais compartimentos não seriam significantemente afetados, embora a carne de vaca de origem local poderia ser contaminada com valores superiores ao nível de ação. Os resultados mostraram que a concentração no solo de 74 Bq/g de ^{137}Cs seria equivalente ao nível de dose de 20 mSv/ano, o nível máximo de dose para indivíduos preconizado pelo GSR para situações existentes, o que resultaria na necessidade de remediar uma região com aproximadamente 11 km de comprimento, em relação ao ponto de dispersão. Estes resultados evidenciam a importância de uma metodologia rápida e eficiente para dar suporte à tomada de decisão em situações pós-emergências radiológicas, contribuindo para apontar indivíduos do público que devam ser monitorados ao longo do tempo pois podem vir desenvolver doenças. Além disto, a metodologia descrimina os meios a serem remediados, os produtos alimentícios do local que podem ser consumidos e estima a área a ser remediada, além do nível do radionuclídeo que pode permanecer no local após remediação.

Palavras chave: RDD, riscos, HotSpot, RESRAD, Emergências.

Abstract

This study addresses the assessment of the magnitude of radiological impact of a terrorist attack by using an explosion of a Radiological Dispersal Devices (RDD) containing ^{137}Cs. The explosion local is the region of Riocentro in the city of Rio de Janeiro - Brazil, because of big events with high concentration of people and neighbohood to both rural and urban areas. Simulations were run using HotSpot Health Physics code to estimate the total effective dose equivalent (TEDE) to the population as well as the contamination of soil. The output results of TEDE were used as inputs to risk analysis of leukemia induction by mathematical models of BEIR V, that pointed out for a distance of around 100 m a maximum risk of up to 76 times the baseline detriment. This risk varies according to factors as: (a) distance from the explosion point , (b) age and, (c) the latency of onset of effect. The results about contamination were used as inputs to the RESRAD code in order to assess potential environmental impacts. According to the simulations the principal via of exposure was the external gamma radiation, with a contribution of nearly 99 % for the total effective dose. Then the remediation actions should focus on soil. Besides soil, the other environmental compartments would not be significantly radiologically affected by the RDD, although the local cow meat might be contaminated above the action levels. The results showed that soil concentration of 74 Bq/g of ^{137}Cs would be equivalent to a effective dose level of 20 mSv / year, which is the maximum recommended effective dose level for remediation by IAEA. Therefore, remediation actions would be necessary in a region around 11km long in relation to the point of explosion. These results highlight the importance of a rapid and efficient methodology to support the decision making after radiological emergencies. This methodology is able to assess the potential effects on human health and individuals who should be monitored over time, since they might develop diseases associated with the levels of dose they were exposure. Moreover, by this methodology the level of radionuclide was estimated and the environment, area to be remediated, local food products that can be consumed are pointed.

Palavras chave: RDD, risks, HotSpot, RESRAD, Emergency.

Lista de Figuras

Figura 1:	Coordenadas utilizads no código do *software* HotSpot.	11
Figura 2:	Gráfico representativo de σ_y em função da distancia x.	15
Figura 3:	Gráfico representativo de σ_z em função da distancia x.	16
Figura 4:	Imagem com tempo de amostragem de 1/50 s.	17
Figura 5:	Imagem com tempo de amostragem de 5 min.	17
Figura 6:	Vias de exposição consiradas no RESRAD.	24
Figura 7:	Representação ilustrando a geometria da zona contaminada.	25
Figura 8:	Representação esquemática das vias de exposição usadas no RESRAD.	28
Figura 9:	Esquema representativo dos segmentos da via de água.	30
Figura 10:	Foto da região do Riocentro mostrando áreas adjacentes com uma maior area de abrangência, incluindo todos os bairros passíveis de efeitos.	42
Figura 11:	Foto da região do Riocentro mostrando áreas adjacentes com uma maior area de abrangência.	42
Figura 12:	Foto da região do Riocentro mostrando áreas adjacentes.	43
Figura 13:	Pluma para valores de isodoses de TEDE como função da distância do centro da explosão (hot spot), onde as curvas de isodose interior, média e externa representam TEDE de 1,0, 0,5 e 0,1 Sv, respectivamente.	50
Figura 14:	Representação no mapa das distancias que seriam necessarias ações de abrigagem (vermelho) e evacuação (amarelo), representando uma distancia respectivamente de 800m e entre 800 a 2800m do ponto de dispersão.	52
Figura 15:	TEDE como uma função da distância na direção do vento.	53
Figura 16:	Concentração (nas cores vermelho, verde e azul) no solo como uma função da distância na direção do vento.	54
Figura 17:	Concentração no solo como uma função da distância na direção do vento.	54
Figura 18:	Curvas de TEDE em função da distância na direção do vento sobre o cenario.	55
Figura 19:	Concentração no solo em função da distância na direção do vento sobre o cenario.	55
Figura 20:	Dose efetiva total (mSv) e ambiental em função do tempo (anos).	57
Figura 21:	Dose efetiva total por via de exposição indicando os percentuais de cada via para o tempo de 0 (zero) anos após a situação de exposição.	58
Figura 22:	Dose efetiva anual somada de todas as vias de exposição em função do tempo.	59
Figura 23:	Comportamento da contaminação da zona contaminada do solo em função do tempo.	60

Figura 24: Comportamento da contaminação na superfície do solo em função do tempo. 60

Figura 25: Comportamento da contaminação no ar devido à poeira em função do tempo. 61

Figura 26: Comportamento da contaminação na água de poços em função do tempo. 61

Figura 27: Comportamento da contaminação nas águas de superfície ao longo do tempo. 62

Figura 28: Comportamento da contaminação nas águas potáveis para consumo ao longo do tempo. 65

Figura 29: Comportamento da contaminação em vegetais folhosos ao longo do tempo. 66

Figura 30: Comportamento da contaminação de carne ao longo do tempo. 66

Figura 31: Comportamento da contaminação de leite ao longo do tempo. 67

Figura 32: Comportamento da contaminação de peixe ao longo do tempo. 67

Figura 33: Risco total associado com a exposição em função dos anos após a contaminação ambiental. 71

Figura 34: Comparação do risco total em função dos anos após a contaminação ambiental para diferentes dados de riscos. 71

Figura 35: Iilustração da localização a 11 km do ponto de dispersão do material radioativo. 73

Figura 36: O risco relativo em função da latência para os valores de três doses efetivas e para duas faixas etárias. (A) até 20 anos de idade, e (B) acima de 20 anos. 75

Figura 37: Probabilidade de causalidade (PC) em função da latência para os três valores de dose efetiva e para duas faixas etárias. (A) até 20 anos de idade, e (B) acima de 20 anos. 76

.

Listas de Tabelas

Tabela 1:	Valores para veolcidade de deposição seca (m/s).	8
Tabela 2:	Valores para constante de arraste por chuva (h/mm.s).	9
Tabela 3:	Condições meteorológicas para definir a classificação da estabilidade atmosférica de categorias de A a F usadas no HotSpot.	13
Tabela 4:	Coeficientes de difusão σ_y e σ_z pelo modelo de Briggs para terreno padrão.	14
Tabela 5:	Coeficientes de difusão σ_y e σ_z pelo modelo de Briggs para terreno urbano.	14
Tabela 6:	Fator exponencial p usado pelo *software* HotSpot para cálculo da velocidade do vento em função da altura.	19
Tabela 7:	Valores típicos do coeficiente em função da taxa de precipitação.	21
Tabela 8:	Vias potenciais de exposição.	27
Tabela 9:	Vias a ser consideradas para residentes rurais, urbanos, trabalhadores de indústrias e cenários de recreação.	34
Tabela 10:	Comparação de parâmetros usados para residentes rurais, urbanos, trabalhadores de indústrias e cenários de recreação.	35
Tabela 11:	Fontes de materiais radioatios com os respectivos radioisótopos e atividades típicas.	36
Tabela 12:	Hábitos alimentares para a população do Rio de Janeiro.	44
Tabela 13:	Dose efetiva total anual em função do tempo e o numero de vezes que a dose anual está acima da dose media natural.	57
Tabela 14:	Dose efetiva total por via de exposição e a fração desta no total para o tempo de 0 anos após a situação de exposição.	57
Tabela 15:	Razão dose efetiva/fonte para a exposição externa em função do tempo.	59
Tabela 16:	Concentração de ^{137}Cs nos ambientes para o tempo de 0, 1, 10 e 30 anos apos a situação de exposição.	62
Tabela 17:	Decaimento da atividade levando em conta decaimento radioativo e processos de lixiviação.	63

Tabela 18: Concentração de ^{137}Cs nos alimentos para o tempo de 0, 1, 10 e 30 anos apos a situação de exposição. 65

Tabela 19: Incorporação de ^{137}Cs em Bq/ano em função das vias de ingestão e do tempo. 69

Tabela 20: Risco de excesso de câncer em função da via e ano da exposição. 69

Tabela 21: RR e PC (D = 1 Sv) com dependência em idade e latência. 74

Tabela 22: RR e PC (D = 0,5 Sv) com dependência em idade e latência. 74

Tabela 23: RR e PC (D = 0,1 Sv) com dependência em idade e latência. 75

Lista de Siglas

BEIR – Biological Effects of Ionizing Radiation - Efeitos Biológicos das Radiações Ionizantes

BSS - Basic Safety Standards

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear

DFC – Dose Conversion Factor - Fator de Conversão de Doses

EPA - Environmental Protection Agency

FGR – Federal Guidance Report

IAEA – International Atomic Energy Agency

ICRP – International Commission on Radiological Protection

IRPA – International Radiation Protection Association

NRC - Nuclear Regulatory Commission

RDD – Dispositivo de Dispersão Radiológica

SAR – Síndrome Aguda da Radiação

TED – Total Effective Dose - Dose Efetiva Total

TEDE – Total Effective Dose Equivalent - Dose Equivalente Efetiva Total

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

WHO – World Health Organization

Sumário

1. Introdução 1

2. Objetivo Geral 4

2.1 Objetivos Específicos 4

3. Fundamentos Teóricos 5

3.1 Liberações de Materiais para a Atmosfera 5

3.1.1 Vias de Exposição do Material Dispersante 6

3.1.2 Processos de Perdas de Materiais Liberados na Atmosfera…. 7

3.2 Descrição do código *HotSpot* 10

3.2.1 Algoritmos do HotSpot 10

3.3 Descrição do código RESRAD 23

3.3.1 Análise das Vias de Exposição 24

3.3.2 Avaliação da Fonte 25

3.3.2.1 Geometria da zona contaminada 25

3.3.3 Vias de Exposição 26

3.3.5 Cenários de Exposição 32

3.4 Fontes de materiais radioativos 36

3.5 Modelos de Risco para Câncer BEIR V 37

4. Materiais e métodos 39

4.1 Cenário de Exposição 39

4.1.1. Descrição física da área 39

4.1.2 Dados Meteorológicos 43

4.1.3 Hábitos Alimentares da População Local 44

4.2. Estimativa do risco para Leucemia 44

4.3. Dados de entrada e Parâmetros usados no HotSpot 46

4.4 Dados de entrada e Parâmetros usados no RESRAD 47

4.4.1. Cenário de Exposição 47

4.4.2. Parâmetros e dados de entrada. 47

5. Resultados e Discussão…….....…49

5.1 HotSpot.....50

5.2 RESRAD.....56

5.2.1 Riscos obtidos pelo RESRAD.....68

5.2.2 Considerações 72

5.3 BEIR V.....73

6.Conclusões…….…….....……...……76

7. Referências Bibliográficas.....78

Apêndice 01 85

1. Introdução

Após os atentados ocorridos em 11 de setembro de 2001 nos Estados Unidos da América, o mundo se deu conta da possibilidade de ataques terroristas radicais e em nível de ousadia nunca antes registrado. Uma forma reconhecida e que tem sido bastante pesquisada é o uso de uma fonte radioativa como, por exemplo, uma fonte utilizada em medicina em conjunto com um explosivo, dando origem ao que se denomina bomba suja, ou dispositivo radiológico dispersivo (RDD – *Radiological Dispersive Device*) (Sorier 2006, Callahan 2011, Doull 2011, Watson 2011, Watson 2011).

Uma bomba suja consiste de um material radioativo empacotado com explosivos convencionais tipo os utilizados na indústria como TNT, HBX, C-4, dentre outros. O princípio de funcionamento baseia-se no fato de que uma vez que a explosão ocorra, o material radioativo deve ser espalhado no ambiente abrangendo o maior número possível de seus compartimentos. Grande parte deste material espalhado forma uma nuvem de contaminação radioativa e o restante precipita em grandes aglomerados de partículas próximos ao local da explosão, podendo ocasionar a contaminação do solo e da água com comprometimento à continuidade da ocupação da área por humanos. Uma bomba suja pode ainda resultar em morte e ferimentos causados pela explosão convencional, bem como promover a síndrome aguda da radiação (SAR), além da possibilidade de desenvolvimento de morbidades como o câncer devido à exposição à radiação ionizante de corpo inteiro. Além disso, a bomba suja é largamente reconhecida pelo seu potencial efeito psicológico e econômico que pode ser agravado pelos efeitos na saúde citados (Kim 2009, Jeong 2010, Yves 2012).

Mais especificamente, dependendo da quantidade de material radioativo dispersado sobre uma área, deverá ser requerida uma evacuacão completa, esforços de descontaminacão e ações políticas para garantir a qualidade de vida dos residentes após um oneroso e possívelmente longo período de trabalho para a conclusão do processo de descontaminação das áreas consideradas remediáveis. As atividades pós-explosão, que demandarão um processo decisório complexo e integrado em diversos níveis da administração pública, necessitarão de informações detalhadas sobre: (a) os riscos para a saúde da população envolvida, (b) o grau de contaminação de toda a infraestrutura (residências, construções etc), (c) a distribuição da contaminação em superfície e sub-superfície, no meio ambiente contaminado e, (d) os níveis de contaminação, dentre outras possíveis e oportunas considerações.

Como já foi introduzido, a confecção de uma bomba suja é um processo razoavelmente simples que consiste na união de explosivos convencionais e material radioativo de fácil dispersão (King 2004). Além disso, uma bomba suja pode criar grandes plumas radioativas, podendo gerar sérios impactos sociais, na saúde, psicológicos e na economia local. A explosão deste tipo de artefato tem um grande impacto econômico devido à necessidade de descontaminacão de grandes áreas que deverão contar com grande aporte financeiro, além de profissionais especializados (Winterfeldt 2007).

Grupos terroristas podem ser capazes de combinar elementos radioativos com alto potencial de contaminação ambiental para produzir um dispositivo de dispersão radiológica (RDD). Esta possibilidade remete à necessidade de se criar e avaliar cenários para um evento desta natureza, a fim de melhorar o grau de preparação e treinar a capacidade de resposta das autoridades responsáveis.

Há um conjunto de radionuclideos que são de grande interesse para utilização em um RDD devido as suas características físicas, químicas e possibilidade de obtenção. De acordo com o Instituto de Pesquisa de Radiobiologia das Forças Armadas Americanas, os materiais radioativos de alta importância militar e com potencial para serem utilizados na construção de um RDD são, entre outros, ^{241}Am, ^{137}Cs, ^{60}Co, urânio empobrecido (DU), ^{32}P, ^{90}Sr e ^{232}U (AFRRI 2003).

O ^{137}Cs, emissor gama, é capaz de causar altas exposições externas e contaminação interna. É apresentado como um sal e pode ser completamente absorvido por órgãos como pulmão e trato gastrointestinal (AFRRI 2003). Sua capacidade de propagação no ar é dependente, entre outros parâmetros, das condições climáticas (Homann 2010). A sua toxicidade é principalmente relacionada à irradiação total externa de corpo inteiro podendo induzir a SAR e, uma vez incorporado ao organismo, o metabolismo o reconhece como um análogo de potássio com excreção por via urinária (AFRRI 2003).

Do ponto de vista de um ataque terrorista, uma ação sobre áreas urbanas densas é atraente por causar pânico e gerar um conjunto de danos que abalariam os contextos econômicos, psicológicos, ambientais e sociais. Além disso, a existência de muitas fontes órfãs (fontes que foram abandonadas ou perdidas em determinados locais, as quais não possuem um controle regulatório das entidades responsáveis) e a facilidade de se conseguir explosivos, muitos deles produzidos de forma artesanal, podem representar um potencial caminho para terroristas conseguirem realizar um ataque bem sucedido.

Devido à relativamente grande complexidade para se produzir um artefato nuclear improvisado (IND), as bombas sujas são mais susceptíveis de serem construídas (Regens 2007).

Quantidades significativas de material radioativo podem ser depositadas sobre as superfícies depois de uma liberação de um RDD. Desta forma, as pessoas expostas e os agentes de respostas à emergência que estiverem atuando nestas áreas contaminadas, podem ficar expostos a altas doses de radiação ionizante, podendo inclusive atingir níveis que gerem efeitos determinísticos. Além disso, a probabilidade dos efeitos estocásticos pode aumentar, levando a um aumento da taxa de incidência e mortalidade para alguns tipos de cânceres (Levett 2007).

A Indução ao câncer é o mais importante efeito de longo prazo como consequência de exposição de corpo inteiro a materias como os empregados em um RDD (AFRRI 2003). A população exposta corre risco de desenvolver câncer mesmo após os procedimentos de descontaminação e remediação de áreas afetadas (Florig and Fischhoff 2007).

Uma tendência no mundo moderno é a importância dada a processos que permitam conhecer, entender e dispor de metodologias que avaliem o impacto ambiental das atividades de qualquer natureza sobre os seres humanos e a biota, de forma rápida e segura, auxiliando nos processos de tomada de decisão. O desenvolvimento de metodologias inteligentes de trabalho pode contribuir sobremaneira para gerar soluções que possam interferir tanto nas rotinas, como no gerenciamento de crises e, fundamentalmente, no assessoramento ao processo decisório em todas as suas fases e níveis.

Códigos computacionais como o HotSpot são capazes de estimar a dose recebida por um indivíduo em função da distância e da distribuição da contaminação numa determinada área superficial, após a explosão de um RDD. Outro exemplo é a família RESRAD, que possui códigos que são usados em remediação de áreas contaminadas, que partem exatamente da contaminação do solo para prever a contaminação em outros compartimentos do ecossistema. Estes códigos foram reunidos para estudar um único problema, resultando em uma fonte mais completa de dados, permitindo melhor avaliação e apoio ao processo decisório.

2. Objetivo Geral

Desenvolver competência e aperfeiçoar metodologias e ferramentas de trabalho visando à avaliação do impacto ambiental e sobre uma população devido à explosão de um RDD, com a finalidade de dar suporte á tomada de decisão e ao monitoramento futuro do ambiente e da população.

2.1 Objetivos Específicos

a. Desenvolver e utilizar uma metodologia unificada acoplando dados do código HotSpot (capaz de prever a contaminação do solo devido à acidentes nucleares e radiológicos) com o código RESRAD (capaz de prever a disseminação a partir do solo para os demais compartimentos ambientais e estabelecer limites de concentrações de radionuclídeos adequados para a remediação)

b. Utilizar modelos matemáticos para determinar o risco (a partir de dados de saída do software HotSpot) do desenvolvimento de detrimento para os indivíduos expostos.

c. Propor alternativas e informações para otimização da resposta e apoio ao processo decisório.

3. Fundamentos Teóricos

Este trabalho baseou-se nos resultados provenientes do código HotSpot *Health Physics* para simular a explosão de uma bomba suja (RDD). Os dados de saída de HotSpot foram aplicados para quantificar aumentos na indução de câncer e a sua probabilidade de causalidade, bem como estimar os impactos ambientais por meio da utilização do código RESRAD.

3.1 Liberações de Materiais para a Atmosfera

A atmosfera é uma das principais vias pela qual o material de um RDD pode se dispersar em grandes áreas e atingir muitos compartimentos ambientais. Os efeitos e consequencias de tais liberações devem ser avaliados levando-se em conta dados meteorológicos e características específicas do cenário, tais como densidade populacional, tipos de construções, hábitos e costumes da população, inclusive uso de solo e água.

Em liberações associadas a explosões, como é o caso deste estudo, o material pode ser disperso em maiores distâncias por conta da força da explosão e atingir camadas mais elevadas na atmosfera, onde o vento pode alterar sua velocidade e, dependendo da altura atingida na explosão, o material pode alcançar correntes de circulação local e global, facilitando a sua dispersão para locais bem distantes do local do evento inicializador.

Geralmente as liberações atmosféricas ocorrem entre a superfície do solo e a "camada limite planetária" que varia de 200m a 2000m acima da superficie (Rochedo 2005). A estabilidade dentro desta camada limite determina a intensidade da turbulência e, consequentemente, o processo de difusão do efluente liberado nesta camada. Os materiais radioativos liberados para a atmosfera são transportados pelo vento e dispersados por processos naturais de difusão atmosférica turbulenta (Rochedo 2005). A altura da camada limite, ou camada de inversão atmosférica, depende de alguns fatores dentre eles, a quantidade de insolação (são maiores para fortes insolações).

A camada mais relevante de liberação e dispersão atmosférica é a camada próxima à superfície do solo. Esta apresenta a característica de possuir maior variação de velocidade e de turbulência. A maior responsável por turbulências é a temperatura vertical (gradiente térmico). Nos casos em que a temperatura diminui a uma taxa maior que

0,01ºC/m, a atmosfera está instável e os movimentos das camadas de ar verticais aumentam; por outro lado, quando a temperatura diminui com uma taxa menor ou aumenta com a altitude (inversão) apresenta-se estabilidade e os movimentos na direção vertical são reduzidos (Rochedo 2005). É importante notar que a rugosidade do terreno (solo) contribui para gerar a turbulência mecânica no sistema.

Para uma avaliação eficaz das liberações, devem ser conhecidos com muita exatidão e precisão os dados meteorológicos como chuva, direção e velocidade do vento, insolação, e também dados relacionados á população local como tipo de terreno, além da quantidade e tipo de construções.

O material disperso no ar pode resultar em contaminação ambiental de solos, água, vegetação, ocasionar exposições externas à população, além de contaminação interna por causa da inalação do material suspenso no ar e contaminação por produtos alimentícios e água de consumo.

O modelo matemático mais adotado para estimar dispersão atmosférica é o de pluma gaussiana, sendo considerado de análise e solução rápida. Este é adequado para situações simples, geralmente em terrenos planos, a curtas distâncias. O modelo tem sido amplamente utilizado e validado pela comunidade científica e, ainda, é o mais utilizado para os cálculos iniciais de dispersão atmosférica. O modelo gaussiano geralmente produz resultados que são bem aceitos para confronto com dados experimentais e, devido a sua facilidade de aplicação, é uma ferramenta poderosa de análise em curto intervalo de tempo.

Este modelo é aplicável a fontes pontuais ou dispersões aéreas onde se necessita uma fotografia imediata do cenário, fornecendo informações importantes para uma resposta eficiente e eficaz. É conservativo e por isso oferece condições de agravamento do cenário, considerando as piores hipóteses. Esta forma de abordagem é interessante em uma primeira aproximação, pois avalia as condições de maior rigor que possam ser enfrentadas.

3.1.1 Vias de Exposição do Material Dispersante

Vias de exposição são os caminhos pelos quais o material radioativo se dispersa e transfere seu conteúdo para o meio ambiente e para o público. As vias de exposição podem ser classificadas segundo alguns critérios, dentre os quais se podem citar (Rochedo 2005):

1. Ecossistema envolvido: terrestre, aquático e marinho. Embora esta classificação seja bastante usada, as vias de exposição costumam atravessar diferentes ecossistemas;
2. Número de processos de transferência envolvidos que podem ser simples, quando apenas um compartimento ambiental está envolvido na exposição, como no caso da inalação de material radioativo liberado para o ar, ou múltiplo, quando existe a transferência entre 2 (dois) ou mais compartimentos ambientais antes do material radioativo atingir o homem, por exemplo, a via ar - solo - pasto – leite;
3. Tipo de exposição: por exemplo, vias de exposição interna, em que o corpo humano está sendo exposto à radiação devido à incorporação de material radioativo, e vias de exposição externa, onde a exposição se deve a fontes localizadas fora do corpo humano, podendo estar tanto no ar como no solo e na água.

As vias de exposição mais comuns, normalmente incluídas na maior parte dos modelos de avaliação de impacto e que serão abordadas neste trabalho, são:

1. Exposição externa: devida à própria fonte, devida ao material radioativo liberado para o ar, devida ao material radioativo depositado no solo e superfícies, devida ao material radioativo presente na água, e devida ao material acumulado em sedimentos;
2. Exposição interna: ingestão de água, vegetais, solo, produtos de origem animal contaminado por ingestão ou inalação, inalação, absorção pela pele.

Portanto, nos casos de liberação de materiais para o meio ambiente, seja ele em qualquer compartimento, a avaliação de impacto radiológico ambiental é muito importante para se inferir sobre o risco associado às possíveis exposições aos seres humanos e ao meio ambiente em geral.

3.1.2 Processos de Perdas de Materiais Liberados para a Atmosfera

Os principais processos responsáveis pela perda de material disperso na pluma na atmosfera são os processos de deposição (seca ou úmida) e o decaimento radioativo.

3.1.2.1 Deposição Seca

Este é o processo de deposição do material disperso na atmosfera nos demais compartimentos ambientais na ausência de água, onde a quantidade dessa deposição será proporcional à quantidade de material no local a ser analisado.

A quantidade e a velocidade de deposição variam em função de alguns parâmetros, tais como: (a) características do aerossol, (b) da forma química e estado físico do elemento dispersante, (c) das características da superfície a ser depositada, e (d) meteorologia (ventos e gradiente da concentração).

A equação que descreve as perdas por esse tipo de processo é dada por (Rochedo 2005),

$$Fs_{pj} = \exp\left[\sqrt{\frac{2}{\pi}}\frac{v_g}{u_j}\int_0^x \frac{\exp\left(-H^2/2\sigma_{zj}(x)\right)}{\sigma_{zj}}dx\right] \quad (1)$$

em que v_g é a velocidade de deposição seca, H a altura efetiva de liberação, σ_{zj} é o coeficiente de difusão, x é a distância entre a fonte e o receptor e u_j é a velocidade média do vento na categoria j.

Alguns valores de velocidade de deposição são apresentados na tabela 1, considerando uma área com vegetação.

Tabela 1: Valores para veolcidade de deposição seca (m/s) (IAEA 1982, Rochedo 2005).

Tipo de Material	**V_g**
Particulados (<4um)	$2x10^{-3}$
Iodo Elementar	$4x10^{-2}$
Iodo Orgânico	$2x10^{-4}$

3.1.2.2 Deposição Úmida

A deposição úmida ocorre quando há deposição do material disperso na atmosfera por meio da ação da água, seja ela na forma de chuva, neve, ou outros.

Quando há muitas partículas no material, o principal processo que o depõe na superfície é a lavagem por meio da água de chuva, carreando estes ao solo. As características que afetam tal deposição são: (a) o tamanho do particulado, (b) a força da chuva e, (c) a solubilidade do dispersante na água. Em gases, a deposição depende da solubilidade das gotículas no gás.

A quantidade de perda por esse tipo de deposição é dado pela equação 2 (Rochedo 2005),

$$Fu_{pj} = \exp\left[-\alpha I \frac{x}{u_j}\right] \qquad (2)$$

em que α é a constante de arraste pela chuva em (h/(mm.s)), I é a precipitação média anual em (mm/h).

Uma característica muito importante é a definição com a melhor exatidão da precipitação anual no local a ser estudado e analisado, pois, dessa forma, pode-se estimar com melhor fidedignidade a quantidade de deposição por chuvas.

A constante de arraste pode ser mostrada abaixo para alguns materiais.

Tabela 2: Valores para constante de arraste por chuva (h/mm.s). (IAEA 1982, Rochedo 2005).

Tipo de Material	**α** (10^{-4})
Particulados (<4um)	1,6
Iodo Elementar	1,1
Iodo Orgânico	< 1,0

3.1.2.3 Decaimento

A concentração e a quantidade de material na pluma devem ser corrigidas levando-se em conta os fatores de decaimento radioativo durante o transporte, visto que o processo pode durar tempo suficiente para que tenha ocorrido algum decaimento

significativo dependendo da meia vida do nuclídeo envolvido.

A correção para o decaimento é dado pela equação 3 (Rochedo 2005),

$$Fr_i = \exp\left[-\lambda_i \frac{x}{u_j}\right] \tag{3}$$

em que λ_i é a constante de decaimento do radionuclideo presente na pluma.

3.2 Descrição do código *HotSpot*

Conforme definido por seus desenvolvedores, o código HotSpot *Health physics* foi criado para auxiliar o pessoal de resposta a emergências radiológicas e planejadores da área de emergência com uma ferramenta metodológica computacional rápida e portátil para avaliar incidentes envolvendo material radioativo (Homann 2010). O *software* é também utilizado para análise de segurança de instalações de manuseio de material nuclear. O código HotSpot usa uma aproximação de primeira ordem dos efeitos da radiação associada com a liberação atmosférica de materiais radioativos. Seu modelo matemático é um híbrido do bem estabelecido modelo gaussiano de pluma, amplamente utilizado para a avaliação inicial de emergência ou de planejamento de análise de segurança (Hanna 1982).

Os valores de entrada no *software* são usados para modelar a distribuição atmosférica inicial da fonte do material radiológico após uma explosão, incêndio, ou ressuspensão. O HotSpot leva em consideração os seguintes parâmetros: (a) modelo de dispersão atmosférica; (b) condições meteorológicas (velocidade do vento, a categoria de estabilidade, altura da camada de inversão), (c) detalhes da pluma radioativa (material radioativo), quantidade e natureza da pluma, velocidade de deposição, altitude de explosão (Height of Burst: HOB), (d) energia da explosão (rendimento); (e) tempo (tempo de amostragem e tempo de exposição), e (f) condições do alvo (densidade populacional).

3.2.1 Algoritmos do HotSpot

O HotSpot utiliza a origem ao nível do solo como ponto de liberação do radionuclídeo (x = 0, Y = 0, Z = 0). O eixo x é o eixo na direção do vento; o eixo y é o

perpendicular ao eixo do vento; o eixo z estende-se verticalmente a partir do chão. Estas coordenadas podem ser melhor vizualizadas na figura 1.

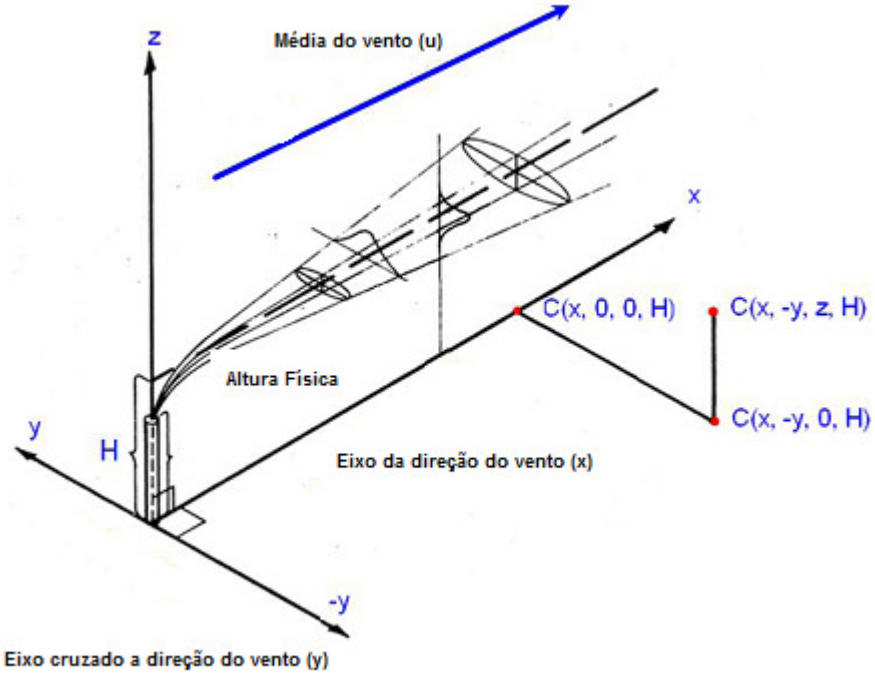

Figura 1: Coordenadas utilizadas no código do *software* HotSpot (Homann 2010).

3.2.1.1 Equação Gaussiana

As equações do modelo gaussiano determinam a concentração do dispersante em determinado ponto do espaço, sendo matematicamente expressa por (Homann 2010):

$$C(x,y,z,H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u}\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right]\left\{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right]+\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\}\exp\left[-\frac{\lambda x}{u}\right]DF(x) \quad (4)$$

em que C = concentração atmosférica integrada no tempo (Ci-s)/(m^3), Q = atividade da fonte (Ci), H = altura efetiva de liberação (m), λ = constante de decaimento radioativo (s$^-$

[1]), x = distância na direção do vento (m), y = distância na direção perpendicular ao vento (m), z = distância no eixo vertical (m), σ_y = desvio padrão da distribuição da concentração integrada na direção perpendicular ao vento (m), σ_z = desvio padrão da distribuição da concentração integrada na direção vertical (m), u = média da velocidade do vento na altura efetiva de liberação (m/s), L = altura da camada de inversão (m), $DF(x)$ = fator de depleção da pluma.

Se a camada de inversão (L) excede σ_z, a equação a ser utilizada, com os mesmos parâmetros apresentados para a equação 4 (Homann 2010), é:

$$C(x,y,z,H) = \frac{Q}{\sqrt{2\pi}\sigma_y Lu} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{\lambda x}{u}\right] DF(x) \quad (5)$$

A transição das duas equações acima é iniciada quando σ_z é 70% de L e finaliza quando são iguais. No intervalo desta transição os valores são interpolados linearmente para dar um valor mais próximo à realidade, evitando variações abruptas em pequenos intervalos (Homann 2010).

3.2.1.2 Dose na Passagem da Pluma

Considera-se que o individuo exposto irá permanecer no mesmo local, na direção do vento, por um tempo de exposição que pode ser determinado em função do tempo de liberação do material radioativo do evento.

3.2.1.3 Classificação da Estabilidade Atmosférica

O código permite ao usuário a classificação do deslocamento das camadas de ar no sentido vertical em estáveis, instáveis e neutras. O HotSpot seleciona automaticamente a classe de estabilidade atmosférica em função das entradas de velocidade do vento e quantidade de insolação a 2 (dois) metros de altura. Esta classificação pode ser observada na tabela 3.

Tabela 3: Condições meteorológicas para definir a classificação da estabilidade atmosférica de categorias de A a F utilizadas no HotSpot.

Velocidade do vento (m/s)	Alta insolação no céu	Baixa insolação no céu ou nublado	Noturno
< 2	A	B	F
2 – 3	A	C	E
3 – 4	B	C	D
4 – 6	C	D	D
> 6	C	D	D

Sendo, A= extremamente instável; B= moderadamente instável; C= ligeiramente instável; D= neutro; E= ligeiramente estável; F= moderadamente estável.

Para liberações atmosféricas elevadas, o local de máxima concentração dependerá da classe de estabilidade associada. Para materiais com velocidade de deposição nula e altura de liberação próximos ao solo, a máxima concentração ocorrerá para uma classe moderadamente estável (F). Caso a velocidade de deposição seja diferente de zero, a grandes distâncias na direção do vento, essa concentração nem sempre estará associada à estabilidade F, devido aos efeitos de depleção da pluma, ou seja, a concentração da pluma diminui a taxas mais rápidas com o aumento da classe de estabilidade (A-F) e também com o aumento da velocidade de deposição.

3.2.1.4 Cálculo de σ_y e σ_z

Após a classificação da estabilidade, o código utiliza as equações constantes nas tabelas 4 e 5 para estimar os valores de desvio padrão da distribuição para dois tipos de terrenos, cidades e o padrão, o qual se refere a um campo aberto sem construções que podem obstruir e deslocar a trajetória de dispersão.

O fator de terreno urbano considera estruturas populosas e com construções que apresentam capacidade de retenção de calor (concreto e asfalto). Este fator estimará menores valores de concentração em relação ao fator de terreno padrão, pois em áreas

urbanas ocorre maior deposição do material liberado devido à grande quantidade de estruturas, obstáculos e construções.

Há alguns métodos para determinação e estimativa dos desvios padrões (coeficientes) *y* e *z*, alguns exemplos são:

a) Modelo de Briggs, para o cálculo do coeficiente de dispersão vertical em função da distância *x*, este considera um valor diferente para cada classe de estabilidade atmosférica. Este também possibilita um cálculo diferenciado para áreas urbanas ou padrão (campo, rural). As tabelas 4 e 5 apresentam as equações do modelo de Briggs (Homann 2010).

Tabela 4: Coeficientes de difusão σy e σz pelo modelo de Briggs para terreno padrão (Homann 2010).

Classe de estabilidade	σy (m)	σz (m)
A	$0{,}22x.(1+0{,}0001x)^{-1/2}$	$0{,}20x$
B	$0{,}16x.(1+0{,}0001x)^{-1/2}$	$0{,}12x$
C	$0{,}11x.(1+0{,}0001x)^{-1/2}$	$0{,}080x.(1+0{,}0002x)^{-1/2}$
D	$0{,}08x.(1+0{,}0001x)^{-1/2}$	$0{,}06x.(1+0{,}0015x)^{-1/2}$
E	$0{,}06x.(1+0{,}0001x)^{-1/2}$	$0{,}030x.(1+0{,}0003x)^{-1}$
F	$0{,}04x.(1+0{,}0001x)^{-1/2}$	$0{,}016x.(1+0{,}0003x)^{-1}$

Tabela 5: Coeficientes de difusão σy e σz pelo modelo de Briggs para terreno urbano (Homann 2010).

Classe de estabilidade	σy (m)	σz (m)
A – B	$0{,}32x.(1+0{,}0004x)^{-1/2}$	$0{,}24x.(1+0{,}001x)^{-1/2}$
C	$0{,}22x.(1+0{,}0004x)^{-1/2}$	$0{,}20x$
D	$0{,}16x.(1+0{,}0004x)^{-1/2}$	$0{,}14x.(1+0{,}0003x)^{-1/2}$
E – F	$0{,}11x.(1+0{,}0004x)^{-1/2}$	$0{,}08x.(1+0{,}0015x)^{-1/2}$

Sendo *x* é a distância em metros na direção do vento.

b) Sistema *Pasquill – Gifford*, adequado para liberações muito próximas ao solo, em terrenos lisos ou de pouca rugosidade (Pasquill 1961).

c) Sistema de *Julich*, usado para liberações elevadas que ocorrem em terrenos de rugosidade moderada para alta, ou seja, muito aplicado em áreas com vegetação, vilarejos ou construções predominantes ao nível do solo (Homann 2010).

O modelo mais utilizado e que se adapta melhor às situações abordadas pelo HotSpot é o modelo de Briggs. Portanto, é o modelo escolhido para os cálculos dos coeficientes de dispersão neste trabalho. Tal modelo é bem aplicado para distâncias a partir de 100 m e até aproximadamente 10 km, podendo ser utilizado, porém com perda de fidedignidade, até distâncias de 100 km do ponto inicial de dispersão. Os valores limites de estimativas dos coeficientes adotados pelo HotSpot são de 10 m até 200 km.

As figuras 2 e 3 ilustram as equações do modelo de Briggs com os coeficientes de dispersão em função das distâncias dentro do intervalo de 10 m a 100 km para o terreno padrão.

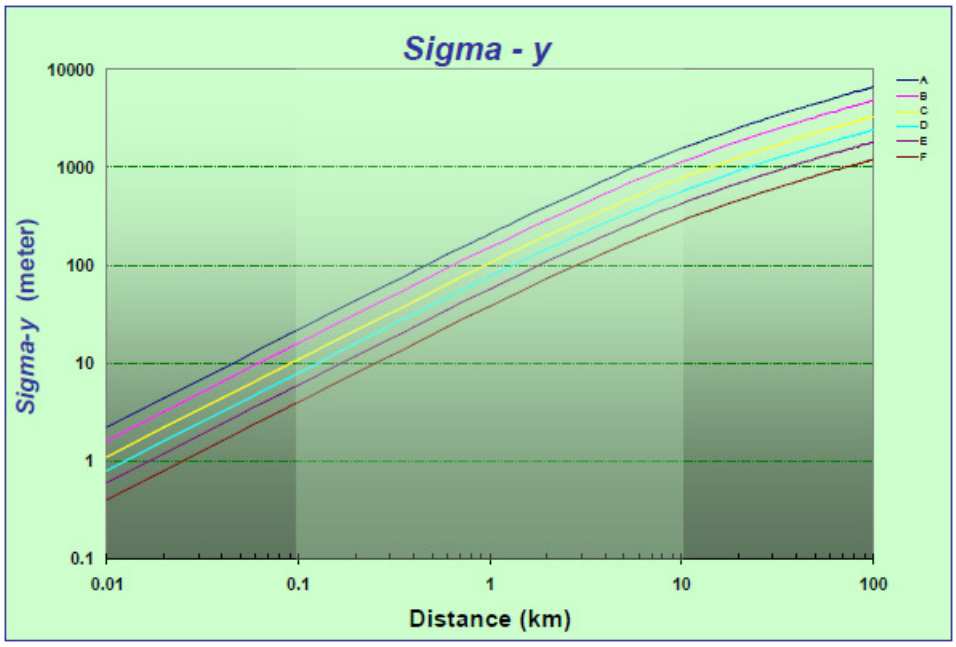

Figura 2: Gráfico representativo de σ_y em função da distância *x* para as classes de estabilidade de A a F (Homann 2010).

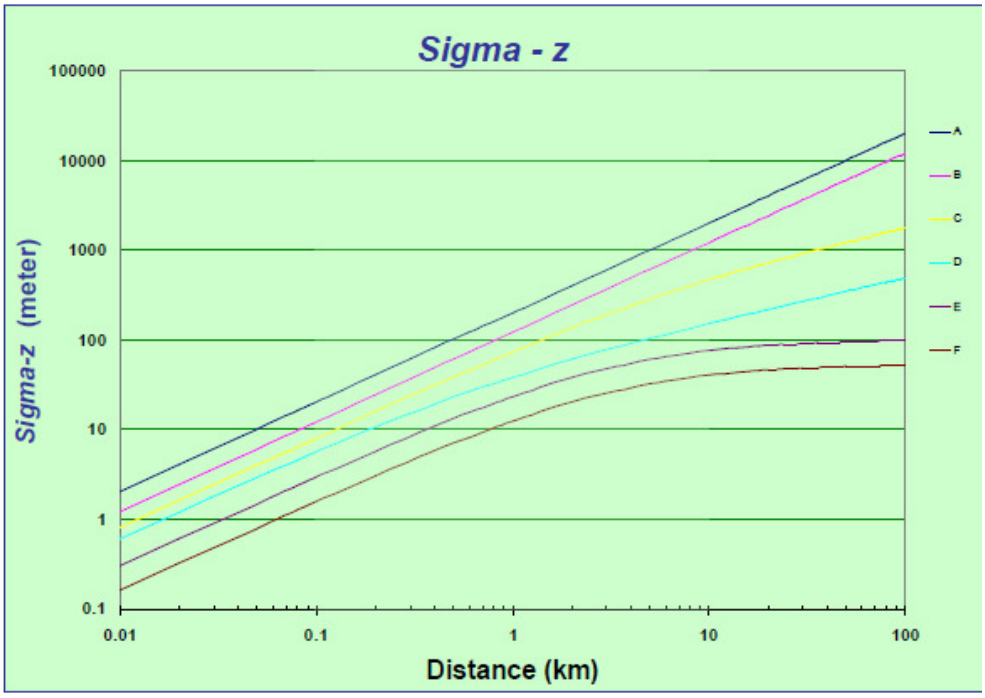

Figura 3: Gráfico representativo de σ_z em função da distância *x* para as classes de estabilidade de A a F (Homann 2010).

3.2.1.5 Tempo de Amostragem

As equações para o desvio padrão da distribuição gaussiana são representativas de uma observação sobre um período de 10 min. Nos códigos do *software* esse tempo médio é definido como tempo de amostragem da simulação.

A concentração do material disperso na direção do vento diminui com o aumento do tempo de amostragem devido ao maior desvio padrão na direção calculada e da maior dispersão na direção do vento.

As figuras seguintes mostram o efeito do tempo de amostragem na concentração da pluma, na figura 4 houve utilização de um tempo de amostragem de 1/50 segundos mostrando uma concentração da nuvem considerada instantânea; a segunda imagem (figura 5) foi realizada com amostragem de 5min mostrando uma nuvem suavizada e concentração no centro reduzida devido a média dos valores instantâneos no período de 5 min.

Figura 4: Imagem com tempo de amostragem de 1/50s (Homann 2010).

Figura 5: Imagem com tempo de amostragem de 5min (Homann 2010).

O tempo de amostragem para eventos explosivos é fixado pelo *software* em 10 min, não podendo ser alterado. Em eventos não explosivos, este pode ser alterado. O valor de desvio padrão da distribuição é matematicamente relacionado com o padrão de 10 min através da seguinte equação (Van 1968, Hanna 1982, Gifford 1975).:

$$\sigma_y' = \sigma_y \left[\frac{t}{10}\right]^{0.2} \qquad (6)$$

em que σ_y' é o desvio padrão da concentração com tempo de amostragem de *t* min, σ_y desvio no tempo de 10 min.

3.2.1.6 Altura Efetiva de Liberação

A altura real da pluma pode não ser coincidente com a altura física da liberação do material dispersante. A elevação da pluma no ar pode ocorrer por vários fatores meteorológicos, por causa da relação da velocidade em que é liberado e a velocidade do vento, diferença de temperatura do dispersante em relação ao ar, gerando uma corrente de convecção que o desloca para cima, além da região de estabilidade atmosférica. Tal elevação do material resulta em aumento na altura efetiva de liberação. Esse efeito de elevação resulta em menores concentrações no nível do solo.

Caso em uma liberação não seja possível determinar a altura efetiva, pode-se adotar a altura física de liberação ou a posição zero do solo, ambas as considerações terão um caráter conservativo, pois acarretarão em uma dose maior para todos os indivíduos que serão expostos pela pluma, visto que uma pluma com altura mais baixa induz a uma maior concentração de material em função do tempo.

Neste *software*, para a opção de evento “Plumas Gerais” oferecido pelo menu do *software*, há a possibilidade de calcular a elevação da pluma possibilitando, assim, conhecer a altura efetiva da liberação. Existem alguns modelos de equações que permitem quantificar a elevação da pluma.

3.2.1.7 Variação da Velocidade do Vento com a Altura

O modelo de equação gaussiano utiliza a velocidade do vento na altura *H*, altura de liberação efetiva. Geralmente costuma ser adotado o valor de referência de 10 m de altura, então o *software* utiliza uma modelagem matemática para ajustar a velocidade do vento na altura de liberação real. A equação de ajuste é expressa matematicamente por (Homann 2010),

$$u(H) = u(z)\left(\frac{H}{z}\right)^{p} \tag{7}$$

onde *u(z)* é velocidade do vento (m/s) na altura de referencia *z* (m), *H* é a altura de liberação efetiva (m), *u(H)* velocidade do vento na altura *H*, *p* fator de ajuste conforme tabela 6.

Tabela 6: Fator exponencial *p* usado pelo *software* HotSpot para cálculo da velocidade do vento em função da altura (Homann 2010).

a) Terreno Padrão

Classe de Estabilidade

A	B	C	D	E	F
0,07	0,07	0,10	0,15	0,35	0,55

b) Terreno Urbano

Classe de Estabilidade

A	B	C	D	E	F
0,15	0,15	0,20	0,25	0,40	0,60

3.2.1.8 Depleção da Pluma no HotSpot

3.2.1.8.1 Deposição Seca

Gases, vapores e pequenos particulados são depositados na superfície através da difusão destes e podem permanecer no solo durante muito tempo. A velocidade efetiva de deposição é calculada pela razão do fluxo de deposição [µCi/(cm^2.s)] e a concentracao no ar próximo a superficie [µCi/cm^3]. Com este fonomeno, a concentracao na pluma resultante será menor devido à depleção de parte do material. O software HotSpot corrige esta perda de material depositada como forma seca.

Para a maioria dos materiais, a velocidade de deposição é em torno de 1 cm/s (Hanna 2002). No *software* são utilizadas duas metodologias de velocidade de deposição: uma para velocidade de particulas respiráveis (diâmetro aerodinâmicos menores que 10 microns) e outra para partículas não respiráveis (diâmetro maior que 10 mícrons). No HotSpot o *default* para essas velocidades é: (a) respirável = 0,3 cm/s e (b) não respirável = 8,0 cm/s.

Para um estudo mais conservativo, tais valores de deposição podem ser considerados como sendo de velocidade zero, ou seja, a pluma não sofrerá depleção e a concentração do material disperso permanecerá constante ao longo da trajetória.

Os componentes respiráveis e não respiráveis são definidos da seguinte maneira (Homann 2010).:

1. Risco no Material (MAR),: quantidade total do radionuclídeo envolvido na liberação;

2. Razão de dano (DR), fração do MAR que impactará o cenário;

3. Fração de Ar (AF), fração do material em aerossol e libertado para a atmosfera;

4. Fração respirável (RF), fração de material na forma de aerossol respirável (AMAD = 1 micron);

5. Fração liberada Respirável, fração do MAR que é disperso na atmosfera com uma AMAD de 1 micron; pode ser calculada das seguintes definições, fração respirável = AF RF;

6. Fator de "Leakpath" (LPF), fração do MAR (modificado por DR), que passa por um mecanismo de filtração. Para cenários de liberação livre, o Fator "Leakpath" é 1;

7. Fração liberada Não-Respirável, fração de material que é dispersa na atmosfera com diâmetro aerodinâmico maior que 10 microns. É expresso por, AF x (1-RF).

Os termos finais dos componentes respiráveis e não respiráveis podem ser expressos da seguinte forma:

Respirável = MAR x DF x LPF x AF x RF
Não Respirável = MAR x DF x LPF x AF x (1- RF)

Como já mencioando, a quantidade de material sofre depleção com o aumento da distância. O software HotSpot usa o fator modelado por Van der Hoven (Van 1968), o qual é apresentado pela equação 8 (Homann 2010).

$$DF(x) = \left[\exp \int_0^x \frac{1}{\sigma_x(x) \exp\left[\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z(x)}\right)^2\right]} \right]^{-\frac{v}{u}\sqrt{\frac{2}{\pi}}} dx \quad (8)$$

Onde *DF(x)* = Fator de depleção, (adimensional), *x* = distância na direção do vento (m), *v* = velocidade de deposição (cm/s), *u* = velocidade media do vento (m/s), *H* = altura de liberação, $\sigma_z(x)$ = desvio padrão da concentração da distribuição na direção vertical (eixo *z*).

3.2.1.8.2 Deposição Úmida

A deposição úmida pode ser divida em duas partes, uma dentro da nuvem e outra logo abaixo, porém no HotSpot estas são inseridas em um único processo de deposição. Neste *software*, o modelo de precipitação com deposição úmida é modelado pela equação 9 (Homann 2010):

$$C'(x,y,z) = C(x,y,z)e^{-\Lambda x/u} \quad (9)$$

Onde *C'* é a concentração em Ci/m^3, Λ é o coeficente de lavagem em s^{-1}, e *u* é a velocidade média do vento em m/s.

Alguns valores típicos do coeficiente de lavagem são apresentados na tabela 7.

Tabela 7: Valores típicos do coeficiente em função da taxa de precipitação (Homann 2010).

Taxa de precipitação (mm/h)	Coeficiente de lavagem (10^{-4}s^{-1})
0,5	1,0
1	2,0
5	6,0
10	10,0
15	13,0
20	17,0
25	20,0

3.2.1.8.3 Deposição no Solo

O material radioativo que é depositado no solo deverá contribuir significativamente para a exposição da população, principalmente pela via de exposição externa à radiação ionizante. O HotSpot usa um fator de correção de intemperismo para o solo que o considera perfeitamente liso. Há 2 (dois) algoritmos implementados pelo *software* para a correção do intemperismo ao longo do tempo.

a) Modelo WASH 1400:

A equação que rege tal fator de correção é

$$WCF = GRF\left[0{,}63e^{-(1{,}13.t)} + 0{,}37e^{-(0{,}00748.t)}\right] \quad (10)$$

onde *t* é o tempo em anos após a situação de contaminação, e *GRF* é o fator de correção de rugosidade do solo, em que o *default* é 0,7 (WASH-1400 1975).

b) Modelo Likhtarev:

A equação é dada por:

$$WCF = GRF\left[0{,}4e^{-(0{,}46.t)} + 0{,}6e^{-(0{,}014.t)}\right] \quad (11)$$

onde *t* é o tempo em anos após a situação de contaminação, e *GRF* é o fator de correção de rugosidade do solo, em que o *default* é 0,7 e este é admensional (Likhtarev 2002).

3.2.1.8.4 Resuspenção

O efeito de ressuspensão é considerado no *software* para fazer as simulações e o valor do fator de ajuste, RF, é determinado na altura de 2 m do solo (em uma velocidade média de 2 m/s). Caso a velocidade do vento seja acima de 3 m/s, tal fator é ajustado por:

$$RF(u) = RF.(u/3)^2 \quad (12)$$

em que *RF* é o fator de ajuste e *u* é a velocidade do vento.

A definição do fator de ressupenção é a razão da concentração do material no ar em função da concentração no solo, apresentando, portanto, dimensão [m^{-1}].

3.3 Descrição do código RESRAD

O RESRAD é um modelo computacional utilizado para estimativa de doses de radiação e risco para materias radioativos residuais em determinadas áreas e locais. Este código apresenta uma grande família, conforme classificação a seguir.

- RESRAD BUILD: calcula a dose de radiação recebida pelas pessoas dentro de estruturas com materiais radiativos, ou em parades, tetos, entre outros;
- RESRAD CHEM: analisa o transporte ambiental e os riscos relativos a perigos químicos;
- RESRAD BASELINE: calcula doses e riscos relativos em função de radionuclideos e concentrações químicas medidas no meio ambiente;
- RESRAD OFFSITE: acopla um modelo de dispersão atmosférica e um modelo de transporte solo-água com o RESRAD, permitindo o cálculo de doses para pessoas além das fronteiras do local em que há presença do material radioativo;
- RESRAD RECYCLE: calcula doses a trabalhadores e individuos do público provenientes de materiais recicláveis contendo traços e resíduos de materiais radioativos.
- RESRAD ECORISK: calcula riscos para receptores ecológicos de exposição e perigos químicos.

Este código computacional foi desenvolvido com ferramentas multifuncionais para dar assistência a processos de remediações, descontaminações e fornecer infomações sobre doses e riscos, auxiliando no gerenciamento da situação onde materiais radioativos são liberados em determinado ambiente (Yu 2001).

O código utiliza a quantificação de dose equivalente efetiva para a radiação externa e a dose equivalente efetiva comprometida para a radiação interna. Sendo que a dose total representa o somatório destas contribuições.

O RESRAD considera todas as possíveis vias de exposição, seja por meio de exposição externa ou contaminação interna. Estas incluem a exposição direta à radiação proveniente do material contaminado no solo, doses internas devido à inalação de particulas no ar, e ingestão de plantas, leite, carne, água, peixes, entre outros alimentos. Estas vias estão apresentadas na figura 6.

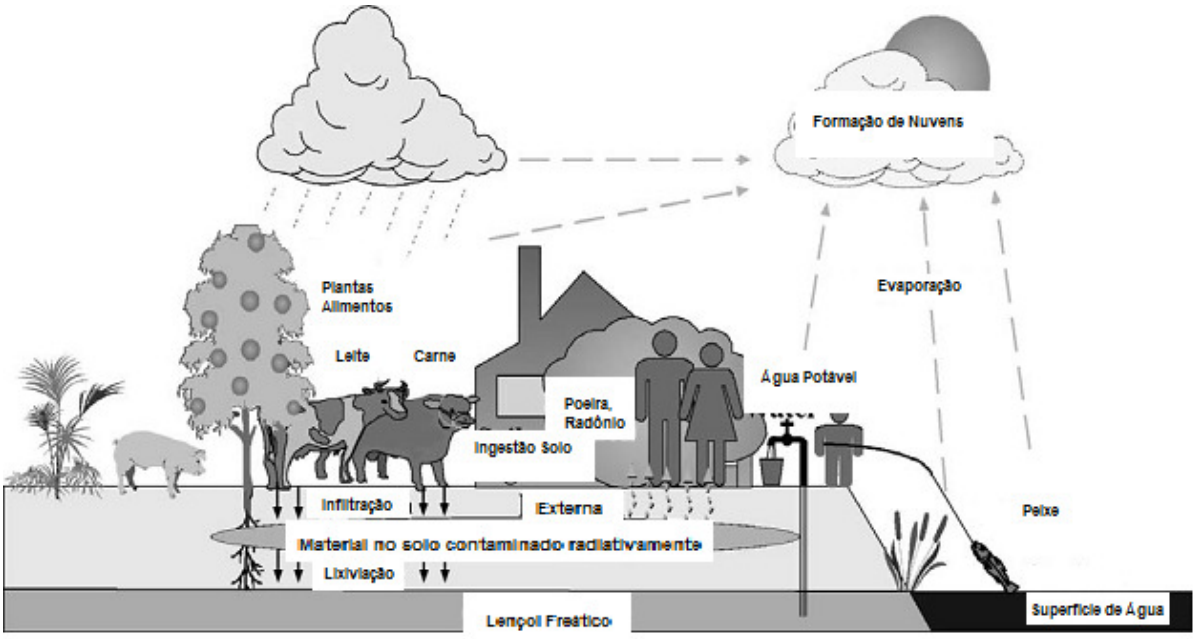

Figura 6: Vias de exposição consiradas no RESRAD (Yu 2001).

3.3.1 Análise das Vias de Exposição

A análise de uma via de exposição é desenvolvida em 4 (quatro) partes: (a) avaliação da fonte, (b) estabelecimento do cenário de exposição, (c) estimativa do transporte ambiental, e (d) estimativa de doses.

A fonte é avaliada em termos da taxa de atividade do radionuclídeo liberado no ambiente pelo material contaminado. No caso de solo contaminado ou qualquer outro material radioativo presente no solo, esta taxa é determinada considerando: geometria da zona contaminada, concentração do radionuclídeo no material, crescimento (por aumento de concentração por decaimento do radionuclídeo pai) ou decaimento da fonte e a taxa de remoção por erosão ou lixiviação. O estabelecimento do cenário de exposição utiliza informações de uso e costumes da população que poderá ser exposta à contaminação, bem como do ambiente receptor da contaminação. Os fatores que irão controlar a taxa de migração do radionuclideo no ambiente, bem como a severidade e duração da exposição humana, estão relacionados com o cenário no qual ocorrem estas atividades.

A estimativa do transporte ambiental é realizada pela identificação das vias ambientais pelas quais os radionuclídeos podem ser conduzidos até chegar ao homem e a determinação das taxas de migração pelas vias identificadas. A estimativa das doses envolve, além das concentrações dos radionuclídeos nos compartimentos ambientais, as

taxas de ocupação, taxas de consumo, taxas de inalação e de fatores de conversão de doses para doses por exposições externas ou internas.

3.3.2 Avaliação da Fonte

3.3.2.1 Geometria da zona contaminada

A zona contaminada é a região do solo no qual há concentração de material radioativo acima do valor de fundo (valor intrínseco a localidade sem a presença de materiais radioativos externos aos componentes). Nesta zona, é assumido que o radionuclídeo está uniformemente distribuído para efeito de análise e estimativas. A figura 7 abaixo ilustra esta zona contaminada em um corte do solo.

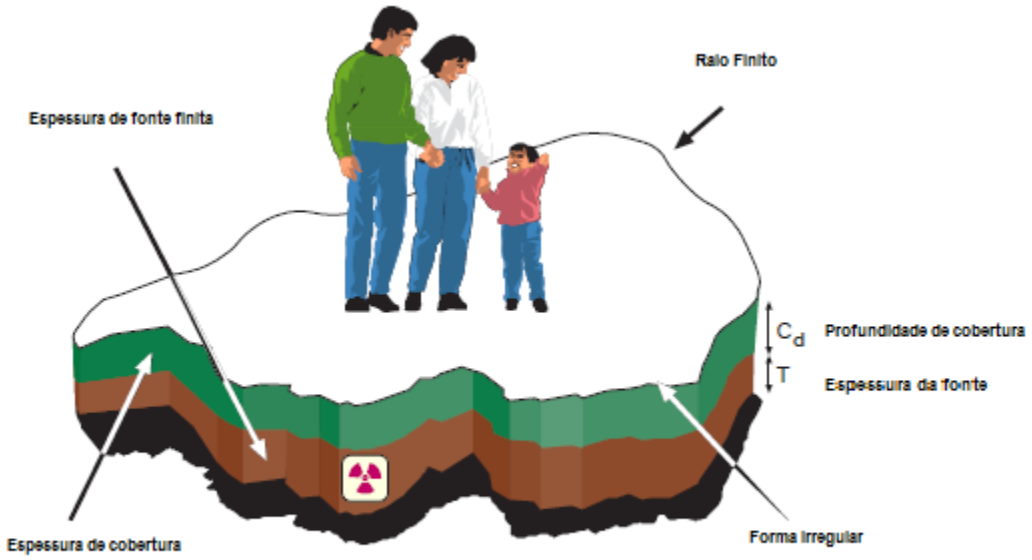

Figura 7: Representação ilustrando a geometria da zona contaminada (Yu 2001).

3.3.2.2 Dependência com o Tempo

A dependência temporal para doses anuais é controlada por: (a) taxa de lixiviação no solo, (b) taxa de crescimento ou decaimento dos radionuclideos, (c) taxa de erosão no solo e (d) taxa de transporte do material contaminado pelo ambiente. Os processos (a) e

(c) ocorrem dentro da zona contaminada, o (b) ocorre em todas as zonas do solo, e o (d) ocorre fora da zona contaminada do solo.

3.3.2.3 Redistribuição

Erosões ou atividades humanas como a mineração podem gerar uma redistribuição do solo contaminado levando a zona contaminada para outros lugares, criando novas zonas contaminadas. Esse efeito não é considerado pelo RESRAD e, se necessário, pode ser simulado como uma zona contaminada adicional em separado.

3.3.3 Vias de Exposição

3.3.3.1 Identificação da Via

As vias potenciais estão ilustradas na tabela 8. As três principais vias consideradas são: exposição externa, inalação (de poeira e de radônio) e ingestão (solo, vegetais e produtos de origem animal).

Tabela 8: Vias potenciais de exposição (Yu 2011).

Radiação externa
Solo
Volume e Superfície da fonte
Ar
Poeira – partículas
Radônio e subprodutos do decaimento do Radônio
Outros radionuclídeos gasosos no ar
Água
Inalação
Poeira
Radônio e subprodutos do decaimento do Radônio
Outros radionuclídeos gasosos no ar
Ingestão
Alimentos
Plantas (vegetais, grãos e frutas)
Carne, leite
Alimentos aquáticos (peixe, crustáceos e moluscos)
Água
Água de poços artesianos
Água na superfície
Solo

Um esquema que representa as vias utilizadas pelo RESRAD é mostrado na figura 8.

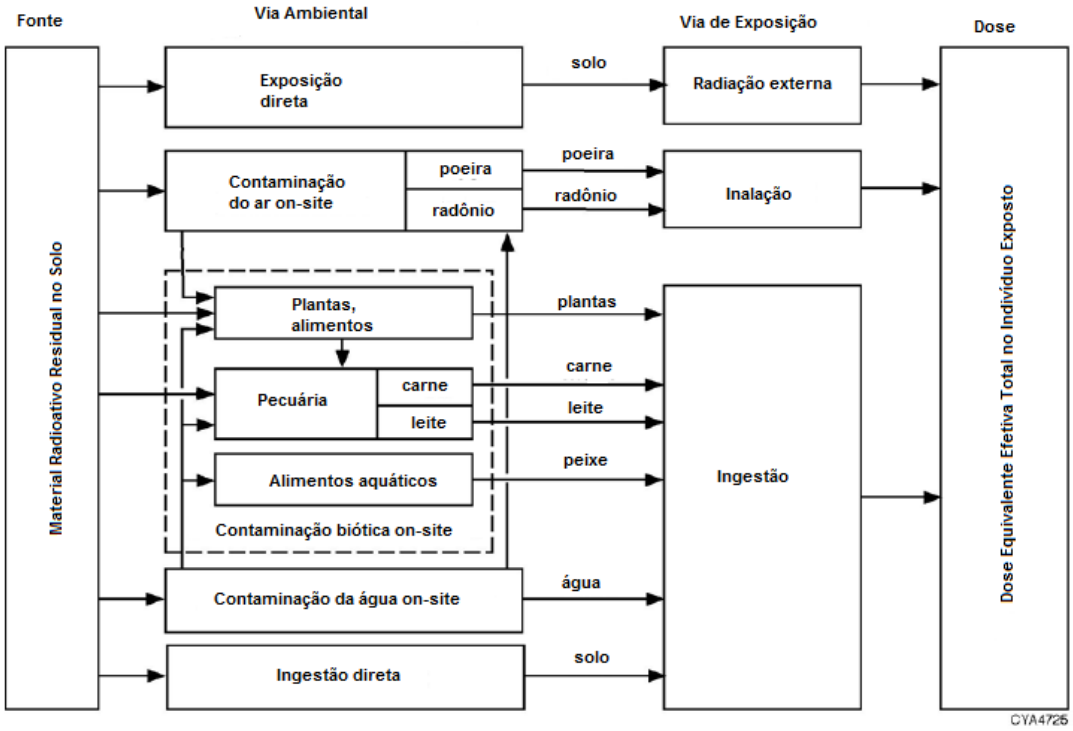

Figura 8: Representação esquemática das vias de exposição usadas no RESRAD (Yu 2001).

3.3.3.2 Via de Radiação Externa

A radiação externa tem como principal componente a exposição direta à radiação beta e gama presentes no solo. Este cálculo é feito primeiramente para um indivíduo exposto continuamente à radiação de uma zona contaminada infinita, a uma distância de 1m da superfície do solo e, posteriormente, são feitas as correções para uma zona finita, considerando a espessura da zona contaminada, de ocupação não integral, bem como possíveis blindagens de solo.

3.3.3.3 Via de Inalação

A exposição devido à inalação resulta da inalação de poeiras e de radônio (quando presentes os radionuclídeos naturais). Esta via é caracterizada pela taxa de

ocupação, ou seja, o número de horas por ano que o individuo inala o material radioativo e pela taxa de inalação.

3.3.3.4 Via Ingestão de Radionuclídeos

3.3.3.4.1 Via Alimentos

Nesta via são considerados 4 (quatro) tipos de alimentos: (a) vegetais, (b) carnes, (c) leite e (d) alimentos aquáticos.

A categoria de alimentos vegetais pode ser contaminada através de 4 (quatro) processos, a saber: (1) absorção radicular do solo/material contaminado, (2) absorção foliar de radionuclídeos em poeiras, (3) absorção radicular por irrigação com água contaminada, e (4) absorção foliar por água de irrigação contaminada.

A carne de boi e leite pode ser contaminada por meio da ingestão pelo gado de água, vegetal ou solo contaminados e subsequente transferência para aos derivados.

Os alimentos aquáticos como peixes, crustáceos e moluscos podem vir a ser contaminados a partir da contaminação da água de superfície por deposição de poeira, pelo arraste do material contaminado por água de chuva (*runoff*) e pela água subterrânea. Neste caso, a água de chuva ou de irrigação se infiltra pela zona contaminada e transporta o radionuclideo através da zona insaturada até a zona saturada e lençol freático, a partir daí o radionuclídeo pode alcançar lagos e rios.

A dose resultante desta via depende da quantidade de alimento consumida e da concentração do radionuclídeo no alimento.

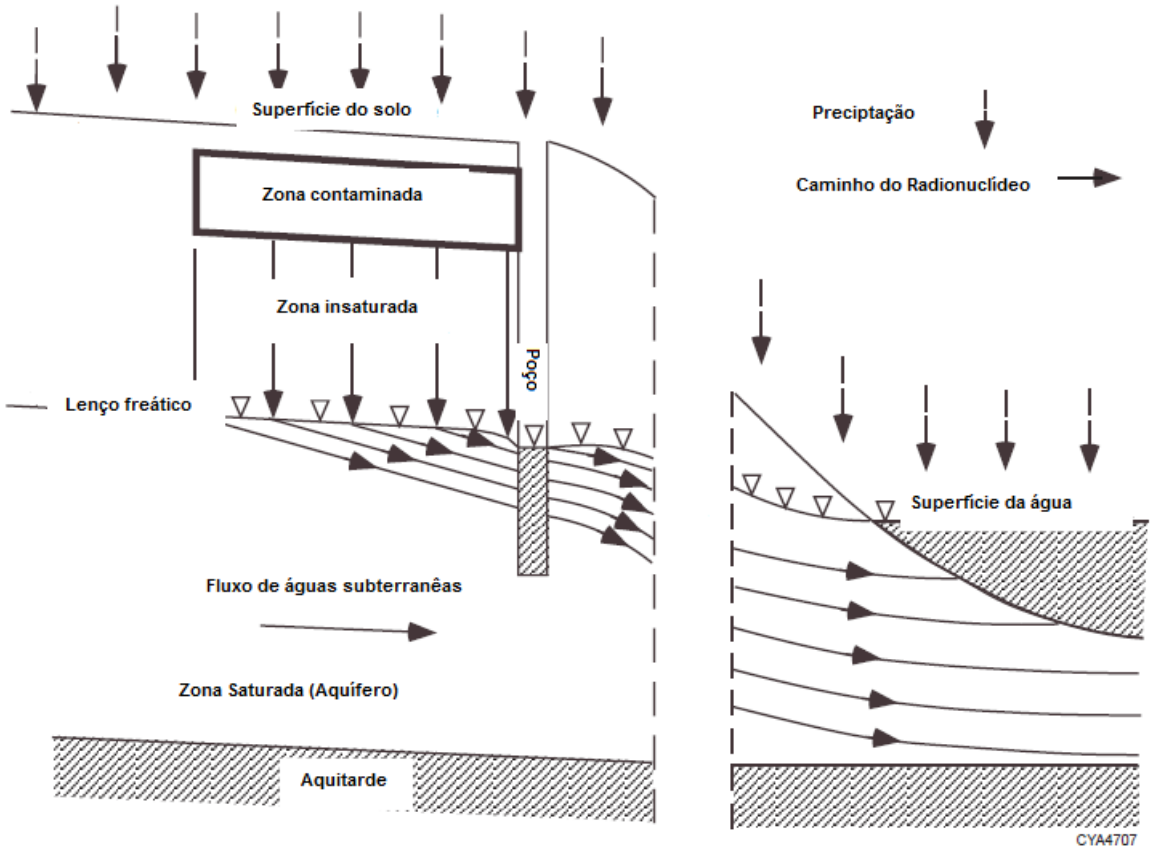

Figura 9: Esquema representativo dos segmentos da via de água (Yu 2001).

3.3.3.4.2 Via Consumo de Água

Através do processo citado acima, as águas subterrâneas e de superfície podem ser contaminadas. A quantidade de radionuclídeo ingerida está diretamente relacionada com a concentração de radionuclídeo na água e com a quantidade anual de água consumida.

3.3.3.4.3 Via Ingestao de Solo

Esta via corresponde à ingestão direta de solo contaminado e pode ser uma via mais significativa para crianças. A dose resultante desta via depende da quantidade de solo ingerida e da concentração do radionuclídeo no solo (EPA 1994).

3.3.4 Fator de Conversão de Dose (DFC)

A dose absorvida depende do tipo de radiação envolvida e do tipo de exposição, podendo ser internamente ou externamente ao indivíduo.

A dose interna dos órgãos e tecidos é estimada pela dose equivalente efetiva comprometida devido à incorporação de radionuclideos via inalação ou ingestão. Para exposição interna, a DFC é dada pela razão da dose comprometida e a quantidade do radionuclídeo inalado ou ingerido, sendo úteis estas informações para poder estimar a dose total recebida pelos indivíduos devida à contaminação interna por radionuclídeos.

No caso de radiação externa, a dose equivalente no órgão depende da quantidade de material radioativo no ambiente. Estas relações são expressas em uma razão dose/exposição (atividade) chamada fator de conversão de dose (DFC), através desses fatores, conhecendo-se a contaminação local, pode-se estimar a dose total esperada para determinadas situações devido à radiação externa ao indivíduo. A DFC para exposição externa é dada pela razão da taxa de dose equivalente efetiva e a concentração no radionuclídeo no ar, água, ou solo.

3.3.4.1 Ingestão ou Inalação

O modelo usado no RESRAD considera para a inalação 3 (três) regiões: (a) nasofaringe, (b) traqueobronquial e (c) pulmonar (ICRP 1966). A quantidade de partículas depositadas nestas regiões depende do tamanho de cada partícula no ar, ou seja, do diâmetro aerodinâmico médio das partículas. Uma vez depositadas, a taxa de remoção das partículas é independente do tamanho do órgão e depende da forma química das partículas. Estas classes de remoção são denotadas por *D*, *W* e *Y*, relacionando se esta remoção ocorre em dias (*D*), semanas (*W*) ou anos (*Y*) (Yu 2001).

Além do material ingerido diretamente, uma porção do radionuclídeo inalado é depositado no pulmão, passando para o Trato gastrointestinal (GI). O GI é dividido em quatro regiões: (a) estômago, (b) intestino delgado, (c) intestino grosso superior e (d) intestino grosso inferior, sendo uma parte absorvida no organismo contribuindo com exposição a todos esses órgãos e uma pequena fração eliminada via excreção.

Quando um elemento radioativo decai, o filho gerado deve ser considerado para o cálculo de dose total, portanto, este fenômeno é considerado nos DCFs utilizados pelo RESRAD.

Vários são os documentos que podem ser usados para determinar os DCFs, como exemplos pode-se citar FGR 11, FGR 13, ICRP 30, ICRP 60 (ICRP 1979, Eckerman 1988, ICRP 1991, Eckerman 1999).

3.3.4.2 Radiação Externa

A radiação externa, devido a sua penetrabilidade, principalmente a radiação gama, apresenta uma boa uniformidade quanto à irradiação dos órgãos. Desta forma, o DCF se relaciona com a taxa de dose e concentração do radionuclídeo no ambiente. Para situações em que a exposição não é uniforme são necessários cálculos numéricos dos valores de dose considerando a assimetria de irradiação. Para esta, o código utiliza os DCFs propostos no documento apresentado por Eckerman (Eckerman 1993).

3.3.5 Cenários de Exposição

Os cenários de exposição são descrições de atividades humanas que identificam as vias de exposição á radiação de indivíduos em decorrência da radioatividade liberada ou presente em materiais contaminados. Há vários tipos de cenários potenciais como, por exemplo, agricultura, urbano e indústrias. Os cenários dependem de vários fatores incluindo a localização em relação à fonte, o uso da terra, características físicas do local, custumes e hábitos da população, entre outros.

O RESRAD considera um número grande de vias de exposição. Para as simulações, as vias de exposição que não forem de interesse para o cenário escolhido, podem ser retiradas do RESRAD e a simulação será feita apenas com as vias de interesse.

3.3.3.5.1 Cenário Rural

Em um cenário deste tipo, qualquer indivíduo residente neste está susceptível a diversas vias de exposição à radiação, por exemplo: (a) radiação direta de radionuclídeos do solo, (b) inalação de poeira, (c) inalação de radônio e os produtos do decaimento, (d) ingestão de leite de gado, (e) ingestão de carne de gado, ingestão de peixes e outros organismos aquáticos provenientes de áreas próximas a contaminação,

(f) ingestão de água de poços ou lagoas contaminadas, e (g) ingestão de solo contaminado.

Os indivíduos do grupo crítico para este cenário são aqueles residentes no local afetado, visto que estão expostos a um maior número de vias de exposição do que os não residentes.

Estes indivíduos do grupo crítico geralmente se alimentam de vegetais produzidos na agricultura local, de carne, leite, peixe e gado locais, e bebem água de poços e lagoas da região que podem estar contaminados. O indivíduo permanece grande parte do tempo na fazenda, sendo o cenário mais conservativo.

3.3.3.5.2 Cenários Urbanos, Industriais e Recreações

Outro potencial cenário de exposição pode incluir áreas urbanas, industriais e até mesmo locais de recreações. Para esses cenários a exposição individual pode ser menor que em relação ao cenário rural, visto que o indivíduo estará potencialmente exposto a menor número de vias de exposição e a uma menor taxa de ocupação. Por exemplo, trabalhadores industriais passam apenas 8 h por dia dentro da indústria e não ingerem alimentos ali produzidos. Em um local de recreação, como um ginásio esportivo ou um parque, o indivíduo pode permanecer de 2 a 3 h por dia, algumas vezes na semana (EPA 1994).

A tabela 9 ilustra as vias de exposição sugeridas pelo RESRAD para estes cenários ilustrados acima e a tabela 10 apresenta um quadro comparativo de alguns parâmetros para estas vias.

Tabela 9: Vias a ser consideradas para residentes rurais, urbanos, trabalhadores de indústrias e cenários de recreação (Yu 2011).

Vias	Residente Rural	Residente Suburbano	Trabalhador Industrial	Recreações
Exposição Externa Gama	SIM	SIM	SIM	SIM
Inalação de poeira	SIM	SIM	SIM	SIM
Inalação de radônio	SIM	SIM	SIM	SIM
Ingestão de plantas	SIM	SIM	NÃO	NÃO
Ingestão de carne	SIM	NÃO	NÃO	SIM
Ingestão de leite	SIM	NÃO	NÃO	NÃO
Ingestão de Peixe	SIM	NÃO	NÃO	SIM
Ingestão de solo	SIM	SIM	SIM	SIM
Ingestão de Água	SIM	NÃO	NÃO	NÃO

Para as situações apresentadas na tabela 9: (a) o residente rural é considerado aquele que utiliza água de algum poço local para beber e o seu consumo de alimentos é, em grande parte, suprido pela produção local (EPA 1997); (b) residente suburbano não consome carne e leite do local, consome muito pouco do vegetal ali produzido e a água é obtida de fontes externas ao local (EPA 1997); (c) o trabalhador industrial não consome alimentos oriundos do local (EPA 1997); (d) o cenário de recreações não consome alimentos, exceto carne e peixe que podem ser obtidos dentro das áreas (EPA 1997).

Tabela 10: Comparação de parâmetros usados para residentes rurais, urbanos, trabalhadores de indústrias e cenários de recreação (Yu 2011).

Parâmetro	Unidade	Residente Rural	Residente Suburbano	Trabalhador Industrial	Recreações
Duração da Exposição	Anos	30	30	30	30
Taxa de Inalação	m^3/ano	8.400	8.400	11.400	14.000
Fração do tempo *indoor*	-	0,50	0,50	0,17	-
Fração do tempo *outdoor*	-	0,25	0,25	0,06	0,006
Fração de alimentos contaminados					
Plantas	-	0,5	0,1	-	-
Leite	-	1,0	-	-	-
Carne	-	1,0	-	-	1,0
Alimentos aquáticos	-	0,5	-	-	0,5
Ingestão de Solo	g/ano	36,5	36,5	36,5	36,5
Ingestão de Água	L/ano	510	-	-	-

Suposições devem ser feitas em relação aos parâmetros usados no RESRAD: (a) assumem uma média de inalação de 8400 m^3/ano (0,959 m^3/hora) para os residentes em cenario rural e suburbano; (b) uma média de 1,3 m^3/hora para trabalhadores e 1,6 m^3/hora para situações de recreação; (c) o hífen indica que o parâmetro é admensional; (d) a ingestão de água somente é considerada no cenário rural, com valor médio de 510Ll/ano.

3.4 Fontes de materiais radioativos

Muitas aplicações médicas, industriais e acadêmicas utilizam fontes radioativas de atividade significativa em todo o mundo. Estas aplicações abrangem a esterilização de alimentos e produtos farmacêuticos, radiografia industrial, radioterapia , perfilagem de poços de petróleo, entre outros. Assim, surge uma particular preocupação com a utilização de radionuclídeos devido à sua radiotoxicidade. Um conjunto de exemplos de radionuclídeos em utilização difusa, com suas respectivas meia-vidas físicas ($t_{1/2}$), pode ser dado como: ^{241}Am ($t_{½}$ = 432 anos), ^{137}Cs ($t_{½}$ = 30 anos), ^{60}Co ($t_{½}$ = 5,3 anos), ^{192}Ir ($t_{½}$ = 74 dias) e ^{90}Sr ($t_{½}$ = 29 anos) (Ferguson 2003, DOE 2003). Estes radionuclídeos são usados em muitas aplicações com atividades diferentes, como apresentado na tabela 11 (Yves 2012).

Tabela 11: Fontes de materiais radioativos com os respectivos radioisótopos e atividades típicas. (Yves 2012)

Fontes	Radioisótopo	Atividade (MBq)
Irradiador industrial (esterelização e preservação de alimentos)	Cobalto 60 Césio 137	Acima de 148000000 Acima de 111000000
Irradiador de Sangue	Cobalto 60 Césio 137	88800 a 925000 18500 a 500000
Radioterapia	Cobalto 60 Césio 137	4.000 a 27.000 500 a 13.500
Área Médica	Cobalto 60 Irídio 192	37000 37 a 740
Radiografia Industrial	Cobalto 60 Irídio 192	11,1 a 9250 11,1 a 9250
Calibração	Cobalto 60 Césio 137 Amerício 241	740 2200 185 a 740

Os radionuclídeos que podem ser utilizados com maior probabilidade em um artefato são aqueles que apresentam caracteristicas físicas e químicas que impliquem em um maior impacto ao ambiente e ao público. Dentre estes se enquadram: ^{241}Am-

(metálico), ^{137}Cs (pó), ^{60}Co (metálico), ^{192}Ir (metálico), ^{90}Sr (pó), ^{210}Po (metálico) (Shin 2009).

As formas metálicas não apresentam grande capacidade de dispersão, abrangendo um menor número de compartimentos ambientais, visto que o radionuclídeo tem menor capacidade de migração, sendo que a forma de pó solúvel causaria um maior impacto se utilizada em um RDD. O ^{137}Cs geralmente é encontrado na forma de pó. No entanto, os outros materiais na forma sólida metalica podem ser facilmente transformados em pó por processos mecanicos ou químicos, tendo comportamento semelhante de dispersão que os naturalmente na forma de pó (Kim 2009).

3.5 Modelos de Risco para Câncer BEIR V

O câncer é uma das maiores causas de morbidade e mortalidade do mundo. È bem conhecido e difundido que o câncer possui várias causas e diferentes tipos de carcinogênese são atualmente estudados. Entre alguns dos muitos fatores que podem induzir o câncer estão radiação ionizante e ultravioleta, cigarro, consumo de álcool, bem como agentes químicos, entre outros (BEIRV 1990).

O comitê da academia nacional de ciência conduziu um grande estudo sobre os dados de indução de câncer através de exposições à radiação ionizante e desenvolveu alguns modelos de risco relativo com variáveis de dose, sexo, idade e tempo desde a exposição para o cálculo do excesso de mortalidade. Os modelos foram desenvolvidos para os cânceres radiogênicos: leucemia, respiratório, digestivo, mama entre outros; também foi modelada a incidência de câncer de mama em comparação com a mortalidade. Estes modelos assumem um caráter multiplicativo na medida em que transportam do Japão para os Estados Unidos da América os modelos de risco e coeficientes derivados de ajustes estatísticos de sobreviventes da bomba atômica.

O *report* BEIR V (Efeitos Biológicas das Radiações Ionizantes) cita vários estudos que mostram o aumento de casos de leucemia e taxas de incidência de cancer para baixas doses devido a testes de armas e acidentes em usinas nucleares. Tal como ocorre para raios x diagnósticos, estes aumentos foram muito acima do esperado, conforme os estudos de sobreviventes da bomba nuclear.

Para doses absorvidas agudas de 0,1 Gy ou maiores, o BEIR V deriva um modelo linear quadrático para a estimativa em leucemia e um modelo linear para a estimativa de

todos os outros cânceres. Este documento possibilita a obtenção do excesso de risco relativo e probabilidade de causa de detrimento para radiações de baixa Tranferência Linear de Energia (LET) (BEIRV 1990).

4. Materiais e métodos

Para este trabalho foi considerada uma explosão de alto impacto de um RDD contendo ^{137}Cs, esta simulaçao é conservativa para ilustrar grandes impactos. Na primeira etapa foi utilizado o *software* HotSpot para estimar a dose recebida pelos indivíduos expostos, bem como a contaminação no solo a determinadas distâncias do ponto da explosão. Os valores de dose estimados foram utilizados em modelos matemáticos baseados no BEIR V para estimar o risco de detrimento por câncer, neste caso leucemia; os dados de saída referentes à contaminação no solo foram utilizados de forma manual como entrada do código computacional RESRAD 6.5, que possibilita verificar a disseminação da contaminação a partir do solo, além das doses que uma população local receberia em função do tempo e vias de exposição.

4.1 Cenário de Exposição

4.1.1. Descrição física da área

A área escolhida para o Cenário de exposição foi a região do Riocentro, na cidade do Rio de Janeiro (22º58'43.40'' (S), 43º24'47.95'' (W)), o qual apresenta caracteristicas peculiares interessantes como: (a) confluência de 6 (seis) bairros, (b) grande população residente (aproximadamente 320mil habitantes), (c) local de realização de grandes eventos com grande número de pessoas, (d) possui superficie plana na maior parte das áreas (os modelos de dispersão atmosférica se enquandram bem neste tipo de terreno), (e) possuir área urbana e rural, lagos e rios, bem como outras características que torna a região atraente para análise dos possíveis impactos ambientais e de saúde pública.

A cada ano que passa uma maior quantidade de eventos vem ocorrendo no Riocentro. Consequentemente, um maior número de pessoas passa pela região em momentos de grande concentração populacional. Em 2011, o centro de convenções - o maior da América Latina - registrou o maior número de eventos e público dos seus 34 anos de história. Cerca de 1,8 milhão de pessoas passaram pelo centro de convenções. Mais de 70 feiras, conferências, shows e encontros corporativos nacionais e internacionais foram realizados no espaço. Entre os eventos realizados em 2011, destacam-se a XV Bienal do Livro, por onde passaram 670 mil pessoas em alguns dias – recorde de público de todas as edições; a LAAD, maior feira da área de segurança e defesa da América Latina; a 16ª Feira Construir Rio, que atraiu 60 mil visitantes durante o

evento; e a *Offshore Technonolgy Conference* – Brasil (OTC), um dos principais eventos do mundo no setor de Petróleo, realizado pela primeira vez fora dos Estados Unidos e a *Rio Oil & Gás* (Riocentro 2013). O Riocentro tem um total de 571 mil m², dos quais 100 mil são de área construída. O estacionamento possui 7 mil vagas que atendem a cinco pavilhões para feiras, exposições, congressos, treinamentos, convenções, premiações, lançamentos de produtos e os mais diferentes tipos de eventos.

Na região do Riocentro há outros grandes locais de eventos como: (a) HSBC Arena, no qual acontecem grandes shows, apresentações, eventos esportivos que podem suportar uma capacidade de 18000 pessoas; (b) Cidade do Rock, no qual são esporadicamente realizados eventos que podem atingir 120000 pessoas; (c) Autódromo de Jacarepaguá, que tem uma capacidade de 20000 pessoas, hoje destivado e que dará lugar a outros pontos de concentração de pessoas com igual ou maior capacidade. Além disto, no local estão sendo construidas novas estruturas para as Olimpíadas a serem realizadas no Rio de Janeiro em 2016.

A região escolhida é composta por 6 (seis) bairros e conta com uma população total próxima a 320.000 habitantes (GeoRio 2010). É uma região com forte crescimento populacional e, no momento, está sendo ali construída a Vila Olímpica, sendo ainda considerada uma grande expansão na construção de empreendimentos imobiliários para moradia. Na região existem 4 (quatro) lagoas: Marapendi, Camorim, Tijuca e Jacarepaguá e diversos córregos que deságuam nestas lagoas. Os bairros que compõem a região são:

a) Barra da Tijuca

É o centro econômico, cultural e político da região. Sendo o maior bairro da área, tanto em extensão quanto em população, estendendo-se desde o oceano até as lagoas da Tijuca, do Camorim e de Jacarepaguá, sendo predominantemente um bairro urbano.

b) Vargem Grande

É repleto de rios e canais que correm em direção às lagoas e ao mar. Possui baixa densidade populacional e uma característica predominantemente rural, com plantações e criação de animais, sendo predominantemente um bairro rural.

c) Vargem Pequena

Vargem Pequena está localizada entre o Camorim e Vargem Grande, conhecido por ser um centro gastronômico e uma das áreas que mais cresceram demograficamente na última década. Também possui uma característica rural com plantações e criação de animais.

d) Camorim

Situado entre o bairro da Barra e Vargem Pequena, nele se localiza o Riocentro. Também será construído o Parque Olímpico e a Vila Olímpica como parte da infraestrutura das Olimpíadas de 2016 no Rio de Janeiro.

e) Recreio dos Bandeirantes

Um dos principais distritos da região da Barra, o Recreio situa-se entre o mar, a Barra da Tijuca e Vargens (Pequena e Grande). Possui a segunda maior população da região.

f) Curicica

Localizado bem próximo à região estudada, é um bairro com densidade populacional elevada, predominantemente urbana.

A região onde está situado o Riocentro é mostrada nas figuras 10, 11 e 12.

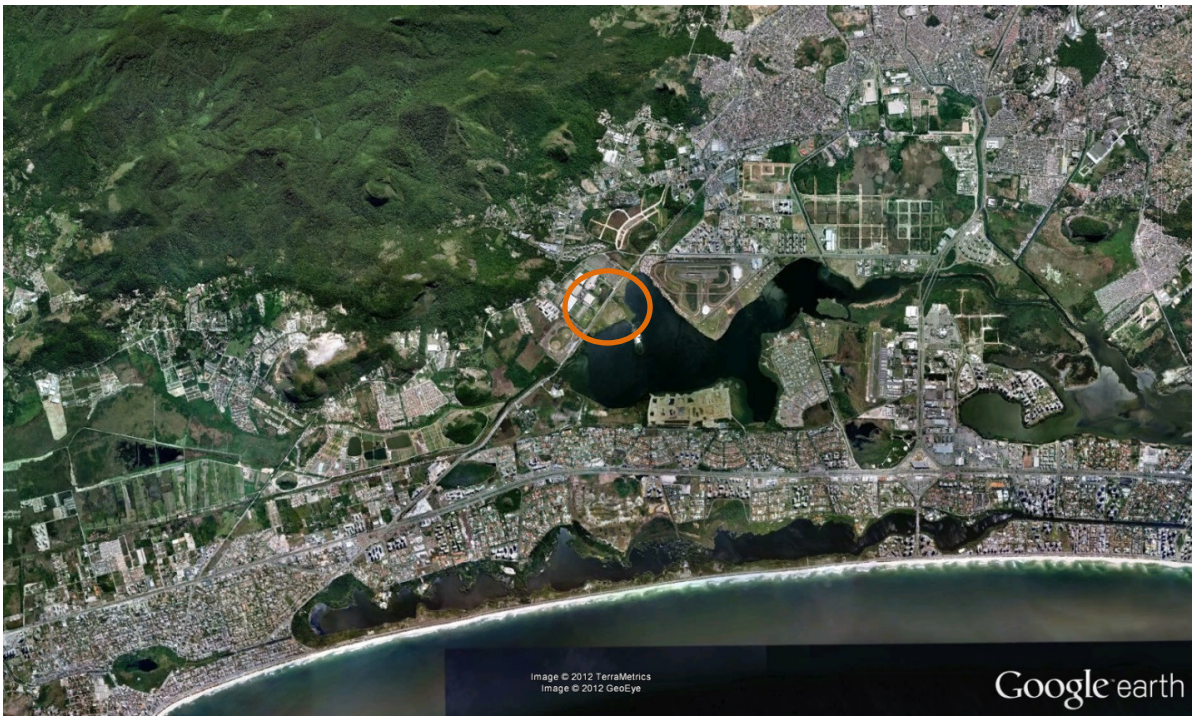

Figura 10: Foto da região do Riocentro (em vermelho) mostrando áreas adjacentes com uma maior abrangência, incluindo todos os bairros passiveis de efeitos.

Figura 11: Foto da região do Riocentro (em vermelho) mostrando áreas adjacentes com uma maior abrangência.

Figura 12: Foto em detalhe da região do Riocentro (em vermelho) mostrando áreas adjacentes.

4.1.2 Dados Meteorológicos

Os dados meteorológicos da região foram obtidos de estações meteorológicas e complementados por estudos científicos (Correa 2004).

De acordo com estudos anteriores (Correa 2004), a velocidade do vento na região oscila entre 0 e 5 m/s sendo que, optou-se por adotar um valor de velocidade média sendo 3,0 (máxima de 5 m/s). O período do dia em que a velocidade máxima pode ocorrer está entre as 12 e as 18 h e a direção preferencial do vento ocorre entre 90 a 135 graus apontando na direção conforme mostrada nas figuras 14, 18 e 19 (sendo a direção crítica). A classe de estabilidade atmosférica está baseada nas condições meteorológicas do local, principalmente velocidade do vento considerada e condições climáticas como ensolação. Para o cenário em estudo, a estabilidade pelo *software* HotSpot se enquadra como classe F, a qual foi utilizada nas simulações. A estabilidade de classe F, representa uma moderável estabilidade atmosférica.

O índice pluviométrico da região foi obtido junto à estação pluviométrica “BARRA / RIOCENTRO”, localizada no Centro de Convenções - Av. Salvador Allende, 6555, latitude (S) 22,98000 e Longitude (O) 43,41028. O valor utilizado foi o encontrado como sendo a média de precipitação anual no Riocentro entre os anos de 1997 a 2012 em que o valor

anual de precipitação foi equivalente a 1277,19 mm, com uma média mensal de 106,43 mm (D'orsi 2012).

4.1.3 Hábitos Alimentares da População Local

Considerando que para o cenário escolhido, a região está localizada na cidade do Rio de Janeiro, os hábitos alimentares considerados são o da população desta localidade.

A tabela 12 mostra o consumo alimentar para a população do Rio de Janeiro entre os anos de 2008-2009 (IBGE 2010). Nesta tabela constam apenas os tipos alimentares importantes para as simulações a serem realizadas. Estes dados foram usados como dados de entrada no RESRAD para estimar a quantidade de exposição oriunda da via de alimentação.

Tabela 12: Hábitos alimentares para a população do Rio de Janeiro.

Produtos	Aquisição alimentar per capita anual (kg)
Cereais e leguminosas	31,770
Cereais	22,214
Leguminosas	9,556
Hortaliças	30,068
Hortaliças folhosas e florais	3,414
Hortaliças frutosas	13,327
Hortaliças tuberosas e outras	13,328
Frutas	26,796
Frutas de clima tropical	22,379
Frutas de clima temperado	4,417
Cocos, castanhas e nozes	0,241

4.2. Estimativa do risco para Leucemia

Para este trabalho, o modelo usado para estimativa de risco de leucemia foi baseado no BEIR V (BEIR-V 1990) que considera um modelo de risco relativo linear-quadrático. Os dados foram obtidos por ajustes dos dados japoneses de mortalidade por leucemia LSS (CID9 204-207). De acordo com este modelo, o risco relativo (RR) para a leucemia após uma dose efetiva de *D* sieverts (Sv) é:

$$RR = \left[1 + \left(\alpha_2 D + \alpha_3 D^2\right) e^{(\beta_1)}\right] \quad \text{se } a \leq 20,\ T \leq 15, \tag{13}$$

$$RR = \left[1 + \left(\alpha_2 D + \alpha_3 D^2\right) e^{(\beta_2)}\right] \quad \text{se } a \leq 20,\ 15 < T \leq 25, \tag{14}$$

$$RR = \left[1 + \left(\alpha_2 D + \alpha_3 D^2\right)\right] \quad \text{se } a \leq 20,\ T > 25, \tag{15}$$

$$RR = \left[1 + \left(\alpha_2 D + \alpha_3 D^2\right) e^{(\beta_3)}\right] \quad \text{se } a > 20,\ T \leq 25, \tag{16}$$

$$RR = \left[1 + \left(\alpha_2 D + \alpha_3 D^2\right) e^{(\beta_4)}\right] \quad \text{se } a > 20,\ 25 < T \leq 30, \tag{17}$$

$$RR = \left[1 + \left(\alpha_2 D + \alpha_3 D^2\right)\right] \quad \text{se } a > 20,\ T > 30, \tag{18}$$

onde a = Idade da exposicão, T = tempo desde a exposicão e para a radiação gama do Césio 137 $\alpha_2 = 0.243\ Sv^{-1}$, $\alpha_3 = 0.271\ Sv^{-2}$, $\beta_1 = 4.885$, $\beta_2 = 2.380$, $\beta_3 = 2.367$, $\beta_4 = 1.638$.

Não é simples correlacionar o desenvolvimento de câncer e a exposição à radiação como fenômenos de causa e efeito. Em estudos radioepidemiológicos a exposição à radiação é o fator de maior interesse e epidemiologistas procuram relacionar o risco de doenças (principalmente câncer) a diferentes níveis e padrões de exposição. Embora inconclusivos, os estudos epidemiológicos têm sido de especial importância na avaliação do potencial risco para a saúde humana associado à exposição à radiação ionizante. Desta forma, o conceito de probabilidade de causalidade (PC) foi adotado. Foi desenvolvido como a fração do risco para ocorrência de leucemia, ou seja, o percentual de causa do detrimento devido à exposição sofrida. O cálculo da PC assume a definição matemática apresentada na equação 19 e é ligada às equações de BEIR V (IAEA-TECDOC-870 1996):

$$PC = \left[\frac{RR - 1}{RR}\right] x100 \tag{19}$$

em que *PC* é a probabilidade de causa e *RR* é o risco relativo.

O risco individual de câncer depende não só do sexo e da idade de uma pessoa, mas também de outras características individuais, tais como os antecedentes genéticos e

estilo de vida, que são fatores não facilmente quantificáveis. As taxas de câncer estão normalmente disponíveis a partir de dados demográficos tabulados por idade e sexo. Esta situação implica que o cálculo seja baseado nos parâmetros sexo e idade no momento da exposição e qualquer outra característica individual é ignorada. Este modelo para leucemia considera variações na idade e no tempo de latência após a exposição às radiações ionizantes para efeito de cálculo.

4.3. Dados de entrada e Parâmetros usados no HotSpot

Os parâmetros utilizados pelo *software* são todos definidos pelo usuário, sendo escolhido para este trabalho um conjunto de parâmetros que busca a melhor condição para comparação com a realidade de um ataque usando um RDD. Os principais parâmetros utilizados no HotSpot versão 2.07.2 estão listados a seguir:

- Material: ^{137}Cs, meia vida 30,0 anos;
- Atividade: 370.000 GBq (esta atividade é muito conservativa para expressar um grande impacto, podendo ser encontrada em instalações, conforme tabela 11);
- Velocidade do vento (h = 10 m): 3,0 m/s (5,0 m/s);
- Coordenadas de distância: Todas as distâncias são na linha central da pluma;
- Carga explosiva: 1 libra (0,453 quilogramas) de TNT, este é possivel devido à pequena quantidade de explosivos e obtenção relativamente fácil;
- Classe de estabilidade (Cidade): F;
- Vel. Dep respirável: 0,30 cm / s;
- Altura do receptor: 1,70 m;
- Altura da camada de inversão: Nenhum;
- Tempo da amostra: 0,10 min;
- Taxa de respiração: 3.33 E-04 m^3/seg;
- Contorno da isodose interior: 1,0 Sv;
- Contorno da isodose mediana: 0,50 Sv;
- Contorno da isodose exterior: 0,10 Sv;
- FGR-13 Dados de Conversão Dose - Dose Efetiva Total (TED);
- Tempo de exposição: (Início: 0,00 horas; Duração: 24,00 horas).

Com os resultados das simulações, três plumas de dose equivalente efetiva total (TEDE) em função da distância da explosão da bomba são reportadas para os valores de isodoses determinados em 1,0 Sv, 0,5 Sv e 0,1 Sv. As TEDE foram usadas como entradas no modelo matemático de estimativa de detrimento para leucemia (BEIR V) a fim de se determinar o risco relativo de carcinogênese (leucemia), bem como a probabilidade de causalidade desta.

4.4 Dados de entrada e Parâmetros usados no RESRAD

4.4.1. Cenário de Exposição

No cenário de exposição delineado, que considera residentes suburbanos, o indivíduo em média permanece na área contaminada 75% do tempo sendo: (a) 50% do tempo no interior da residência e (b) 25% do tempo fora da residência nas cercanias das áreas (UNSCEAR 2000). Neste cenario o indivíduo está exposto à radiação ionizante por exposição externa, inalação de partículas, ingestão de solo e vegetais. Foi considerado que o indivíduo consome 10% das hortaliças e frutas da região (Yu 2001). Assim, as vias de exposição consideradas foram: (a) exposição externa, (b) ingestão de vegetais folhosos e não folhosos, (c) grãos e frutas, (d) ingestão indvertida de solo, e (e) inalação de poeira.

4.4.2. Parâmetros e dados de entrada.

Sempre que possível foram utilizados dados do local. Na ausênsia de dados, os valores *default* do código foram utilizados de acordo com Yu e colaboradores (Yu 2001).Os parâmetros usados nas simulações com o RESRAD 6.5 são apresentados a seguir.

O HotSpot estima as doses efetivas totais recebidas e também as concentrações de radionuclídeos em Bq/cm^2 para diferentes regiões. Considerando-se uma densidade do solo de 260 kg/m^2 (IAEA 2001) as concentrações em Bq/kg são calculadas, sendo este o dado de entrada para o RESRAD da concentração inicial da contaminação no local.

- Fator de dose externa: ICRP 60
- Fator de dose interna: ICRP 72 (adulto)
- Fator de risco: FGR 13 Morbidade

- Nuclídeo ^{137}Cs com concentração 142 Bq/g
- Área contaminada: 10.000 m^2

Dados hidrológicos e de cobertura da zona contaminada

- Espessura da zona contaminada: 0,05m
- Densidade da zona contaminada: 1,5 g/cm3
- Taxa de erosão da zona contaminada: 0,001 m/ano
- Porosidade total da zona contaminada: 0,4
- Condutividade hidraulica da zona contaminada: 10 m/ano
- Parametro **b** da zona contaminada: 5,3
- Humidade no ar: 8 g/m^3
- Coeficiente de evapotranspiração: 0,5
- Velocidade do vento: 5 m/s
- Precipitação: 1277,19 mm/ano
- Irrigação: 0,2 m/ano
- Coeficiente *Runoff*: 0,2

Dados hidrológicos da zona saturada

- Densidade da zona saturada: 1,5 g/cm3
- Porosidade total da zona saturada: 0,4
- Porosidade efetiva da zona saturada: 0,4
- Condutividade hidráulica da zona saturada: 100 m/ano
- Gradiente hidráulico da zona saturada: 0,02
- Paramentro **b** da zona saturada: 5,3
- Taxa de queda do lençol freático: 0,001 m/ano

Parâmetros da zona insaturada não contaminada

- Espessura: 1 m
- Densidade: 1,5 g/cm^3
- Porosidade total: 0,4
- Porosidade efetiva: 0,2
- Condutividade hidraulica: 10 m/ano
- Paramentro **b**: 5,3

Ocupação, Inalação e dados externos

- Taxa de inalação: 8400 m^3/ano
- Massa de inalação por respiração: 0,0001 g/ m^3
- Duração da exposição: 30 anos
- Fator de filtração da poeira no interior de locais: 0,4
- Fator de blindagem para radiação gama externa: 0,7
- Fração do tempo no interior da área contaminada: 0,5
- Fração de tempo fora da área contaminada: 0,25

Vias de ingestão – Dieta (estas variaveis podem ser modificadas de acordo com o público alvo específico a ser estudado)

- Consumo de frutas, vegetais e grãos: 99,292 kg/ano.
- Consumo de vegetais folhosos: 3,414 kg/ano
- Ingestão de solo: 36,5 g/ano

Tempo de armazenamento antes do consumo

- Frutas, vegetais não folhosos e grãos: 14 dias
- Vegetais folhosos: 1 dia
- Água de superfície: 1 dia

5. Resultados e Discussão

5.1 HotSpot

A simulação foi realizada considerando as condições ambientais do local, como: (a) direção do vento, (b) velocidade do vento, (c) classe de estabilidade do vento, (d) índice pluviométrico e (e) altura da camada de inversão. A Figura 13 mostra a pluma obtida a partir da simulação com o HotSpot sob estas condições de contorno definidas (ver parâmetros HotSpot), em que as curvas de isodoses interior, média e externa representam uma TEDE (dose equivalente efetiva total) de 1,0, 0,5 e 0,1 Sv, respectivamente.

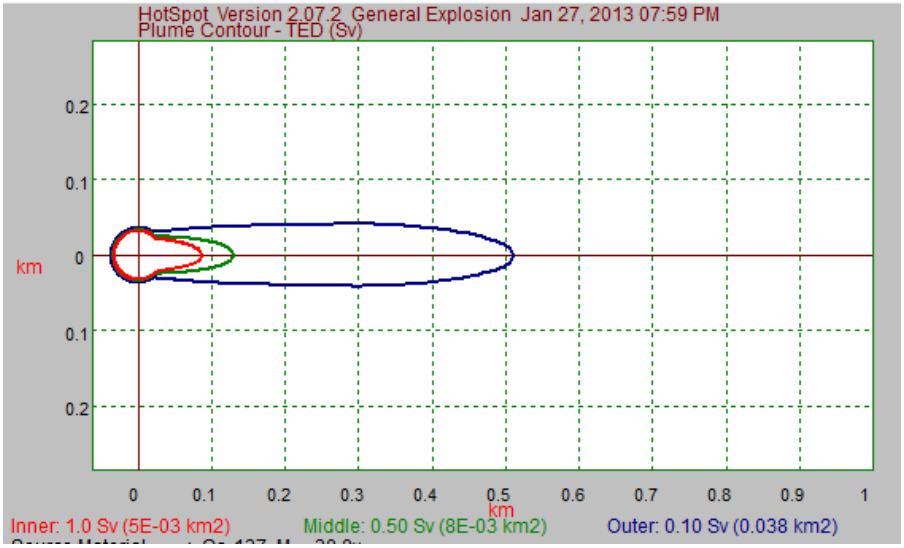

Figura 13: Pluma para valores de isodoses de TEDE como função da distância do centro da explosão (HotSpot), onde as curvas de isodose interior, média e externa representam TEDE de 1,0, 0,5 e 0,1 Sv, respectivamente.

A partir da área interna (ver figura 13) que possui cerca de 0,005 km², pode-se inferir que a uma distância máxima de cerca de 0,1 km da explosão os indivíduos expostos receberão uma TEDE de pelo menos 1 Sv. A mesma estimativa é válida para a área central, com cerca de 0,008 km² e uma distância máxima de 0,13 km do ponto da explosão, gerando uma TEDE de 0,5 Sv. A área externa da pluma, com 0,038 km² e uma distância máxima do ponto de explosão de 0,51 km, ocasiona uma TEDE de 0,1 Sv.

Considerando os limites de doses estabelecidos na posição regulatoria 3.01/006 (CNEN 2011) para intervenção em situações de emergência e, ainda, considerando as ações de proteção urgentes, uma ação de abrigagem é recomendada caso a dose efetiva a ser recebida pela população num periodo máximo de 2 dias seja superiror a 10 mSv e uma ação de evacuação é recomendada quando num período máximo de 1 semana a dose efetiva recebida for superior a 50 mSv. Levando em consideração os resultados das simulações e a direção predominante dos ventos, a evacuação da população deverá ser realizada até a distância de 800 m em relação ao ponto de explosão do RDD. A abrigagem deverá ser considerada para distâncias entre 800 m a 2800 m. A abrigagem nesse caso deve ser adotada como uma medida de proteção intermediária, quando uma evacuação rápida nao for possível devido a condições ambientais adversas, restrições de saúde, locomoção, entre outros. A decisão entre abrigagem ou evacuação deve sempre levar em conta que a dose efetiva máxima a ser evitada com a evacuação tem que ser, pelo menos, igual à dose não evitada com a abrigagem, pois quando a abrigagem puder fornecer proteção semelhante esta sempre deverá ser a medida preferencial.

Para situações como a deste cenário em que a evacuação pode ser muito complexa, envolvendo várias etapas e grandes riscos, o nível de refêrencia para o início da evacuação pode considerar um valor superior a 50 mSv, como preconizado na Posição Regulatória PR 3.01/006 (CNEN 2011). Para tanto, esse valor deve sempre levar em consideração a probabilidade de indução de efeitos determinísticos, que devem ser evitados. Assim, considerando que em até 2,8 km de distância do Riocentro existem alguns locais muito povoados, a explosão de um RDD no Riocentro afetaria seriamente a população com exposições à radiação ionizante, sem ainda considerar um público eventual, caso a catástrofe ocorra durante algum evento que possa concentrar centenas de milhares de pessoas. Esta situação está representada na figura 14.

Figura 14: Representação no mapa das distâncias em que seriam necessárias ações de evacuação (vermelho) e abrigaem (amarelo), representando uma distância respectivamente de 800 m e entre 800 a 2800m do ponto de dispersão.

Além disto, como será discutido posteriormente nos resultados que envolvem o RESRAD, a exposição à população persistirá por um periodo prolongado de tempo, não apenas devido à passagem da pluma, mas também pela exposição devida à contaminação do solo pelo material radioativo nele depositado, plantas entre outros. Este fato levará determinados locais a estarem sujeitos a ações de reassentamento temporário ou definitivo, enquanto as ações de remediação não forem implementadas com sucesso. Pela legislação nacional, CNEN PR 3.01/006 - (CNEN 2011), o reassentamento temporário deve ocorrer quando houver exposição em que a população fique exposta a 30 mSv no primeiro mês e 10 mSv nos meses subsequentes, desde que este período não ultrapasse o tempo total de 2 anos. Caso este tempo seja ultrapassado, a recomendação é avaliar e considerar um reassentamento definitivo, em que os níveis de doses efetiva evitada cheguem à ordem de 1 Sv durante toda a vida, considerando 70 anos de exposição.

A figura 15 mostra a TEDE como uma função da distância na direção do vento. Foi observado que o valor da TEDE para uma distância de até 12 km é de 1 mSv em 24 horas. Esta dose efetiva é conhecida como o limite de dose efetiva anual para os membros do público para práticas (ou situações planejadas) de acordo com a CNEN 3.01 (CNEN 2011).

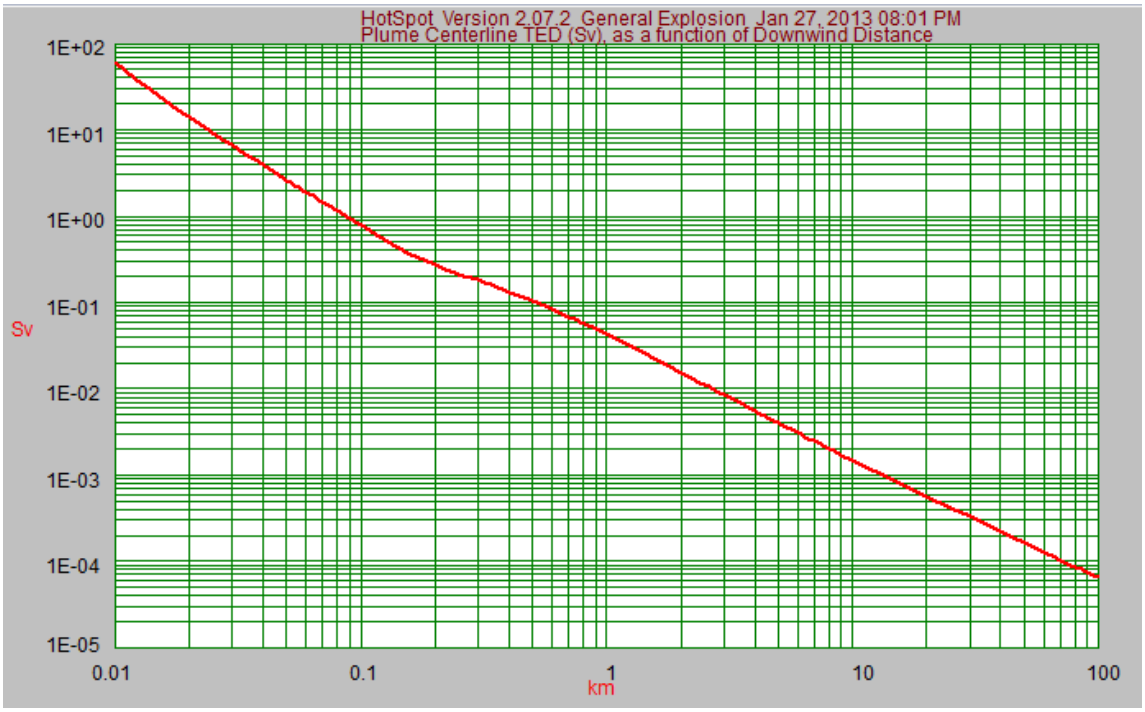

Figura 15: TEDE como uma função da distância na direção do vento.

A Figura 16 mostra as curvas de isoconcentração de material radioativos no solo para um período de 24 h após o evento. As curvas de concentração interior, média e externa representam 100,0; 10,0 e 1,0 mCi/m^2, respectivamente, equivalentes no Sistema Internacional a 3700, 370 e 37 MBq/m^2. A figura 17 mostra a concentração no solo em função da distância, na direção do vento. Verifica-se que a uma distância de 7 km do ponto da explosão há uma concentração no solo, após 24h do evento, no valor de 1mCi/m^2 (37 MBq/m^2).

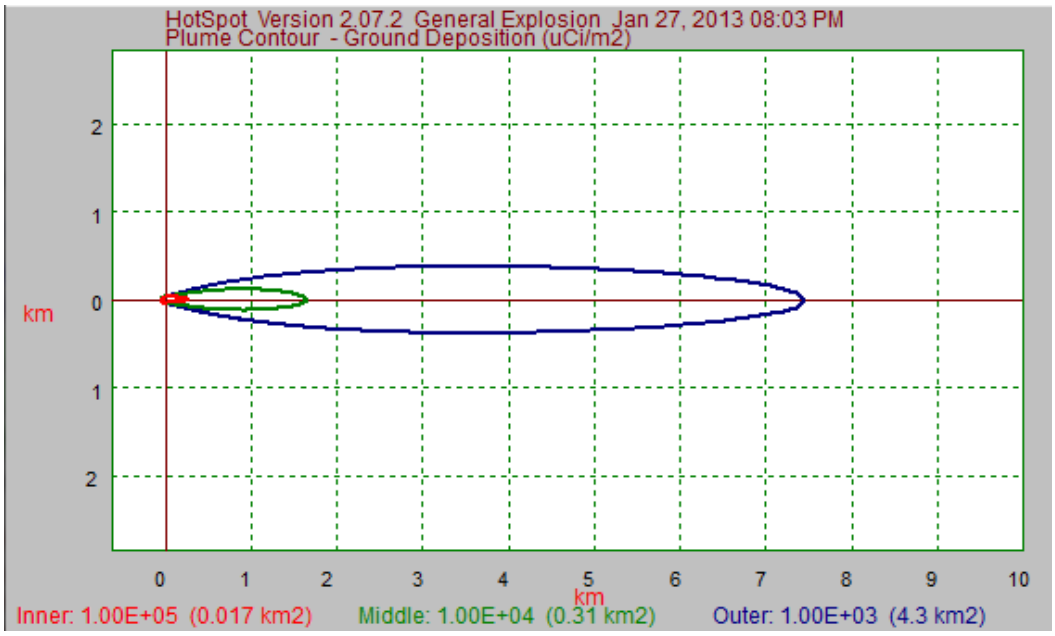

Figura 16: Concentração no solo como uma função da distância na direção do vento.

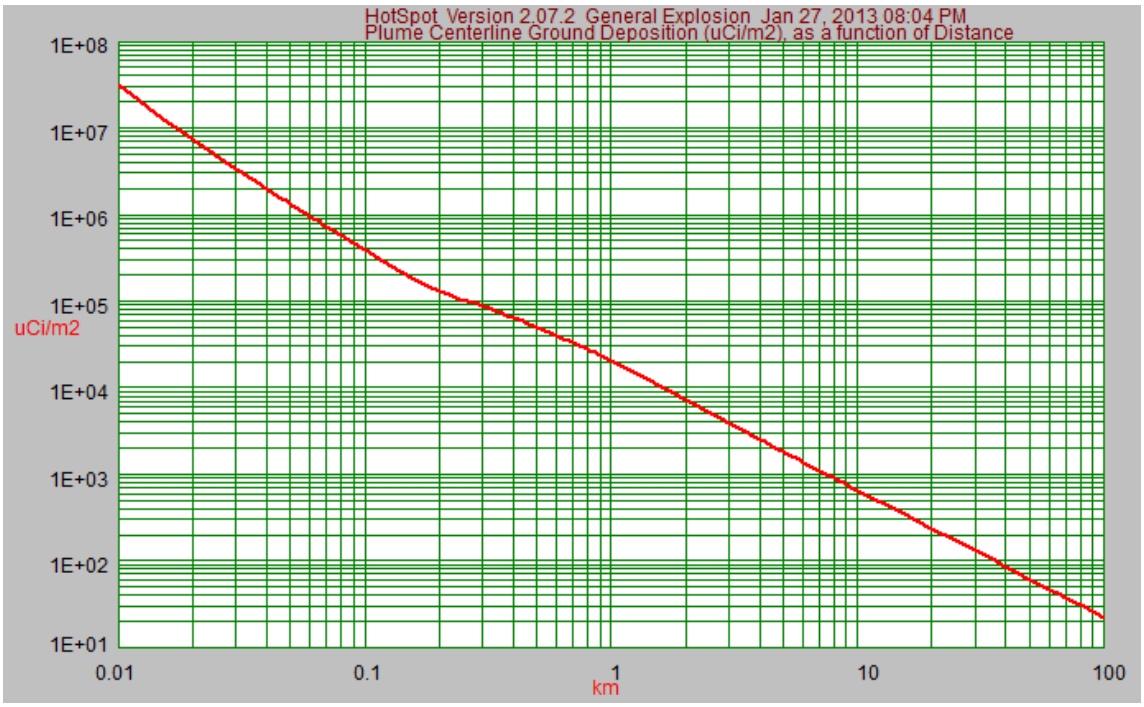

Figura 17: Concentração no solo como uma função da distância na direção do vento.

As figuras 18 e 19 mostram, respectivamente, as curvas de TEDE e concentração no solo plotadas sobre o cenário escolhido para o evento.

Figura 18: Curvas de TEDE em função da distância na direção do vento sobre o cenario

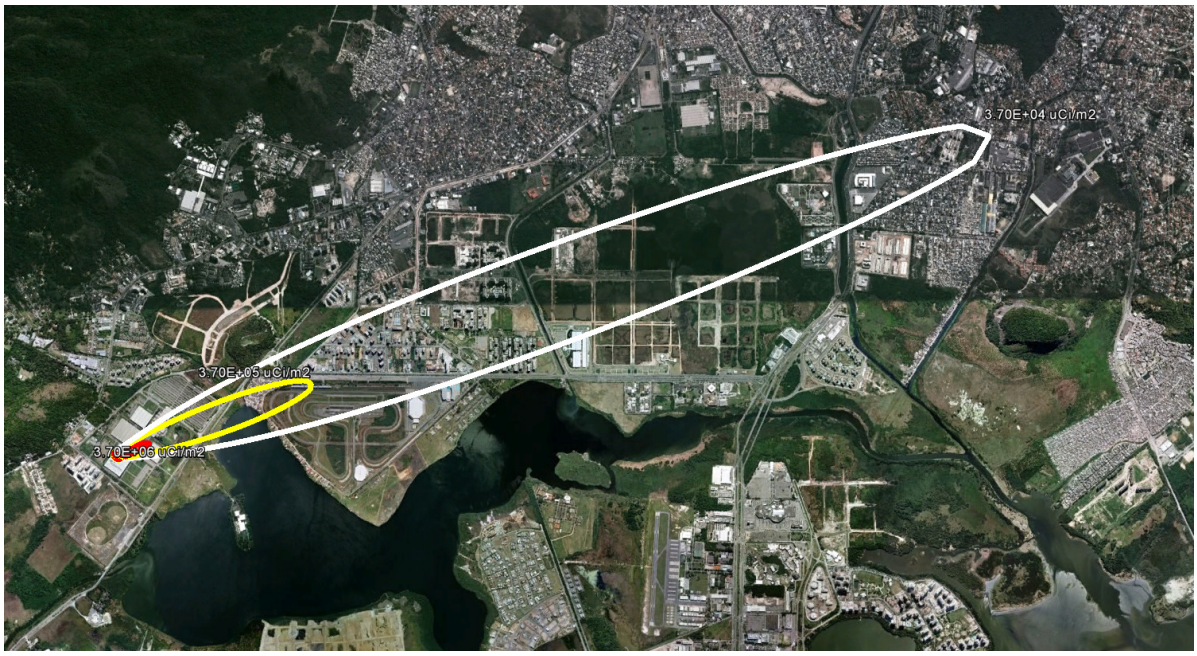

Figura 19: Concentração no solo em função da distância na direção do vento sobre o cenário

5.2 RESRAD

Considerando o cenário escolhido e as distâncias que a contaminação alcança, as estimativas realizadas pelo código apontam uma contaminação no solo a 7 km do local da explosão correspondendo a 3,7 10^7 Bq/m^2, o que equivale a 1,42x10^5 Bq/kg, ou seja, 142 Bq/g, considerando o valor da densidade do solo de 260 kg/m^2 (IAEA 2001). Este valor de contaminação foi utilizado no código computacional RESRAD para avaliar as vias de contaminação, bem com a contribuição de cada uma para a exposição da população local. Os resultados das simulaçoes com RESRAD 6.5 são mostrados a seguir.

Considerando o cenário escolhido, as vias de exposição (radiação externa, inalação, ingestão de plantas e ingestão de solo) e os períodos de exposição: (0, 1, 3, 10, 30 anos), os resultados da simulação são mostrados na tabela 13. Na tabela 14 está reportada a contribuição de cada via de exposição para a dose total anual. Observa-se que, após o incidente que gera a contaminação local, a dose efetiva anual que as pessoas deverão receber seria aproximadamente 17 vezes superior à exposição ambiental média (UNSCEAR 2000), e este valor de dose anual continua alto mesmo após 30 anos do acidente, ou seja, mesmo após uma meia-vida do radionuclídeo envolvido.

A Posição Regulatória da CNEN 3.01/007 (CNEN 2011) preconiza como nível de referência o valor da dose anual de 10 mSv para que uma ação de intervenção, ou remediação, seja avaliada. Acima deste valor deve-se avaliar a possibilidade de intervenção, ou seja, acima de 50 mSv/ano a intervenção é justificada (CNEN 2011). Assim, pelos valores mostrados na tabela 13, deve-se avaliar a necessidade de intervenção. No entanto, vale ressaltar que em área urbana, entre outros, a CNEN pode adotar como limite autorizado para remediação valores diferentes dependendo da complexidade do cenário (Lauria, 2005).

Como se pode inferir das tabelas 13 e 14 e das figuras 20 e 21, independentemente do tempo após a contaminação, a principal via de exposição é a radiação externa gama devido à presença de ^{137}Cs no cenário, contribuindo com cerca de 99,50% da dose total recebida anualmente. A via de exposição externa é a crítica neste cenário, evidenciando nitidamente que uma ação de remediação e controle desta via pode reduzir significativamente a exposição, diminuindo desta maneira o risco de detrimento da população.

Tabela 13: Dose total anual em função do tempo e o numero de vezes que a dose anual está acima da dose media natural.

Tempo (anos)	**0**	**1**	**3**	**10**	**30**
Dose (mSv/ano)	39,0	38,0	35,0	26,0	10,0
Número de vezes a dose ambiental média mundial (2,40 mSv/ano)	16,25	15,83	14,58	10,83	4,16

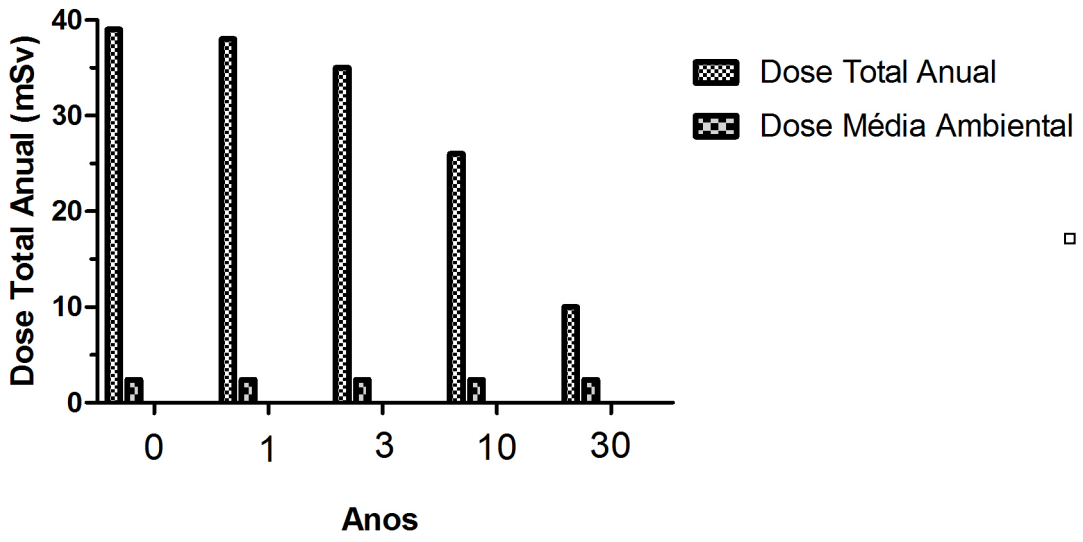

Figura 20: Dose total (mSv) e ambiental em função do tempo (anos).

Tabela 14: Dose total por via de exposição e a fração desta no total para o tempo de 0 (zero) anos após a situação de exposição.

Via de Exposição	**Radiação Externa**	**Inalação**	**Ingestão de Plantas**	**Solo**
Dose (mSv/ano)	38,81	0,000	0,197	0,002
Fração da dose total (%)	99,45	0,000	0,51	0,04

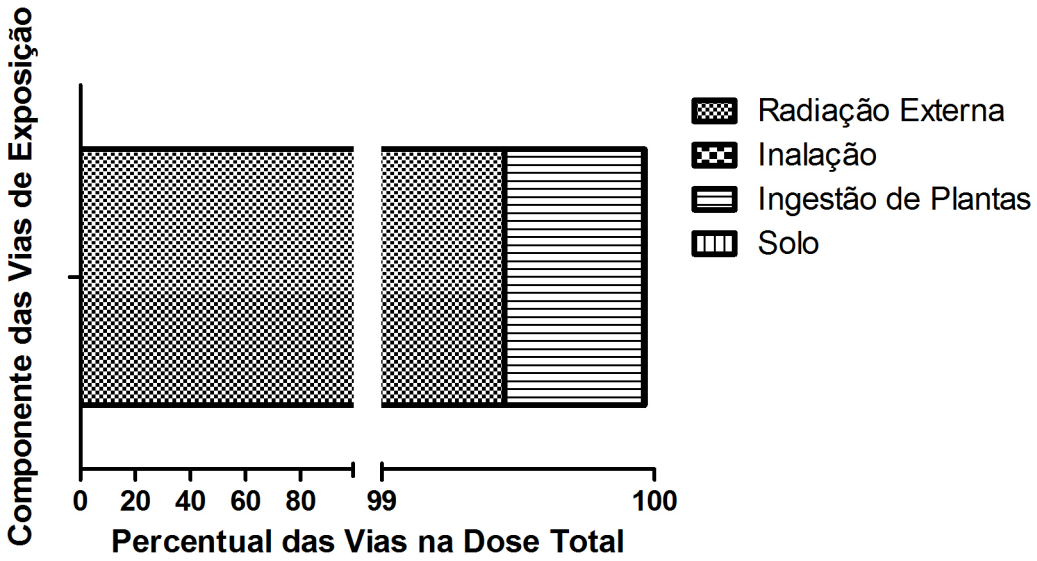

Figura 21: Dose total por via de exposição indicando os percentuais de cada via para o tempo de 0 (zero) anos apos a situação de exposição.

A razão dose/fonte(atividade) para esta via é ilustrada a seguir na tabela 15. Está ilustrado o comparativo da razão dose/fonte para as vias de exposição estudadas para os tempos 0, 1, 3, 10 e 30 anos. O comportamento para os demais intervalos de tempo (em anos) são os mesmos observados para o tempo 0 (zero) levando às mesmas conlcusões. Observa-se que este indicador fornece informações da quantidade de dose em função da atividade específica do radionuclídeo dado em Bq/g. Assim, para um nível de referência de dose de 10 mSv/a, a concentração no solo de ^{137}Cs correspondente é 37 Bq/g e para 1 mSv/a a concentração de ^{137}Cs correspondente seria de 3,7 Bq/g. Deste modo, se o nível de referência para intervenção adotado for de 10 mSv/a ou 1 mSv/a, o valor operacional de concentração do radionuclídeo para ações de remediação é de 37 ou 3,7 Bq/g, respectivamente.

Tabela 15: Razão dose/fonte para a exposição externa em função do tempo.

Tempo (anos)	0	1	3	10	30
Razão Dose/Fonte (mSv/ano)/(Bq/g)	2,733E-1	2,633E-1	2,443E-1	1,856E-1	7,146E-2

Para este estudo foram obtidos gráficos de dose efetiva total em função do tempo, para todas as vias, bem como a concentração de ^{137} Cs nos meios. Os resultados são ilustrados a seguir .

O gráfico que representa a dose efetiva anual em função do tempo (dose efetiva total somando todas as vias de exposição) está representado na figura 22.

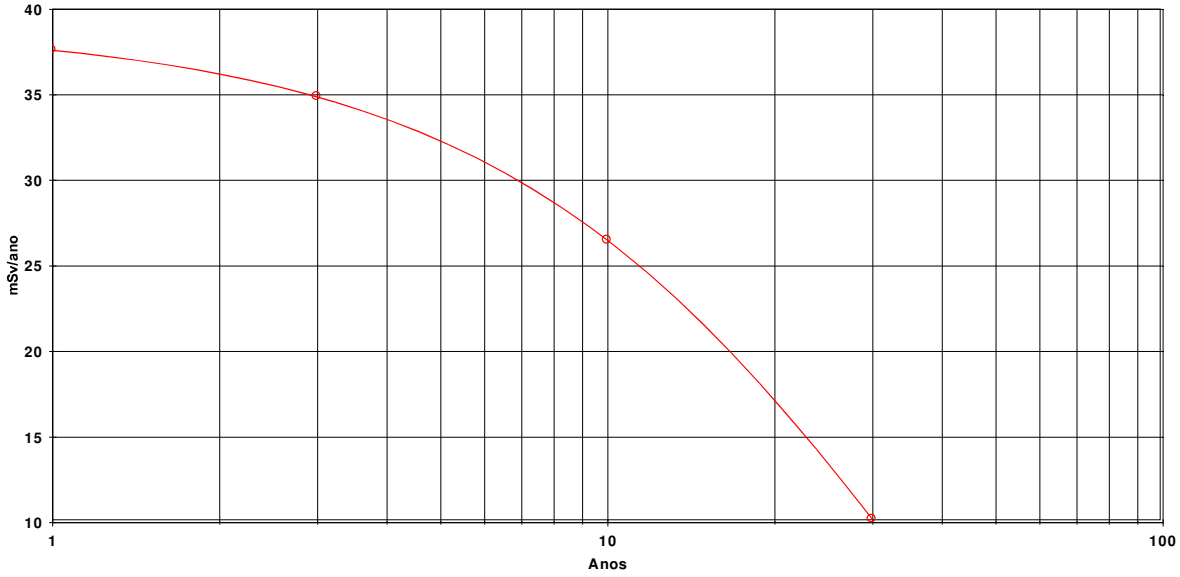

Figura 22: Dose efetiva total anual em função do tempo em anos.

Os gráficos que representam a concentração de ^{137}Cs em função do tempo para os diferentes compartimentos ambientais são mostrados nas figuras 23, 24, 25, 26 e 27. Nestas são apresentadas as concentrações para a zona de solo contaminada, para a superfície do solo, ar devido à poeira, nas plantas, nas águas subterrâneas e de superfície, em função do tempo.

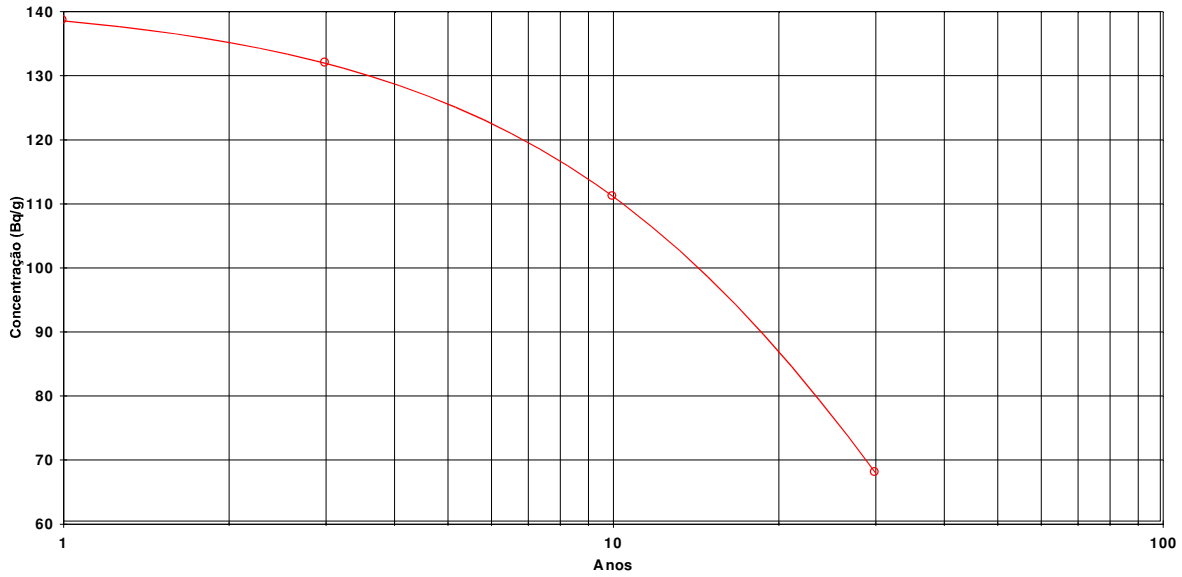

Figura 23: Comportamento da concentração da contaminação na zona contaminada do solo em função do tempo em anos.

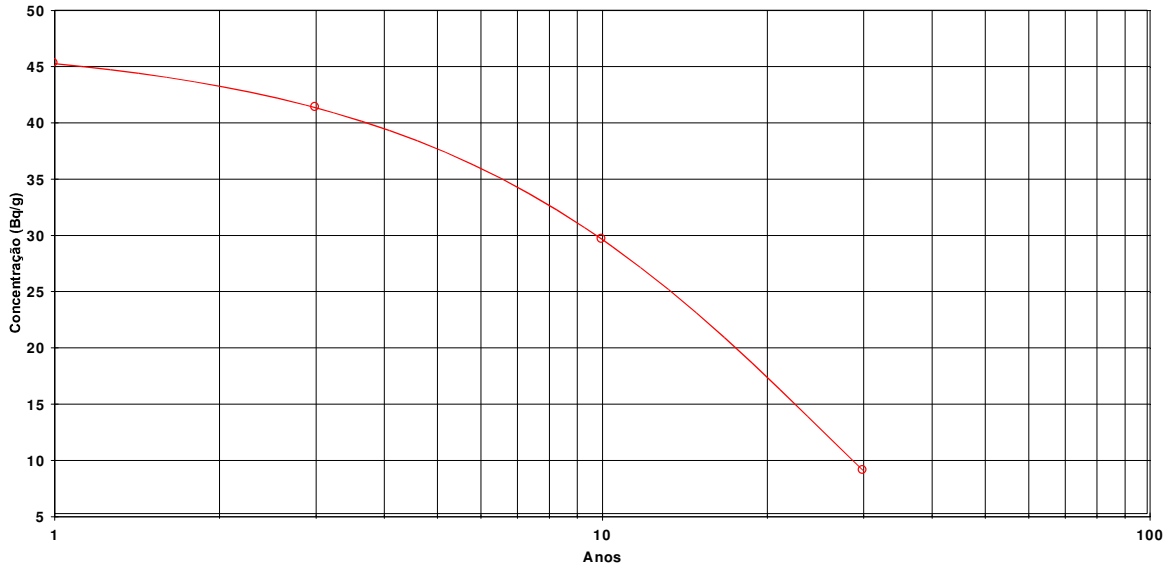

Figura 24: Comportamento da concentração da contaminação na superfície do solo em função do tempo em anos.

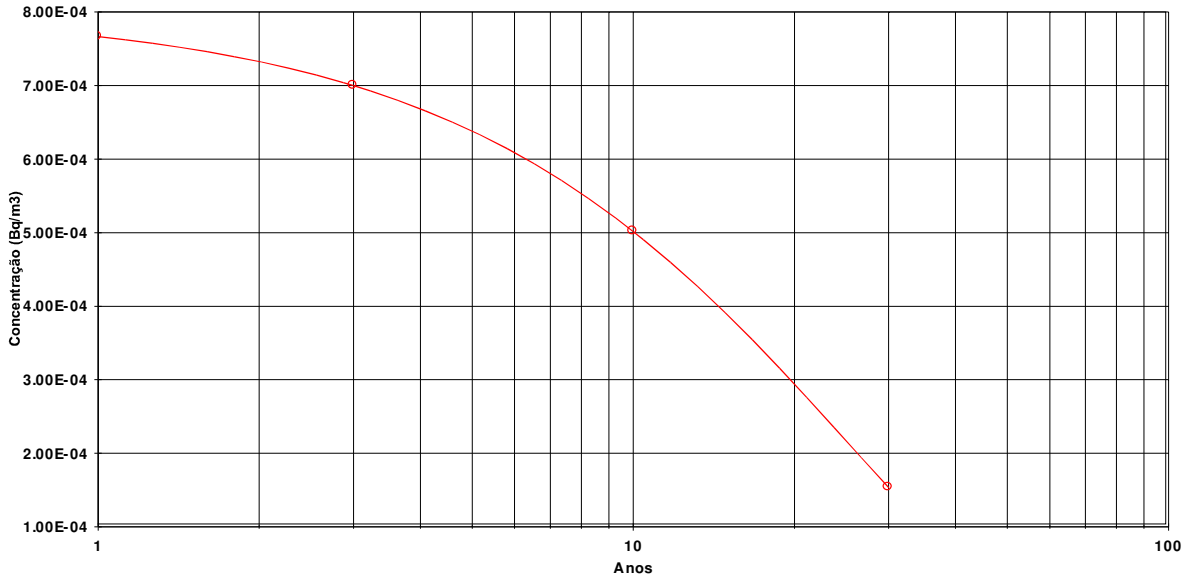

Figura 25: Comportamento da concentração da contaminação no ar devido a poeira em função do tempo em anos.

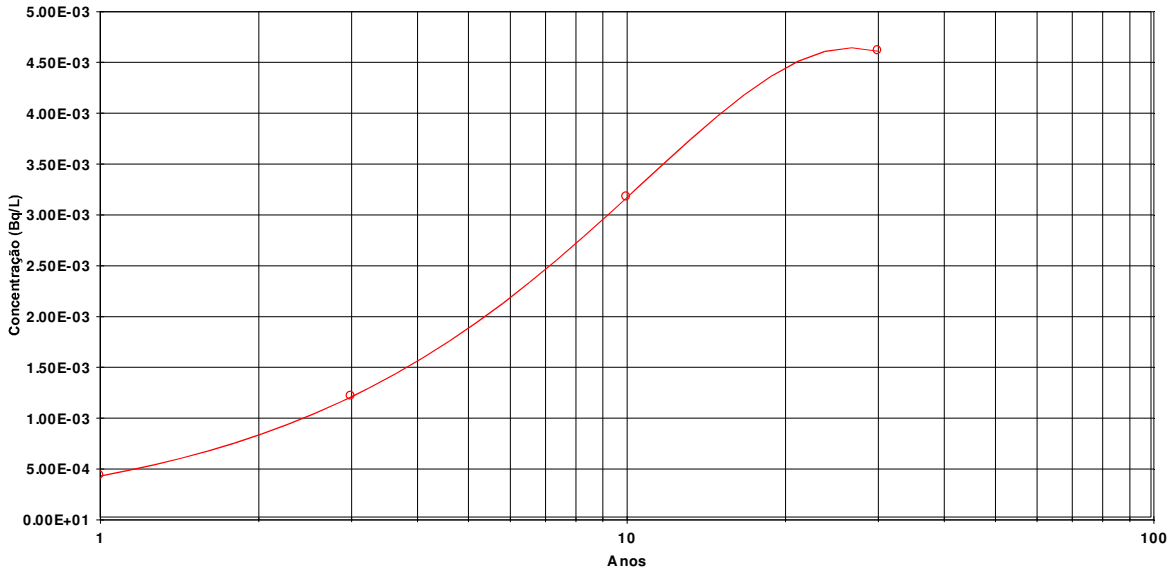

Figura 26: Comportamento da concentração da contaminação na água de poços em função do tempo em anos.

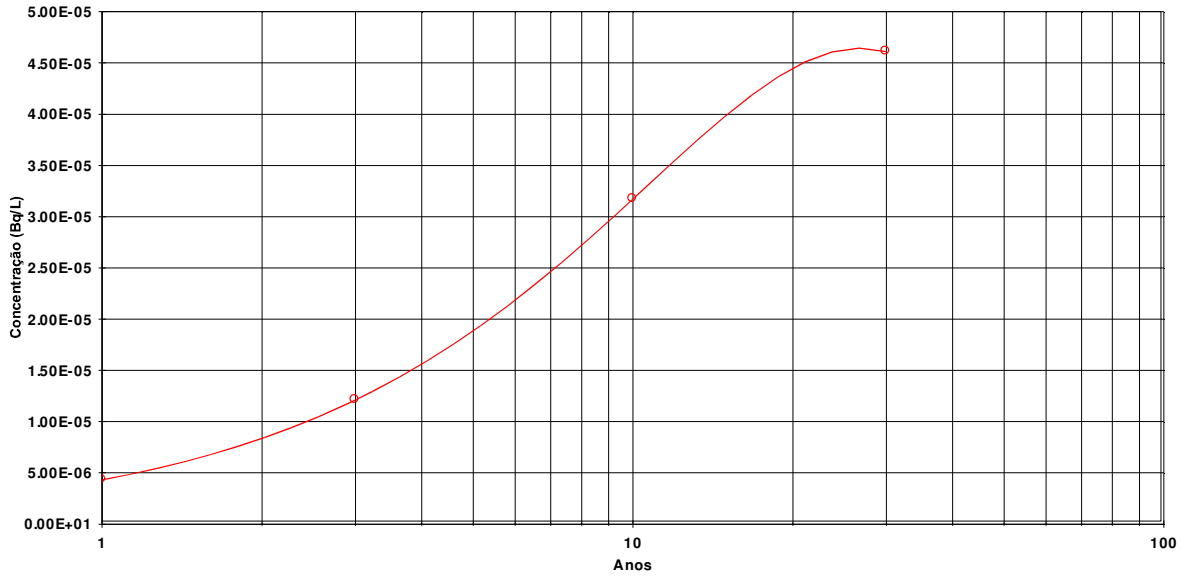

Figura 27: Comportamento da concentração da contaminação nas águas de superfície ao longo do tempo em anos.

A contaminação nos compartimentos ambientais está representada na tabela 16, em que a concentração de ^{137}Cs (em Bq/g) na zona contaminada do solo, no solo superficial, na poeira no ar e nas águas pode ser visualizada.

Tabela 16: Concentração de ^{137}Cs nos ambientes para o tempo de 0, 1, 10 e 30 anos após a situação de exposição.

Tempo (anos)	Zona contaminada (Bq/g)	Superfície do solo (Bq/g)	Ar (Bq/m3)	Água de Superfície (Bq/L)	Água Subterrânea (Bq/L)
0	1,42E+2	4,73E+1	8,01E-4	0	0
1	1,38E+2	4,52E+1	7,66E-4	4,32E-6	4,32E-4
3	1,32E+2	4,13E+1	6,99E-4	1,21E-5	1,21E-3
10	1,11E+2	2,96E+1	5,01E-4	3,17E-5	3,17E-3
30	6,79E+1	9,06E+0	1,53E-4	4,61E-5	4,61E-3

Pela tabela 16 e figuras 23, 24, 25, observa-se que a concentração da atividade apresenta um comportamento aproximadamente exponencial decrescente em função do tempo, devido ao decaimento radioativo do radionuclídeo e também devido à diminuição da atividade por meio de processos de pedogênicos, como ilustrado na tabela 17. Entre os compartimentos ambientais, verifica-se que a contaminação da zona contaminada e superfície dos solos são as maiores a concentração no ar não considera a dispersão do mesmo, pois o código computacional considera que há um equilíbrio do material neste ambiente.

Os corpos hídricos poderiam ser contaminados por processos que carreiam o material contaminado do solo para algum rio ou lago próximo como, por exemplo, um processo de erosão, lixiviação, ou até mesmo o arraste de material por meio da chuva ou vento; estes fatos explicam o aumento da concentração em função do tempo observado nas figuras 26 e 27. Além disto, a migração do radionuclídeo para camadas mais profundas do solo poderia causar a contaminação da água de sub-superfície. Deste modo, embora o consumo de água não tenha sido previsto no cenário de exposição estudado, para que a disseminação da contaminação no ambiente como um todo fosse avaliada, uma simulação foi feita onde o consumo de água subterrânea e de superfície foi considerado, apenas para efeito da estimativa das concentrações nestes meios.

Tabela 17: Decaimento da atividade levando em conta decaimento radioativo e processos de lixiviação.

Tempo (anos)	0	1	3	10	30
Percentual de Atividade (%)	100,00	97,57	92,90	78,23	47,87

Deste modo, a simulação prevê o aumento da contaminação do lençol freático com o tempo, e uma tendência à estabilização em níveis de 4,7 E-03 Bq/L em aproximadamente 30 anos. No entanto, a contaminação deste meio não parece ser preocupante do ponto de vista da proteção radiológica devido ao baixo valor de concentração de ^{137}Cs, pois considerando a densidade da água 1kg/L e comparando este valor máximo aos limites preconizados pela PR 3.01/006 (concentração limite da água

1kBq/kg) da CNEN esta água está com uma concentração de contaminação da ordem de 1 milhão de vezes inferior aos limites de ação preconizados para consumo.

Em relação á agua de superfície, considerando-se que durante a explosão não ocorra contaminação direta desta via, os processos ambientais seriam responsáveis pela contaminação crescente deste meio que, da mesma forma que a água subterrânea, seria estabilizada após aproximadamente 30 anos do evento em 10^{-5} Bq/L. Similarmente à água subterrânea, os níveis de radioatividade alcançados não seriam preocupantes do ponto de vista da proteção radiológica, visto que como explicado acima, comparando-se esta contaminação com os limites de nível de ação para água, observa-se que neste caso a concenctração da água é 100 milhões de vezes inferior ao nível de ação preconizado na PR 3.01/006.

Da tabela 16 observa-se que a concentração da atividade em função do tempo decai mais rapidamente na superfície do solo do que a da zona contaminada, pois a sua zona contaminada é uma superfície com apenas 5 cm de profundidade. A importância deste é que com o aumento do tempo espera-se que a contribuição de contaminação na superficie do solo diminuia mais rapidamente devido a fatores tais como lixiviações, erosão, entre outros processos que podem contribuir para arrastar o material para outros pontos do terreno.

Embora não considerado no cenário estudado para efeito de estimativa de dose efetiva total anual recebida pelos residentes, para efeitos de estudo da disseminação da contaminação ilustramos as concentrações de contaminações nos alimentos da região local do cenário, tais como carne, leite, peixes, água potável e vegetais.

As vias de alimentação também apresentam uma concentração variável em função do tempo, sendo representadas na tabela 18 e nas figuras 28 a 32.

Tabela 18: Concentração de ^{137}Cs nos alimentos para o tempo de 0, 1, 10 e 30 anos após a situação de exposição.

Tempo (anos)	Vegetais (Bq/kg)	Carne (Bq/kg)	Leite (Bq/kg)	Peixe (Bq/kg)	Água Potável (Bq/L)
0	3,16E+2	1,35E+3	3,28E+2	0	0
1	3,02E+2	1,30E+3	3,14E+2	8,49E-3	4,31E-4
3	2,76E+2	1,19E+3	2,87E+2	2,41E-2	1,21E-3
10	1,97E+2	8,50E+2	2,06E+2	6,34E-2	3,17E-3
30	6,04E+1	2,61E+2	6,31E+2	9,22E-2	4,61E-3

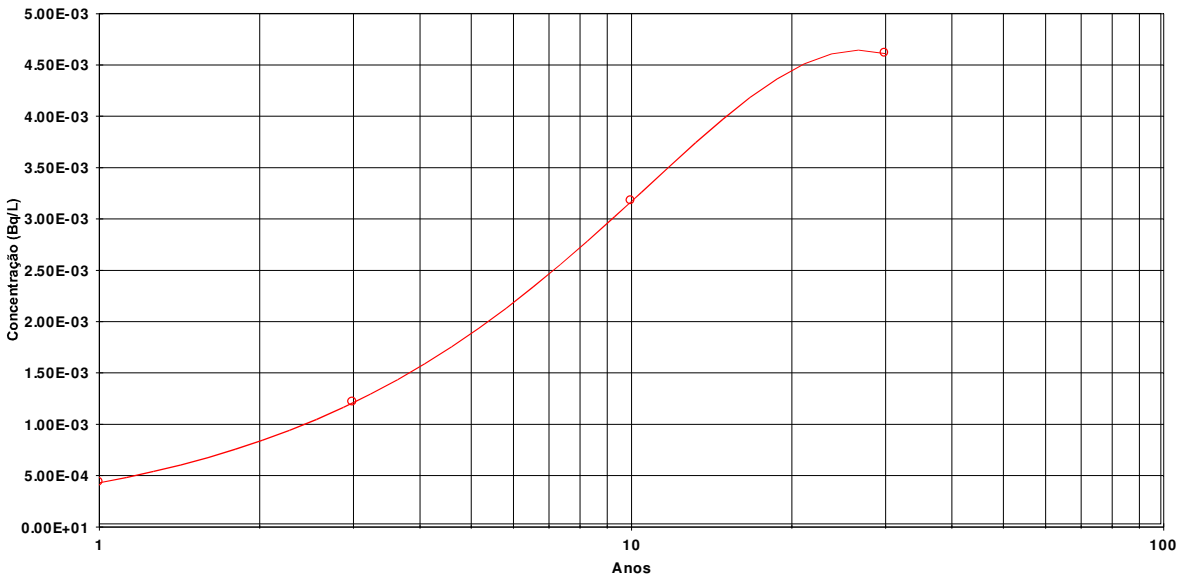

Figura 28: Comportamento da concentração da contaminação nas águas potáveis para consumo ao longo do tempo em anos.

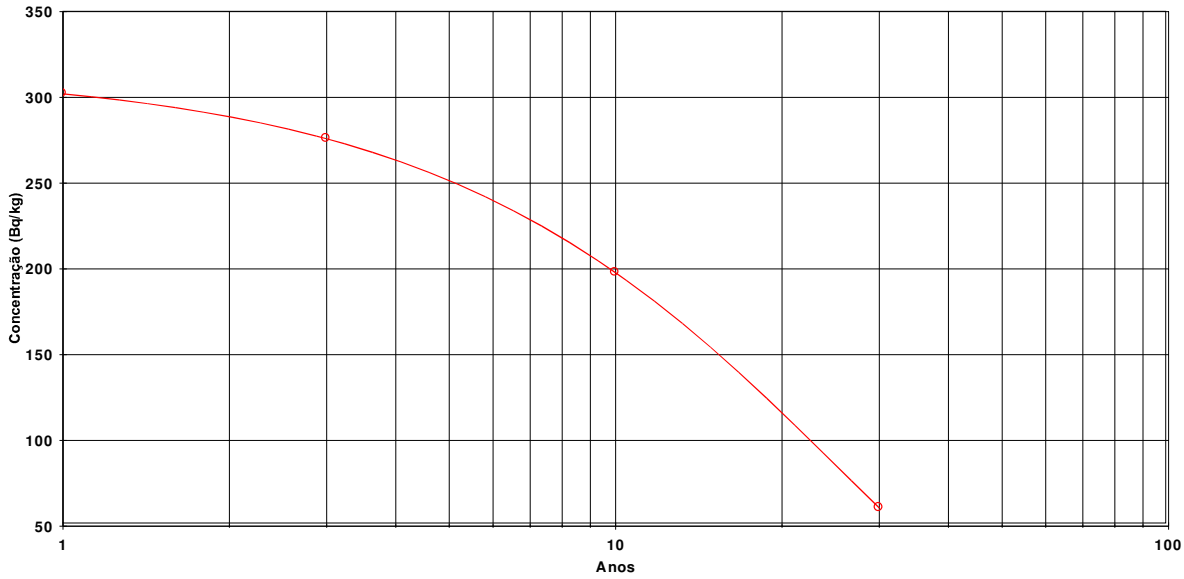

Figura 29: Comportamento da concentração da contaminação em vegetais folhosos ao longo do tempo em anos.

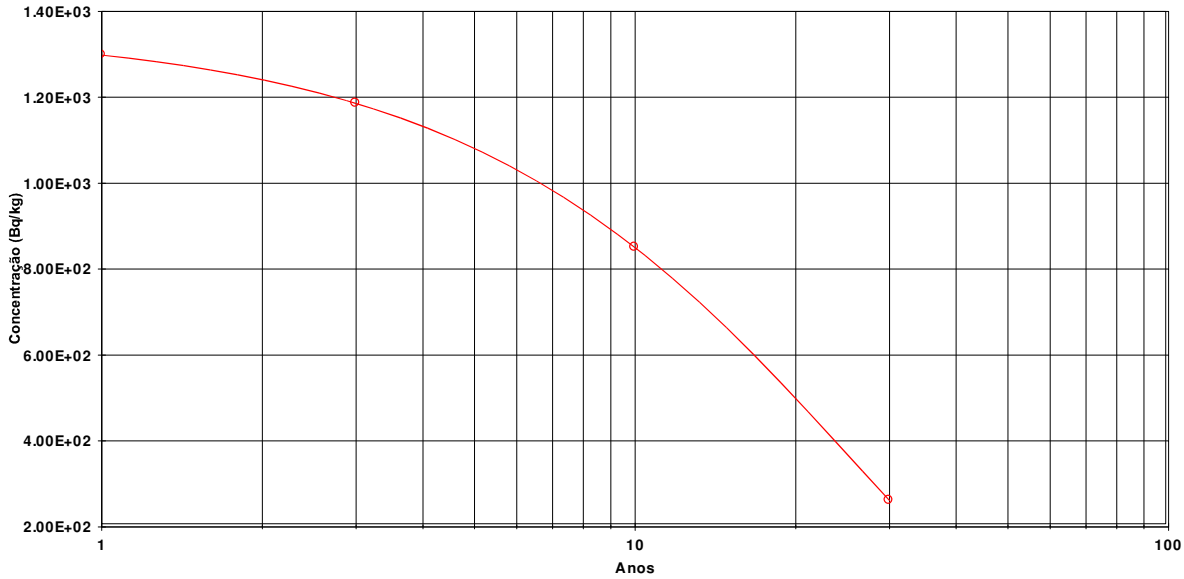

Figura 30: Comportamento da concentração de contaminação de carne ao longo do tempo em anos.

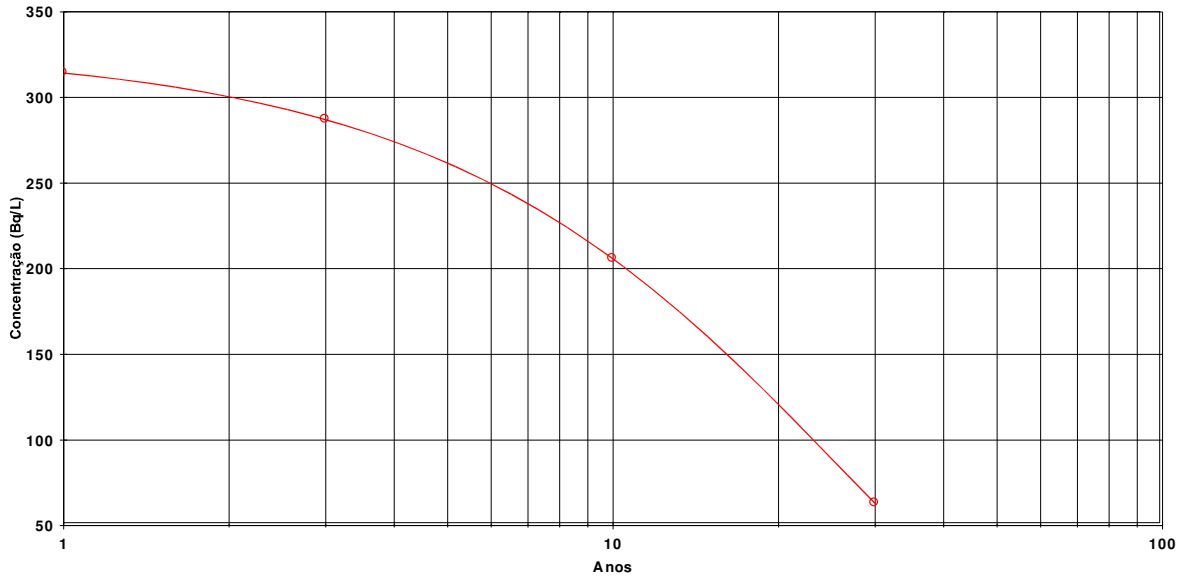

Figura 31: Comportamento da concentração da contaminação de leite ao longo do tempo em anos.

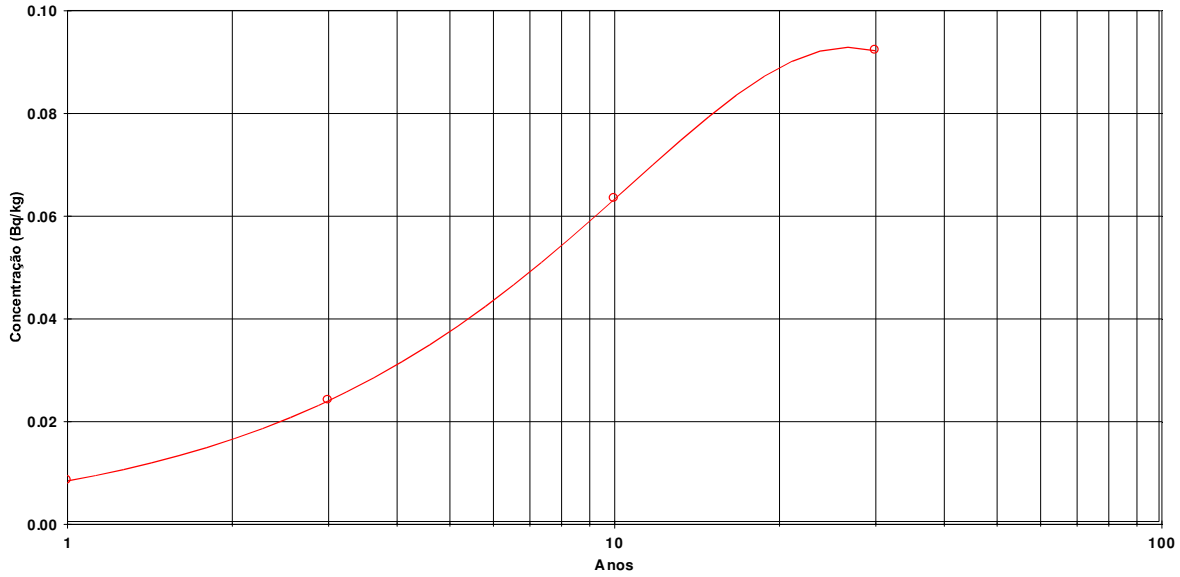

Figura 32: Comportamento da concentração da contaminação de peixe ao longo do tempo em anos.

Pela análise da tabela 18 e figuras 28 a 32 pode-se observar que a concentração de ^{137}Cs em vegetais, leite e carne, apresentam um decaimento exponencial em função do tempo; já a contaminação da água potável e dos peixes apresenta um crescimento similar ao que ocorre no aumento da concentração da contaminação nas águas subterrâneas e de superfície. Este crescimento na contaminação relacionado ao ambiente aquático é proveniente do aumento de concentração por meio de fatores mencionados anteriormente, como migração de radionuclídeos para o lençol freatico e arraste da contaminação para estes meios. É importante salientar que, mesmo havendo contaminação na água e peixes, após o ano 0 (zero), estes valores serão muito baixos considerando os outros tipos de alimentos e, portanto, não representarão uma via de exposição significativa.

A contaminação máxima nos peixes atinge o valor de 0,09 Bq/kg após 25 anos. As concentrações em leite e carne são apresentadas nas figuras 30 e 31 e, embora não fazendo parte do cenário de exposição, os dados indicam que o leite ali produzido seria liberado para consumo visto que de acordo com Posição Regulatória da norma CNEN NN 3.01/006 os níveis de ação recomendados para alimentos para consumo em geral e leite, alimentos infantis e água apresentam o valor de 1 kBq/kg para o Césio-137. Porém, pela análise das contaminações na carne, esta não seria liberada para consumo uma vez que atinge valores acima de 1 kBq/kg até aproximadamente 7 anos após o inicio da contaminação. Dessa forma, a carne somente seria liberada para consumo após decorrido 7 anos do evento que originou as contaminações. (CNEN 2011)

5.2.1 Riscos obtidos pelo RESRAD

O código faz uma estimativa de riscos para a população local que sofrerá a exposição devido às contaminações e as vias de exposição, durante os anos em que viverem dentro da área contaminada, de acordo com os parâmentros selecionados e os dados de morbidade do FGR13 (publicação que contempla trabalhos sobre estimativas de riscos (Eckerman 1999), dados que o código utiliza para as estimativas.

A quantidade de incorporação do material radioativo em Bq/ano para os tempos de 0, 1, 3, 10, 30 anos em função das vias de exposição é mostrada a seguir na tabela 19.

Tabela 19: Incorporação de ^{137}Cs- em Bq/ano em função das vias de ingestão e do tempo.

Tempo (anos)	**Vias de Ingestão (Bq/ano)**			
	Inalação	Plantas	Solo	Total
0	3,03E+0	1,55E+4	1,29E+3	1,68E+4
1	2,89E+0	1,48E+4	1,24E+3	1,61E+4
3	2,64E+0	1,35E+4	1,13E+3	1,47E+4
10	1,89E+0	9,71E+3	8,11E+2	1,05E+4
30	5,80E-1	2,97E+3	2,48E+2	3,22E+3

Pela tabela 19 pode-se verificar que a incorporação é predominatemente proveniente da ingestão de vegetais (e folhas), mesmo considerando que neste cenário apenas 10% do consumo total da alimentação é produzida na região estando susceptível à contaminação pelo ^{137}Cs. Uma medida que poderia diminuir a incorporação drasticamente seria o não consumo de vegetais produzidos na localidade. Esta medida diminuiría em cerca de 13 vezes a quantidade de incorporação anual, diminuindo a dose efetiva total comprometida e, por conseguinte, o risco de mortalidade por câncer induzido por radiações ionizantes para o cenário proposto. Não há percentual de água, leite e carnes visto que essas vias de alimentação não foram consideradas, pois se considerou que não há consumo destes alimentos produzidos no local, mesmo sendo verificado nos resultados já mostrados deste trabalho que o consumo de leite estaria dentro dos limites recomendados (CNEN 2011), podendo ser utilizados como fonte de alimentação.

Tabela 20: Risco de excesso (%) de câncer em função da via de exposição e ano da exposição.

Tempo (anos)	**Risco de Excesso de Câncer**				
	Radiação Externa	Inalação	Plantas	Solo	Total
0	9,428E-2	2,751E-7	4,703E-4	3,929E-5	9,479E-2
1	9,086E-2	2,630E-7	4,501E-4	3,757E-5	9,135E-2
3	8,431E-2	2,402E-7	4,111E-4	3,431E-5	8,475E-2
10	6,414E-2	1,721E-7	2,946E-4	2,459E-5	6,446E-2
30	2,492E-2	5,267E-8	9,024E-5	7,524E-6	2,501E-2

Com os dados da tabela 20 verifica-se que as frações parciais são aproximadamente constantes independentemente do tempo da análise do risco de indução de câncer. Para a via de maior risco, a radiação externa, o percentual do risco total corresponde a 99,60%, a segunda via que apresenta maior risco é a ingestão de plantas com 0,36% do total, a fração da exposição devido ao solo contribui com 0,03% e devido à inalação é menor que 0,01%.

Pode-se observar que o risco também apresenta um comportamento exponencial decrescente com o tempo, uma vez que todas as variáveis como dose efetiva anual, valores de incorporação, razão dose/fonte(atividade) entre outros, apresentam o mesmo comportamento. Para o primeiro ano, o risco total é em torno de 9,48% em relação à linha de base (valores esperados de risco da população na ausência do agente indutor), representando um valor extremamente alto em função da grande quantidade de contaminação local e do baixo tempo para o decaimento do elemento que possui uma meia vida alta, em torno de 30 anos. Mesmo após 30 anos do evento que deu origem às contaminações, o risco de indução de câncer ainda é consideravel, visto que apresenta um valor aproximadamente de um terço do valor inicial. Para indivíduos que permanecem por longo tempo, por exemplo, vários anos no cenário, os riscos anuais vão se somando representando um risco acumulado muito superior ao primeiro ano de exposição.

Para um indivíduo que reside no cenario pelos primeiros 5 (cinco) anos, este acumula um risco total aproximadamente de 45% superior ao referente à linha de base, evidenciando que tal localidade precisa de ações remediadoras para evitar o seu isolamento por completo. A via de inalação apresenta um fraco percentual do risco total, visto que a quantidade de material disperso no ar é muito baixa (sendo menor que 0,01%) e a incorporação também por esta via é negligenciável, não sendo uma via preferencial para as primeiras intervenções.

Uma remediação efetiva com a minimização da exposição externa, restando apenas exposição pelas outras vias, reduziria o risco de câncer em mais de 200 vezes em relação à situação discutida acima.

As figuras que ilustram o risco total e as componentes devido às vias de exposição são mostradas nas figuras 33 e 34.

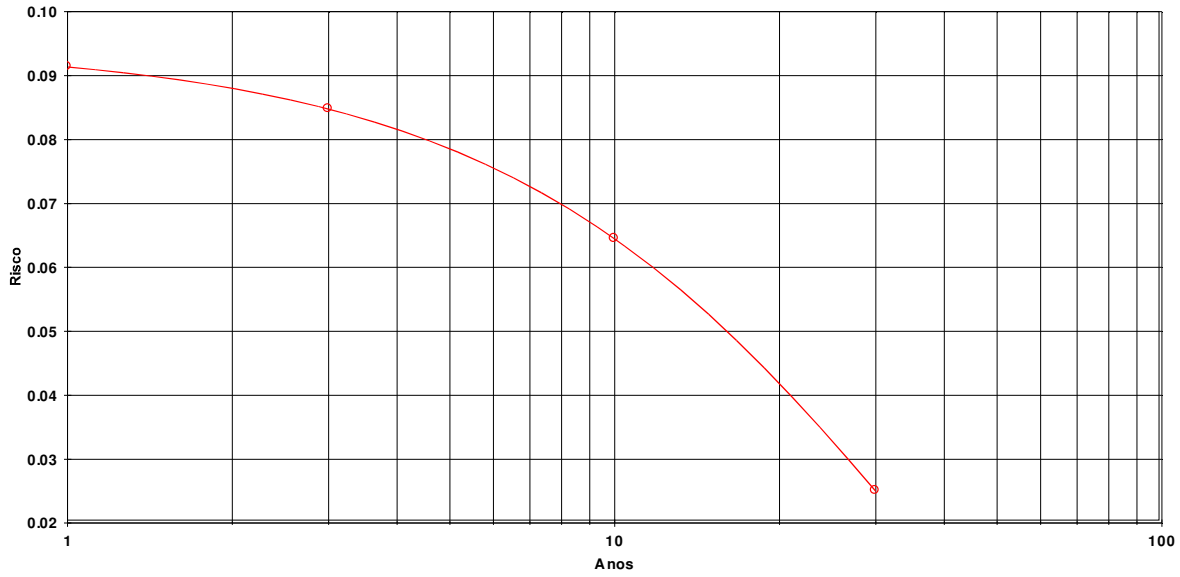

Figura 33: Risco total associado com a exposição em função dos anos após a contaminação ambiental.

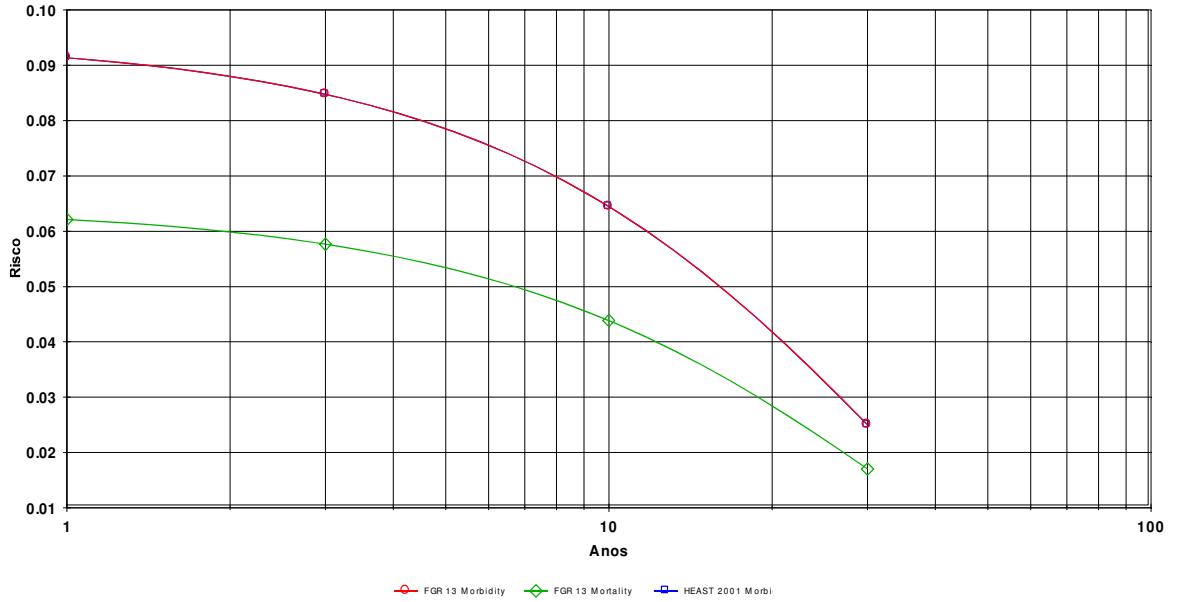

Figura 34: Comparação do risco total em função dos anos após a contaminação ambiental para diferentes dados de riscos.

Como explicitado, os riscos das figuras 33 e 34 são referentes a morbidade FGR 13, porém outros riscos baseados em outros dados podem ser analisados. Uma comparação dos riscos totais envolvendo a morbidade FGR 13, mortalidade FGR 13 e a morbidade (EPA 2001), é apresentada na Figura 34 por meio do gráfico de risco de indução de câncer em função do tempo.

Pelo gráfico da figura 34, observa-se que o risco para mortalidade é aproximadamente 34% inferior ao de morbidade, isto significa que na totalidade dos casos, cerca de 66% tem uma alta probabilidade de ter uma mortalidade expressiva devido à dose efetiva total recebida (TEDE) durante os períodos de tempo nos quais foram expostos. Ambas apresentam o mesmo tipo de comportamento, indicando um declínio exponencial devido à meia vida do césio-137, em torno de 30 anos.

5.2.2 Considerações

Deste modo, passado o período crítico da explosão o solo, plantas e o ambiente estariam contaminados a um nível tal que a distância de 7 km, por estimativa com o RESRAD 6.5, a população que ali residisse estaria recebendo doses efetivas da ordem de 40 mSv/ano.

Considerando os níveis de dose efetiva recomendadoss pelo GSR (IAEA 2011) para situações existentes com dose entre 1 mSv/a e 20 mSv/a para o público e, considerando a faixa de valores de referência recomendado pela CNEN para avaliar a necessidade de remediação entre 10 e 50 mSv/a, pode-se concluir que mesmo que se o valor máximo de 20 mSv/a, preconizado pela Agência Internacional de Energia Atômica IAEA, viesse a ser adotado nesta situação, os resultados destas simulações mostram que ações de remediação em uma grande área seriam necessárias, passado o evento que deu origem à contaminação.

O valor da concentração de ^{137}Cs no solo correspondente ao valor de dose de 20 mSv/ano devido a exposição à radiação externa e à inalação e ingestão de poeira é de 74 Bq/g. Assim, toda a área que apresentasse um valor de concentração de ^{137}Cs superior a 74 Bq/g teria que ser posteriormente remediada ou segregada por anos, até que a concentração atingisse este valor. Considerando que 74 Bq/g é equivalente a 1,35 E07 Bq/m^2, ou seja, 370 $\mu Ci/m^2$, então esta concentração corresponde a uma distância de

apropximadamente 11 km do local da explosão do RDD contendo ^{137}Cs, conforme ilustrado na figura 35, mostrando que uma área extremamente grande seria afetada.

Figura 35: lilustração da localização (em azul) a 11 km do ponto de dispersão do material radioativo.

As simulações realizadas com o RESRAD 6.5 mostraram que a concentração no solo de 74 Bq/g de ^{137}Cs seria equivalente ao nível de dose de 20 mSv/ano — o nível máximo de dose para indivíduos do público preconizado pelo GSR para situações existentes (e a fase pós-emergência é inclusa nesta situação), considerando como principais vias a exposição externa e a ingestão e inalação de poeira. No cenário de exposição estudado e considerando o limite, uma região com aproximadamente 11 km de comprimento em relação ao ponto de dispersão, teria que ser remediada para permitir sua reocupação pela população.

5.3 BEIR V

O risco relativo (RR) para a incidência de leucemia, o qual explicita o risco adicional dos indivíduos em relação à população que não foi submetida à exposição, é uma função da dose recebida pelos indivíduos expostos devido à explosão do RDD e a consequente exposição do público à radiação ionizante. A probabilidade de causalidade é dependente da exposição à radiação ionizante utilizada pelo modelo BEIR V para a

radiação induzida de desenvolvimento de leucemia. Estes valores dependem da dose, idade e latência para o início do detrimento (ver tabelas 21 a 23 para RR).

Tabela 21: *RR* e *PC* (*D* = 1 Sv) com dependência em idade e latência.

Casos	Idade (Anos)	Latência (Anos)	Doses Efetivas (Sv)	Risco Relativo	Probabilidade de Causalidade (%)
1	$a \leq 20$	$T \leq 15$	1,00	76,00	98,68
2	$a \leq 20$	$15 < T \leq 25$	1,00	7,13	85,97
3	$a \leq 20$	$T > 25$	1,00	1,57	36,18
4	$a > 20$	$T \leq 25$	1,00	7,05	85,81
5	$a > 20$	$25 < T \leq 30$	1,00	3,92	74,47
6	$a > 20$	$T > 30$	1,00	1,57	36,18

Tabela 22: *RR* e *PC* (*D* = 0,5 Sv) com dependência em idade e latência.

Casos	Idade (Anos)	Latência (Anos)	Doses efetivas (Sv)	Risco Relativo	Probabilidade de Causalidade (%)
1	$a \leq 20$	$T \leq 15$	0,50	28,25	96,46
2	$a \leq 20$	$15 < T \leq 25$	0,50	3,23	69,00
3	$a \leq 20$	$T > 25$	0,50	1,21	17,08
4	$a > 20$	$T \leq 25$	0,50	3,20	68,72
5	$a > 20$	$25 < T \leq 30$	0,50	2,06	51,45
6	$a > 20$	$T > 30$	0,50	1,21	17,08

Tabela 23: *RR* e *PC* (*D* = 0,1 Sv) com dependência em idade e latência.

Casos	Idade (Anos)	Latência (Anos)	Doses efetivas (Sv)	Risco Relativo	Probabilidade de Causalidade (%)
1	$a \leq 20$	$T \leq 15$	0,10	4,81	79,21
2	$a \leq 20$	$15 < T \leq 25$	0,10	1,31	23,73
3	$a \leq 20$	$T > 25$	0,10	1,03	2,80
4	$a > 20$	$T \leq 25$	0,10	1,31	23,50
5	$a > 20$	$25 < T \leq 30$	0,10	1,15	12,91
6	$a > 20$	$T > 30$	0,10	1,03	2,80

As figuras 36A e 36B ilustram graficamente os dados apresentados nas tabelas 21, 22 e 23. Estes dados correlacionam RR e latência. Três valores de TEDE diferentes são considerados para os dois grupos de indivíduos: (A) menor ou igual a 20 anos de idade e (B) mais de 20 anos de idade. A figura 37 (A) e (B) mostram a dependência PC na latência em anos para as faixas sobre observação, e também para doses de 1,0 Sv, 0,5 Sv e 0,1 Sv.

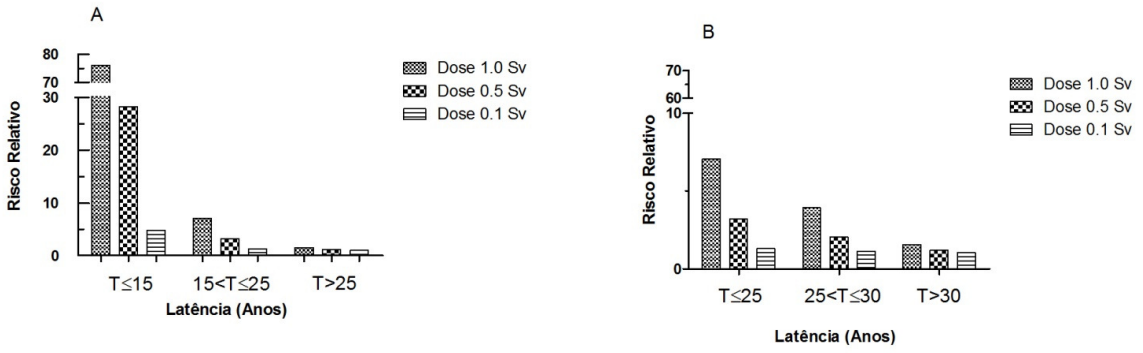

Figura 36: O risco relativo em função da latência para os valores de três doses efetivas e para duas faixas etárias. (A) até 20 anos de idade, e (B) acima de 20 anos.

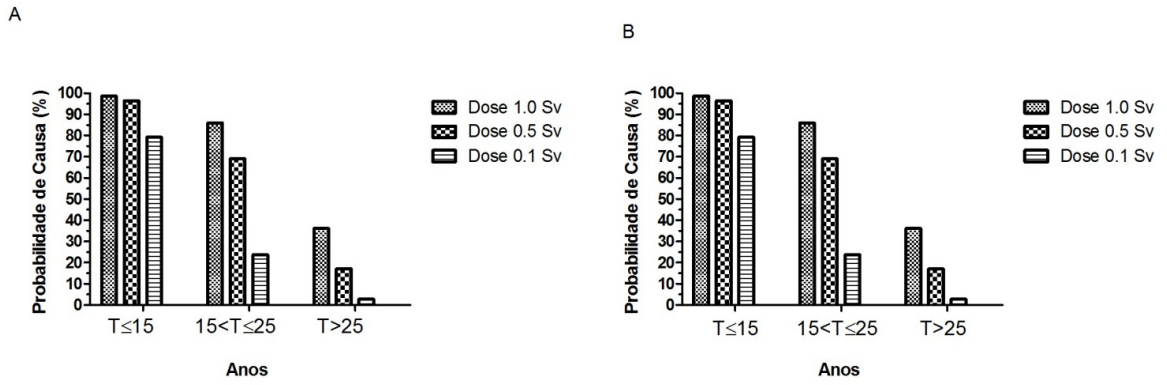

Figura 37: Probabilidade de causalidade (PC) em função da latência para os três valores de dose efetiva e para duas faixas etárias. (A) até 20 anos de idade, e (B) acima de 20 anos.

Dados de saída a partir da tabela 21 permitem inferir que jovens expostos, menores de 20 anos, têm maior RR para menor tempo de latência (menos de 15 anos). Isto pode significar que o efeito do aparecimento de leucemia é mais provável em um curto período de tempo após a exposição e, principalmente, em pessoas mais jovens.

Com o aumento da latência, a simulação permite inferir que a probabilidade diminui rapidamente, mas continua representando um aumento significativo no risco de detrimento em relação à linha de base.

A PC segue o mesmo padrão de RR que aumenta com baixa latência, indicando que se os indivíduos vierem a desenvolver leucemia é provável que seja devido à exposição à radiação ionizante recebida pelo RDD. Dados da simulação levam a uma PC de 98,68%, significando que se eles apresentarem leucemia há uma chance de 98,68% de ser causada por radiação ionizante decorrente do RDD. Pessoas expostas aos 20 anos ou mais na simulação também têm maior RR para as latências mais baixas. É notável que com o aumento da latência, indivíduos expostos menores de 20 anos têm RR maior quando comparado aos indivíduos mais velhos. Isso reforça o fato de que crianças e adolescentes são mais propensos a desenvolver leucemia, devido às células mais jovens terem uma maior atividade metabólica e mitótica, sendo mais radiossensíveis, o que representa uma maior chance de desenvolver um detrimento induzido por radiações ionizantes, concordando com relatos encontrados na literatura especializada (Hall 2006, Giaccia 2006, Lehnert 2008, Kaiser 2010).

As tabelas 22 e 23 mostram o mesmo comportamento de RR e PC considerando a latência e idade, embora as doses sejam baixas. O RR para 1,0 Sv, 0,5 Sv e 0,1 Sv

indicam que a chance de desenvolvimento e mortalidade para leucemia é de, respectivamente 76,00, 28,25 e 4,81 vezes a ocorrência de linha de base para os indivíduos não expostos com menos de 20 anos de idade. Este resultado é significativo, considerando que estes eventos podem ocorrer em áreas com grande concentração de pessoas jovens em função dos eventos realizados.

Como pode ser observada na figura 36A, uma grande diferença em RR aparece para a mesma latência (menos de 15 anos) em relação aos outros grupos. A partir disso pode-se entender que a leucemia apresenta baixa latência. A simulação permite inferir que os indivíduos que foram expostos a estas doses estão sobre maior RR em uma curta latência. O resultado é que o risco de leucemia é fortemente dependente da dose quando os tempos de latência são considerados curtos. Por outro lado, o desenvolvimento da doença (leucemia não é tumor sólido) em maiores períodos de latência pode ser ocultado devido à ação de outros agentes que não a radiação ionizante, e que podem ser a razão do processo carcinogênico.

Da figura 36 é possível observar que as diferenças de RR para os valores de doses de 1,0 Sv, 0,5 Sv e 0,1 Sv no mesmo tempo de latência, diminuem com o aumento do período de latência. Pode-se ver na figura 37A que a queda de RR é mais acentuada e rápida no primeiro período, podendo ser atribuída ao fato desta condição ser a mais provável para aumentar a indução de leucemia por radiação (mais jovens e de baixa latência). A simulação mostra que à medida que o tempo passa as diferenças entre os RR para cada valor da dose tendem a zero, reduzindo a dependência do fenômeno com a dose.

As Figuras 37A e 37B ilustram o mesmo comportamento discutido na Figura 36, considerando que a PC está ligada à RR.

A análise foi realizada considerando que RR e PC podem ser úteis na condução do processo de tomada de decisão nas situações em que ocorre guerra assimétrica ou mesmo em casos de emergências radiológicas. Uma vez que contribui para aumentar a eficiência da resposta médica para as potenciais vítimas, a triagem das pessoas expostas é facilitada devido ao conhecimento dos riscos futuros envolvidos.

As condições de simulação consideradas neste estudo foram restritas a leucemia induzida por radiação ionizante. Um estudo mais completo buscando todas as equações

de BEIR V, de todas as malignâncias, exige uma análise mais aprofundada, bem como simulação de outros tipos de morbidades, incluindo os tumores sólidos.

6. Conclusões

Um atentado terrorista usando um RDD pode resultar em depressão na economia e no estado fisiológico da população nas proximidades da explosão. O sucesso do processo de decisão para a resposta à situação está intimamente relacionado com alguns parâmetros. Esses parâmetros não são conhecidos até a ocorrência do fato, no entanto, podem ser configurados rapidamente utilizando-se a metodologia proposta neste trabalho, que é claro necessita de importantes informações para orientar as primeiras respostas. Parâmetros tais como: (a) densidade populacional e (b) as condições meteorológicas e níveis de radiação são valiosos e fáceis de coletar.

Os resultados deste trabalho sugerem que explosões usando ^{137}Cs como um componente do RDD podem causar muito dano pela radiação, com base na contaminação no solo e no TEDE que possivelmente provocará na população exposta. Para estas condições de contorno, as distâncias em que as pessoas receberão um valor de TEDE significativo são muito grandes, cobrindo distâncias superiores a 1,0 km. No periodo pós-evento que origina a contaminação ambiental, verifica-se que os níveis de contaminação e, consequentemente, a exposição anual variam e vão diminuindo conforme aumenta a distância do ponto dispersor da fonte, significando que em uma extensão muito grande, ações diferentes devem ser consideradas para minimizar o risco à população e os impactos ambientais, necessitando, em algumas áreas, de abrigagem, em outras evacuação; porém, todas elas evidenciam a importância e a necessidade de uma rápida intervenção a fim de otimizar a resposta.

Com base nas equações do BEIR V, a indução de leucemia para aqueles que estiverem num raio de 100 metros do ponto de explosão é cerca de 76 vezes a incidência de base. Além disso, sintomas relacionados à síndrome aguda da radiação podem ocorrer entre eles. Ainda, os resultados permitem inferir que a ocorrência de leucemia é mais provável de ocorrer mais cedo em pessoas mais jovens, o que concorda com a literatura especializada (Ellen 2005, Hall 2006, Giaccia 2006, Lehnert 2008) .

Os impactos ambientais estariam restritos ao solo, uma vez que os demais compartimentos: corpos d´água e vegetais não seriam significantemente afetados do ponto de vista da proteção radiológica. Apenas a carne de vaca apresentaria um nível de concentração superior ao nivel autorizado e não poderia ser consumida durante um período de 7 anos.

Com os resultados da modelagem para o cenário em estudo, observa-se que a população local receberia uma dose efetiva anual muito superior àquela estabelecida por agencias reguladoras e que a dose efetiva anual recebida pela população variaria muito alcançando, à 7 km do local da explosão, o valor de 40 mSv/ano, gerando um risco de indução de câncer elevado. A maior via para exposição do público seria a exposição externa, responsável por mais de 99% da dose efetiva total recebida. Se um valor de referência de 20 mSv/a viesse a ser adotado para fins de remediação, o nível operacional para estes fins a ser adotado para o solo seria de 74 Bq/g. Neste caso, considerando a pluma de contaminação simulada pelo HotSpot, a distância do centro da explosão seria de 11 km, sendo quetoda esta área teria que ser remediada.

Pela metodologia proposta, pode-se traçar um melhor planejamento das respostas pois determina-se as vias críticas para cada cenário. Por exemplo, a via responsável pela maior exposição foi a de radiação gama externa, a via preferencial para incorporação foi a ingestão de plantas, entre outros, permitindo assim uma resposta direcionada a minimizar os efeitos e maximizar a proteção. O modelo utilizado é capaz de prognosticar a evolução da contaminação com o tempo, por exemplo, no caso estudado no ano zero não é prevista a contaminação nos meios aquáticos, porém a partir do primeiro ano ocorre um aumento das concentrações no meio, informações importantes a serem consideradas para monitorações futuras.

A metodologia proposta resulta em informações importantes que podem ser utilizadas para otimizar as respostas á crises e orientar trabalhos futuros, gerando caminhos preferenciais para evitar ou mitigar prejuízos à saúde, ao ambiente e, em consequencia, prejuízos financeiros aos órgaos governamentais que, em última análise, representam os interesses da população.

7. Referências Blibliográficas

AFRRI (2003). Medical Management of Radiological Casualties. Washington, DC, Armed Forces Radiobiology Research Institute.

BEIRV (1990). National Research Council, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation. Natl Acad. Press. Washington, DC.

C. Yu, J. J. C. e. a. (2009). Preliminary Report on Operational Guidelines Develop for Use in Emergency Preparedness and Response to a Radiological Despersive Device Incident. U.S. department of Energy.

Callahan, B. G. (2011). "Comments on Airport Remediation Following a Chemical Terrorist Attack Articles." Hum. Ecol Risk Assess . **17(1)**: 122-123.

CNEN (2011). "Diretrizes Basicas de Protecao Radiologica."

CNEN (2011). Medidas de Proteção e Critérios de Intervenção em Situações de Emergência. Posição Regulatória 3.01/006.

CNEN (2011). "Níveis de intervenção e de ação para exposição crônica. Posição regulatória 3.01/007 ".

Correa, E. B. M., N. O.; Silva, R. M.; Silva de Souza, L.; Cataldi, M. & Pimentel, L. C. G (2004). Análise da Sensibilidade do Modelo MM5 aos Refinamentos e Aninhamentos de Grades – Um Estudo de Caso Sobre a Cidade do Rio deJaneiro. CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA. Fortaleza-CE, SBMET.

D'orsi, R. N., Paes, N. M., Magalhaes, M. A. , Coelho, R. S. , Costa, L. C. (2012). Relatório Anual de Chuva para a cidade do Rio de Janeiro no ano de 2012.

DOE/NRC (2003). Radiological Dispersal Devices: An Initial Study to Identify Radioactive Materials of Greatest. Concern and Approaches to Their Tracking, Tagging, and Disposition, report prepared by the DOE/NRC Interagency Working Group on Radiological Dispersal Devices for the NRC and Secretary of Energy.

Doull (2011). "Comments on Airport Remediation Following a Chemical Terrorist Attack Articles." Hum Ecol Risk Assess **17(1)**: 124.

Eckerman, K. F., and J.C. Ryman (1993). External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil, Exposure to Dose Coefficients for General Application, Based on the 1987 Federal Radiation Protection Guidance. U. S. E. P. Agency. Washington, D.C.

Eckerman, K. F., et all (1988). Limiting Values of Radionuclide Intake and Air Concentration and Dose Conversion Factors for Inhalation, Submersion, and Ingestion. Federal Guidance Report nº 11, Environmental Protection Agency.

Eckerman, K. F., et all (1999). Cancer Risk Coefficients for Environmental Exposure to Radionuclides. Federal Guidance Report nº 13, Environmental Protection Agency

Ellen S P H, T. J. O., Helen C O (2005). "Induction of Leukemia in Mice Using a Radiation Leukemia Virus-Induced Cell Line: A Model System for Studyng Oncogenic Progression." Leukemia Research **19**(2): 83-93.

EPA (1994). Environmental Protection Agency, Radiation Site Cleanup Regulations: Technical Support Document for the Development of Radionuclide Cleanup Levels for Soil, review draft, Office of Radiation and Indoor Air, Washington, D.C.

EPA (1997). Environmental Protection Agency, Exposure Factor Handbook, EPA/600/P-95/002Fa, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, D.C.

EPA (2001). Radionuclide Carcinogenicity Slope Factors: HEAST. Risk Assessment and Federal Guidance Programs: Risck Assessment

Ferguson C D, K. T., and Perera J (2003). Commercial Radioactive Sources: Surveying the Security Risks. Monterey Institute of International Studies, Center for Nonproliferation Studies. Occasional Paper no. 11.

Florig, H. K. and B. Fischhoff (2007). "Individuals' decisions affecting radiation exposure after a nuclear explosion." Health Phys **92**(5): 475-483.

GeoRio, P. (2010). "Portal GeoRio." http://portalgeo.rio.rj.gov.br/bairroscariocas/ Retrieved 15/12/2012, 2013.

Gifford, F. A., Jr. (1975), "Atmospheric Dispersion Models for Environmental Pollution Applications," Lectures on Air Pollution and Environment Impact Analyses, pp. 3558 (American Meteorological Society, Boston, MA).

Hall, E. J. and A. J. Giaccia (2006). Radiobiology for the radiologist. Philadelphia, Lippincott Williams & Wilkins.

Hanna, S., R. Briggs, and R. Hosker, Jr. (1982), Handbook on Atmospheric Diffusion, prepared for the Office of Health and Environmental Research, DOE/TIC-11223 (DE82002045), pp. 6871 (Office of Energy Research, U.S. Department of Energy).

Hanna, S. R., Briggs, R., Britter, R. E. (2002). Wind Flow and Vapor Cloud Dispersion at Industrial and Urban Sites. 3 Park Ave ., New York, NY.

Homann, S. (2010). "HOTSPOT Health Physics Codes, Version 2.071 Lawrence Livermore National Laboratory, National Atmospheric Release Advisory." https://www-gs.llnl.gov/hotspot/index.htm Retrieved 20/05/2013, 2013.

IAEA-TECDOC-870 (1996). Methods for estimating the probability of cancer from occupational radiation exposure. Vienna, Austria.

IAEA (1982). Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases - Exposure of Critical Groups. Safety Series nº 57. Viena, IAEA.

IAEA (2001). Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment Safety Report Series 19. Vienna.

IAEA (2005). Categorization of Radioative Sources. Safety Standarts Series No RS-G-1.9 Vienna, Austria.

IAEA (2011). "Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards." General Safety Requiriments Part 3, Nº GSR part 3.

IBGE (2010). Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009.

ICRP (1966). "Deposition and Retention Models for Internal Dosimetry of the Human Respiratory Tract." Health Physics **12**(173).

ICRP (1979). Limits for Intakes of Radionuclides by Workers Annals of the ICRP. New York. **2**.

ICRP (1991). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Annals of the ICRP. P. Press. New York, N.Y., ICRP. **21**.

Jeong H J, H. W. T., Kim E H, Han M H (2010). "Radiological risk assessment for an urban area: Focusing on an air contamination event." Annals of Nuclear Energy **37**: 791-797.

Kaiser, W. a. (2010). "Multi-model inference of adult and childhood leukemia excess relative risks based on the Japanese A-bomb survivors mortality data (1950–2000)." Radiation and Environmental Biophysics: 1-15.

Kim, H. S. a. J. (2009). "Development of realistic RDD scenarios and their radiological consequence analyses." Appl Radiat Isot **67(7-8)**: 1516-1520.

King, G. (2004). "Dirty Bomb: Weapons of Mass Disruption." Penguin Group: 25.

Lauria, D. C., Rochedo, E. R. (2005). "The legacy of monazite processing in Brazil." Rad Prot Dosimetry **114**(4): 546-550.

Lehnert, S. (2008). Biomolecular action of ionizing radiation. New York, Taylor & Francis.

Levett, J. (2007). "Radiological terrorism scenarios." Prehosp Disaster Med **22**(4): 346.

Likhtarev, I. A. (2002). "Chernobyl Accident: Retrospective and Prospective Estimates of External Dose of the Population of Ukraine." Health Physics **82**(3): 290-303.

NCRP (2001). National Council on Radiation Protection and Measurements. Management of Terrorist Events Involving Radiological Material. National Academy Report, NCRP Report No. 138. Bethesda, MD.

Pasquill, F. (1961), "The Estimation of Dispersion of Windborne Material," Meteorology, 90, pp. 3349.

Regens, J. L., Gunter, J., TandBeebe, C. E. (2007). "Estimating Total Effective Doses Equivalent from Terrorist Use of Radiological Dispersion Devices." Human and Ecological Risk Assessment **13**: 929-945.

Riocentro. (2013). "Release Riocentro." www.riocentro.com.br Retrieved 25/05/2013, 2013.

Rochedo, E. R. R., Amaral, E. C. S., Godoy, J. M. O., Wasserman, M. A. V. (2005). Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil, Instituto de Radioproteção e Dosimetria.
RS-G-1.9, I. S. S. S. N. (2005). Categorization of Radioative Sources. Vienna, Austria.

Shin H., K. J. (2009). "Development of realistic RDD scenarios and radiological consequences analyses." Applied Radiation and Isotopes **67**(7-8): 1516-1520.

Sorier, A. a. H. F. (2006). "Radiological Dispersion Devices: are we prepared?" Journal Environm. Radioactivity **85**: 171-181.

UNSCEAR (2000). SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, UNSCEAR, Report Volume 1.

Van der Hoven, I., "Deposition of Particles and Gases," in *Meteorology and Atomic Energy-1968*, D.H. Slade, Ed. (U.S. Atomic Energy Commission, Report TID-24190, National Technical Information Service), pp. 202-207 (1968).

WASH-1400 (1975). Reactor Safety Guide,‖ Appendix VI, —Calculation of Reactor Accident Consequences,‖. NCR.

Watson, A., Dolislager F., et al (2011). "Developing Health-Based Pre-Planning Clearance Goals for Airport Remediation Following a Chemical Terrorist Attack: Decision Criteria for Multipathway Exposure Routes." Hum Ecol Risk Assess **17(1)**: 57-121.

Watson, A., Hall F. et al (2011). "Developing Health-Based Pre-Planning Clearance Goals for Airport Remediation Following Chemical Terrorist Attack: Introduction and Key Assessment Considerations." Hum Ecol Risk Assess **17(1)**: 2-56.

Winterfeldt, R. H. a. D. (2007). "Risk Economic Analysis of Dirty Bomb Attacks on the Ports of Los Angeles and Long Beach." Risk Analysis **27**(3): 533-546.

Yu, C. Z. A. J. C. J. J. e. a. (2001). User's Manual for RESRAD Version 6, US Departament Energy.

Yves, T. L. A. S. e. a. (2012). "Terrorist Radiological Dispersive Device (RDD) Scenario and Cancer Risk Assessment." Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal **18**(5): 971-983.

Apêndice 01

A.1 Remediação da área

O Conselho Nacional de Proteção à Radiação e Medidas (NCRP), em 2001, explica sobre o gerenciamento de eventos terroristas com material radioativo. A falta de uma legislação especifica para procedimento após detonação de RDD nos leva a utilizar procedimentos e orientações criadas para outros fins, estendendo seu uso para remediação de áreas.

Na indicação de contaminação utiliza-se comumente 3 pontos: 1 - Estabelecer uma área de controle de contaminação de resposta no limite da área interior cercada; 2 – Assegurar que os socorristas sigam corretamente os procedimentos, como cobrir instrumentos com sacos plásticos, registro de entrada, seguir as orientações de proteção pessoal dentro da área e, ao deixar a área cercada interna, deve-se remover o plástico dos instrumentos, deixar instrumentos e equipamentos utilizados dentro da área interna para futuras utilizações, realizar descontaminação do campo, antes de deixar a área obter uma descontaminação total, e se ela não for executada deve-se permanecer isolado até que se lavem e se troque todo o vestuário, fazer o registro de saída; 3 – Procedimentos para descontaminar o ambiente.

A classificação de áreas é baseada no histórico do sítio e nos levantamentos anteriores e elas podem ser classificadas como impactadas ou não impactadas. A classificação de áreas por contaminação potencial é dividida em classes: Classe I são as áreas nas quais os contaminantes excedem os níveis operacionais; Classe II são as áreas impactadas cujos níveis não excedem os níveis operacionais; e a Classe III são as áreas impactadas, mas com baixa probabilidade de que radioatividade residual seja encontrada.

Para situações em que o acidente radiológico ocorre a céu aberto deve-se avaliar a situação inicial para determinar qual a área interna inicial a ser isolada (perímetro de segurança). No caso de fontes não seladas ou danificadas deve-se isolar em torno de 30 metros; em derramamento de uma fonte potencialmente perigosa, 100 metros; incêndio, explosão ou fumaça envolvendo fonte potencialmente perigosa, deve-se isolar uma área com 300 metros de raio. No caso em que tenha-se suspeita de bomba, detonada ou não (neste trabalho foi detonada), uma área de alguns quiilometros de raio, ou mais, deve ser isolada. Neste caso de atividade criminal/terrorista deve-se assumir que os autores estão

entre o público e evitar o uso de telefones celulares e comunicações de rádio até que a área esteja limpa de explosivos, dispositivos secundários e armadilhas; deve-se também manter os registros de suas decisões.

Alguns procedimentos devem ser seguidos para a descontaminação do ambiente como a lavagem (*flushing*) dos contaminantes de prédios e calçamentos, remoção da camada superior de solo (em caso de contaminação alta), tratamento químico de materiais de construção, drenagem de solo suspenso em áreas alagadas e uso de elementos absorventes para captar material radioativo.

Existem alguns métodos eficientes para verificar se os níveis operacionais foram suplantados. Numa área relativamente homogênea, a amostragem de solo é um método eficiente. A varredura é outro método que localiza o *hot spot*, mas não é tão sensível quanto o primeiro, portanto os dois devem ser utilizados.

Após uma primeira resposta emergencial – evacuação e limpeza de materiais radioativos – precisa-se evitar os efeitos de saúde em longo prazo. Os custos sociais e econômicos provenientes da possível inutilização da área atingida pelo DDR podem aumentar e afetar a aceitação publica de tais medidas.

A.1.1 Descontaminação dos indivíduos do público

Se os indivíduos não necessitam de atenção médica imediata, podem ser descontaminados no local, ou fazê-lo em casa. A descontaminação adequada é importante para prevenir a contaminação das instalações e equipamentos e, ainda, para evitar a exposição de outros indivíduos. A remoção das roupas, por exemplo, pode reduzir até 90% da contaminação.

Em uma grande população que precisa ser evacuada numa zona de baixa irradiação (< 10 - 100 mR/h), a descontaminação em casa, na medida do possível, pode ser aconselhada. Esse tipo de descontaminação do público precisa ser considerada e seguir esta recomendação irá permitir uma manipulação mais fácil de um grande número de pessoas potencialmente afetadas, ainda irá permitir-lhes ir para casa em vez de serem detidas. Se disponível, os monitores do tipo portal, no qual as pessoas podem caminhar através dos mesmos, podem ser utilizados para examinar rapidamente grande número de pessoas.

Com uma contaminação de até 1.000 cpm permite-se que os indivíduos sejam liberados (instruí-los a ir para casa e tomar um banho). Porém, se o evento for grande e os recursos de descontaminação não estiverem disponíveis, o nível para a liberação do indivíduo pode ser aumentada para 10.000 cpm e eles também devem ser instruídos a ir para casa e tomar um banho.

Deve-se enviar as pessoas com níveis de contaminação superior a 10.000 cpm para uma designada área de descontaminação. Pessoas contaminadas com níveis superiores a 100.000 cpm são suscetíveis a ter uma contaminação interna e devem ser identificadas como uma prioridade para o seguimento de descontaminação interna.

Para as vítimas que desejam ser vistoriadas, ou estão em uma área de radiação que requer descontaminação, deverá ser entregue um formulário delineando os passos a serem tomados para a descontaminação.

Ao realizar uma pesquisa de contaminação com um instrumento portátil, primeiro verifique se o instrumento está funcionando corretamente. É aconselhável envolver a sonda com filme plástico para protegê-la de contaminação.

A.1.2 Inquérito de Triagem

Caso uma grande população deva ser vistoriada, é aceitável realizar apenas uma pesquisa de triagem de cabeça, face e ombros, ao invés de uma pesquisa mais detalhada, uma vez que estes são os locais com maior probabilidade de serem contaminados.

Se for realizada apenas uma pesquisa de triagem, pode-se manter a sonda de pesquisa cerca de 2,5 a 5,0 centímetros de distância do corpo, e movê-la de 5,0 a 10 cm por segundo, pois se a sonda se move muito rapidamente a sua capacidade de detecção pode ser reduzida.

A.1.3 Levantamento de corpo inteiro

Se possível, deve ser feito um completo levantamento de contaminação de todo o corpo e suas conclusões registradas em uma Folha de Levantamento de Contaminação. Os erros mais comuns cometidos durante esse levantamento são segurar a sonda demasiado longe da superfície, mover a sonda muito rápido e contaminar a sonda.

Um procedimento consistente deve ser seguido para ajudar a prevenir uma não monitoração acidental de alguma área do corpo. A sonda deve ser pausada cerca de cinco segundos em locais mais prováveis de estarem contaminados.

- Topo e os lados da cabeça, rosto (pausa na boca e nariz por cerca de cinco segundos; leituras elevadas podem indicar contaminação interna).
- Frente do pescoço e ombros.
- Braço (fazendo uma pausa no cotovelo).
- Parte de trás das mãos, vire (pausa para as palmas das mãos por cerca de cinco segundos).
- Levante o outro braço (fazendo uma pausa no cotovelo).
- Topo de calçados e área interior do tornozelo.
- Solas de calçados.

A.1.4 Como descontaminar as vítimas

A remoção cuidadosa e imediata da roupa da vítima deve remover 90% do contaminante. Ao retirar a roupa, deve-se ter cuidado com qualquer parte que tenha que ser tirada pela cabeça. Tente cortar a peça de roupa ou prevenir a camada exterior de entrar em contato com o nariz e a área da boca. A vítima também deve prender a respiração enquanto a peça é retirada cuidadosamente pela cabeça para reduzir a possibilidade de respirar partículas radioativas. As roupas ensacadas (duplo ensacamento se possível, para minimizar a possibilidade de uma ruptura do saco) devem ser seladas para evitar a propagação da contaminação, e serão retidas para avaliação de possível dose ou prova legal. Tanto quanto possível, os nomes das vítimas no cenário, e suas informações de contato devem ser anotados.

Depois de retirada a roupa, a pele da vítima e os olhos (se houver indicação de contaminação nos olhos) podem precisar ser descontaminados. Na maioria dos casos, descontaminação da pele pode ser realizada por lavagem suave com sabão e água morna, seguido por uma ducha. É importante que a pele não seja friccionada fortemente durante a lavagem ou enxaguamento, pois esta pode levar à contaminação radioativa interna da vítima. Para os olhos, lave com água abundantemente.

Apesar de não se esperar que um RDD vá resultar em níveis de contaminação interna que significativa para a saúde (pelo menos não dos que não forem emissores

alfa), pode ser desejável executar uma verificação para potencial e significativa descontaminação interna. Indivíduos situados dentro de 500 metros da área da explosão deve ter prioridade mais elevada para a avaliação da contaminação interna do que os localizados fora desse mesmo perímetro. Se o levantamento das áreas da face, cabeça e ombro indica altos níveis de contaminação (superior a 100.000 cpm), pode-se assumir que a pessoa tem contaminação interna. Não é necessário avaliar os níveis de contaminação interna no local, uma vez que a necessidade de tratamento será avaliada e administrada por uma equipe médica em um hospital.

A.1.5 Sugestão de lista de suprimentos para descontaminação de massa

- Fita com a inscrição “Cuidado” para marcar perímetros e áreas de operação;
- Medidores para inspeção;
- Sabão;
- Toalhas absorventes descartáveis;
- Containers de resíduos perigosos, sacos ou tambores;
- Lonas (para ser usado para a privacidade e / ou quebra vento);
- Vestuário pós-descontaminação e chinelos;
- Sacos tipo "zip-lock" para pertences das vítimas;
- Marcadores pretos permanentes para marcação dos pertences das vítimas e sacos de resíduos perigosos;
- Etiquetas numeradas para marcação de vítimas, formulário de pesquisa e roupas/objetos de valor;
- Formulários para levantamento de contaminação;
- Canetas e lápis;
- Pranchetas ou mesas para escrever;
- Desvio de água ou equipamentos de coleta, se necessário.