

**METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DA RESILIÊNCIA E SUPORTE À
DECISÃO EM AMBIENTE RADIOATIVO URBANO SIMULADO**

Edson Ramos de Andrade

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Engenharia Nuclear, COPPE,
da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como
parte dos requisitos necessários à obtenção do
título de Doutor em Engenharia Nuclear.

Orientador: Ademir Xavier da Silva

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MAIO DE 2021

METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DA RESILIÊNCIA E SUPORTE À
DECISÃO EM AMBIENTE RADIOATIVO URBANO SIMULADO

Edson Ramos de Andrade

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA NUCLEAR.

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Aprovada por: Prof. Ademir Xavier da Silva

Profª. Inayá Corrêa Barbosa Lima

Prof. Claudio Antonio Federico

Prof. Hélio de Carvalho Vital

Prof. Wilson Freitas Rebello da Silva Junior

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MAIO DE 2021

Andrade, Edson Ramos de

Metodologia para Avaliação da Resiliência e Suporte à
Decisão em Ambiente Radioativo Urbano Simulado /
Edson Ramos de Andrade. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE,
2021.

XII, 117 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de
Engenharia Nuclear, 2021.

Referências Bibliográficas: p. 107-117.

1. Infraestrutura Crítica. 2. Decisão 3. Risco
Radiológico Urbano. 4 Contaminação Ambiental. I. Silva,
Ademir Xavier da. II. Universidade Federal do Rio de
Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Nuclear. III.
Título.

*Quem duvidará das más consequências que advirão do fato:
De inteligências livres criadas por Deus serem obrigadas a se submeterem servilmente
a uma vontade externa?
De sermos ensinados a renegar nossas intuições e submetê-las ao capricho de outros?
De pessoas sem competência serem arvoradas em juízes de competentes e terem
autoridade assegurada para tratá-las a seu arbítrio?
Estas, sim, são inovações capazes de arruinar comunidades e subverter o Estado.*

Galileo Galilei

*Aprud ROGERS, E. M. – Physics for the inquiring mind, Princeton,
Princeton University Press, 1960. P. 286*

AGRADECIMENTOS

Com profunda admiração e respeito agradeço aos amores da minha vida, minha amiga, companheira e mulher, Cristiane Patias da Silva de Andrade, minha filha e musa inspiradora Eduarda Victória Andrade e meu pequeno presente da vida, meu filho Fernando Patias Andrade. Amor, medos, coragem e lutas foram os ingredientes deste caminho por todos trilhado até aqui. Vocês serão sempre minha fonte de inspiração.

Ao meu amigo e orientador Prof. Ademir Xavier da Silva, que sem pestanejar apostou num projeto ousado e sem precedentes. Atitude típica daqueles que constroem o futuro. Obrigado pela confiança, carinho, atenção e sobretudo amizade, marcadamente representativa daqueles que se reconhecem irmãos.

No mesmo patamar de reconhecimento, carinho e respeito, agradeço a gentileza e cooperação dos professores membros da banca examinadora, Prof^a Inayá Corrêa Barbosa Lima, que mesmo diante de um desafio pessoal de saúde permaneceu disponível, ao Prof. Claudio Antonio Federico pela participação brilhante e sempre oportuna em suas colocações inteligentíssimas ao mesmo tempo que fundamentais, ao Prof. Hélio de Carvalho Vital pela oportunidade que nos deu de testemunhar mais uma vez sua extrema capacidade intelectual aliada a uma personalidade dócil e, por fim, ao Prof. Wilson Freitas Rebello da Silva Junior cuja simplicidade com que lida com questões avançadas nos brinda a todos com oportunidade de testemunhar tamanha demonstração de inteligência e capacidade de abstração. A todos, agradeço a oportunidade de ter passado por mais este teste tendo como presente poder ter minha modesta contribuição avaliada por vocês.

Agradeço aos queridos amigos da secretaria do Programa de Engenharia Nuclear (PEN), Washington, Marcos e Liliane pela orientação segura e disponibilidade nos caminhos administrativos do trabalho. Mesmo diante de momentos confusos e difíceis estiveram presentes. Sem a ajuda de vocês nada disso seria possível.

Aos amigos, parentes, colegas e todos ao redor que contribuem anonimamente e são imprescindíveis.

Ao meu querido amigo Prof. Delson Braz (*In Memoriam*) que se não fosse o chamado para participar de projetos mais avançados, à sua altura, num mundo mais avançado tocando as “barbas de Deus”, estaria presente iluminando ainda mais este trabalho com sua avaliação inteligente e bom humor. Você está na minha tese e no meu coração meu amigo. Aqui, para sempre registrado. Obrigado.

À minha Mariana (*In Memoriam*).

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DA RESILIÊNCIA E SUPORTE À DECISÃO EM AMBIENTE RADIOATIVO URBANO SIMULADO

Edson Ramos de Andrade

Maio / 2021

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Programa: Engenharia Nuclear

Os ambientes de contaminação radioativa são complexos e quando ocorrem sobre uma área urbana habitada essa complexidade aumenta. Este estudo propõe um modelo relativamente simples para avaliar a resiliência de uma área urbana diante de uma ameaça radioativa e para apoiar a tomada de decisão. Para tanto, a simulação computacional é aplicada a dados limitados em um ambiente disruptivo. A natureza multidisciplinar do ambiente de decisão nesses casos obriga os gestores a compensar as diferentes influências de suas decisões nos sistemas que compõem a área urbana. Este estudo apresenta uma metodologia empírica para avaliar a resiliência de uma área urbana sob ameaça radiológica ou nuclear.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

METHODOLOGY FOR RESILIENCE ASSESSMENT AND SUPPORTING DECISION IN SIMULATED URBAN RADIOACTIVE ENVIRONMENT

Edson Ramos de Andrade

May / 2021

Advisor: Ademir Xavier da Silva

Department: Nuclear Engineering

Environments that have been contaminated by radiation are complex, and when such contamination occurs over an inhabited urban area the complexity increases. This study proposes a relatively simple model used to assess the resilience of an urban area in the face of a radioactive threat, and to inform decision-making. To this end, a computer simulation is applied to limited data in an environment of radioactive contamination. Events of this nature produce a multidisciplinary decision environment. Decision-makers are subject to influences of all kinds. Therefore, decisions are influenced by both technical and cognitive factors. In the structure of the proposed model there is the possibility of implementing adjustments that reduce such influences. This study presents an empirical methodology for assessing the resilience of an urban area under radioactive threat.

Sumário

Capítulo 1 - Introdução	1
1.1 Apresentação do problema	5
1.2 Objetivos	6
1.2.2 Objetivos específicos	
Capítulo 2 - Fundamentos Teóricos	7
2.1 O meio ambiente radioativo	7
2.2 Radiação e suas interações com a matéria	12
2.3 Grandezas dosimétricas de interesse	19
2.4 Considerações básicas sobre efeitos biológicos da radiação	22
2.5 Ameaças radiológicas, nucleares e risco	24
2.6 Os modelos epidemiológicos BEIR V e VII	32
2.7 A simulação computacional de eventos radiológicos e nucleares	35
2.8 Infraestrutura crítica e o ambiente urbano de resposta	54
2.9 População sob risco e o modelo de distribuição populacional de Clark	55
2.10 Metodologia $4\pi^+$ para avaliação de resiliência	56
Capítulo 3 – Materiais e Métodos	59
3.1 Delimitação de escopo	60
3.2 Etapa 1 (liberação <i>off site</i>)	61
3.3 Etapa 2 - Avaliação de resiliência e suporte à decisão	66
3.4 Considerações sobre a validação da metodologia	72
Capítulo 4 - Resultados parciais e discussão	73
4.1 Etapa 1 (liberação <i>off site</i>)	73
4.2 Etapa 2 - Avaliação da resiliência e suporte à decisão	88
Capítulo 5 – Conclusões	104
5.1 Etapa 1 (liberação <i>off site</i>)	104
5.2 Etapa 2 Avaliação da resiliência e suporte à decisão	105
5.3 Perspectivas Futuras	106
Referências Bibliográficas	107

Lista de Figuras

Capítulo 2 - Fundamentos Teóricos	Página
Figura 2.1 – Esquema ilustrativo de uma reação de fissão do ^{235}U	09
Figura 2.2 - Efeitos predominantes para atenuação de fótons como função da energia ($h\nu$) e do número atômico (Z) do material	14
Figura 2.3 - Esquema simplificado do Efeito Fotoelétrico	16
Figura 2.4 - Esquema simplificado do Efeito Compton	17
Figura 2.5 – Esquema simplificado do fenômeno de Formação de Pares	18
Figura 2.6 - Esquema simplificado das ações diretas e indiretas de fóton no modelo clássico radiobiológico de interação com o DNA	24
Figura 2.7 – Resumo das principais subsíndromes associadas à SAR	26
Figura 2.8 – Quadro resumo dos principais eventos decorrentes da SAR	27
Figura 2.9 – Materiais radioativos na pluma da usina nuclear que podem assentar e contaminar indivíduos que estão ao ar livre, edifícios, alimentos, água e gado	29
Figura 2.10 – Esquema representando o acionamento de um RDD	31
Figura 2.11 – Tela inicial com os modelos disponíveis	37
Figura 2.12 – Tela de entrada de dados do termo-fonte	38
Figura 2.13 – Tela de seleção de dados meteorológicos	38
Figura 2.14 – Tela de seleção de localização de receptores	39
Figura 2.15 – Tela para se customizar os relatórios e mapas de saída	39
Figura 2.16 – Tela de solicitação de dados de saída	40
Figura 2.17 – Resumo dos dados de entrada do HotSpot na tabela de saída da simulação	41
Figura 2.18 – Exemplo de resultados calculados para o evento simulado no HotSpot na tabela de saída da simulação	41
Figura 2.19 – Tela de seleção de grupo no código RESRAD-RDD	52
Figura 2.20 – Tela de seleção de dados de entrada para o grupo C no RESRAD-RDD	53

Capítulo 3 – Materiais e Métodos

Figura 3.1 - Busca na base de dados NCBI / PUBMED segundo os seguintes objetos de busca: (A) <i>Critical Infrastructure</i> ; (B) <i>Radiation Risk</i> , (C) <i>Urban</i> e (D) <i>Decision</i>	59
Figura 3.2 – Resumo da sequência de aplicação da metodologia $4\pi^+$	66

Figura 3.3 – Quadro resumo da metodologia de avaliação de resiliência urbana e suporte à decisão $4\pi^+$ em eventos radiológicos e nucleares	70
Figura 3.4 – Resumo do procedimento de cálculo em planilha MS Office Excel para estimativa de \mathbf{R}_{es}	71
Capítulo 4 - Resultados parciais e discussão	
Figura 4.1 - Tempo de chegada da pluma (A) e dose externa devida ao <i>fallout</i> em função da distância desde o ponto de liberação no centro do CBD (B)	75
Figura 4.2 - Gradiente de densidade demográfica de Clark ao longo das distâncias referidas ao CBD	76
Figura 4.3 - Área de cada pluma de contaminação ao longo do período (100 h) para cada classe PG	77
Figura 4.4 - População potencialmente afetada esperada (A, C, E) corrigida pelo modelo de gradiente de densidade de Clark e (B, D, F) não corrigida, para cada zona de interesse (interna, intermediária e externa) em cada pluma de contaminação	79
Figura 4.5 - Diferenças entre o tamanho da população afetada esperada, corrigida e não corrigida após 100 h, para cada zona de interesse: interna (A), intermediária (B), externa (C) e classe de Pasquill-Gifford	80
Figura 4.6 – <i>Ground shine</i> (A) e TEDE (B) calculados para cada classe de Pasquill-Gifford (PG) (A a F) para todas as distâncias tomadas a favor do vento ao longo da linha central da pluma de contaminação radioativa	81
Figura 4.7 - Distâncias limites (A) e velocidade média da pluma de contaminação radioativa (B) para todas as classes PG	83
Figura 4.8 - TEDE Máxima para todas as classes PG	85
Figura 4.9 - População potencialmente afetada (A) e deposição no solo (B)	86
Figura 4.10 - Razões operacionais para o grupo de infraestrutura crítica (RESRAD-RDD) em comparação com as diretrizes mais restritivas para instalações de saúde (A - trabalhadores operacionais, B - públicas) e Transporte (C - trabalhadores operacionais, D - públicas)	88
Figura 4.11 – (A) densidade de gradiente populacional $\varphi(x)$ estimada pelo modelo de Clark e (B) TEDE ao longo do eixo da elipse da pluma de contaminação radioativa	89
Figura 4.12 – Padrão da normalização do indicador de dano à infraestrutura crítica I_1	91

Figure 4.13 – (A) estimativa de ameaça sobre a população potencialmente afetada e corrigida pelo modelo de Clark, com relação à TEDE e (B) I_2 normalizado	94
Figure 4.14 – (A) estimativa de comprometimento da população potencialmente afetada e não corrigida pelo modelo de Clark, com relação à TEDE e (B) I_3 normalizado	96
Figura 4.15 – (A), (C) aplicação das equações BEIR V e VII ao evento para fração da população potencialmente afetada. (B) e (D) apresentam valores normalizados para o indicador I_4	97
Figura 4.16 – (A) aplicação da Res ao caso de 50% de dano à infraestrutura crítica sob as condições impostas pelos indicadores I_2 a I_4 . (B) apresenta o SD para Res como função da distância do CBD. Sem correção dos termos- k	100
Figura 4.17 – (A) aplicação da Res ao caso de 50% de dano à infraestrutura crítica sob as condições impostas pelos indicadores I_2 a I_4 , (B) apresenta o SD para R_{es} como função da distância ao CBD. Dados corrigidos pelos termos- k ($k_1 = 0,30$; $k_2 = 0,1$; $k_3 = 0,30$ e $k_4 = 0,30$)	102

Lista de Tabelas

Capítulo 2 - Fundamentos Teóricos	Página
Tabela 2.1 – Exemplos de fatores de ponderação da radiação (W_R)	21
Tabela 2.2 - Alguns fatores de peso de órgãos e tecidos (W_T) específicos para o cálculo de dose efetiva de acordo com a ICRP 103	22
Tabela 2.3 - Equações para leucemia BEIR V	34
Tabela 2.4 - Condições meteorológicas para classificação da estabilidade atmosférica de categorias de A a F utilizadas no HotSpot	43
Tabela 2.5 - Fator exponencial p usado pelo HotSpot para cálculo da velocidade do vento em função da altura de liberação	44
Tabela 2.6 - Diretrizes operacionais: grupos e subgrupos, com destaque para o grupo C utilizado nas simulações deste estudo	51
Tabela 2.7 - Diretrizes operacionais (pCi/m^2) para interdição de infraestruturas críticas consideradas pelo RESRAD-RDD	53
Capítulo 3 – Materiais e Métodos	
Tabela 3.1 - Inventário de radionuclídeos, fração de liberação e atividade isotópica liberada para a atmosfera	62
Capítulo 4 - Resultados parciais e discussão	
Tabela 4.1 – valores de I_1 são normalizados com base nas razões operacionais calculadas pelo código RESRAD-RDD para o evento simulado	92
Tabela 4.2 - Comprimento do eixo maior da elipse para cada isodose (700, 100 e 50 mSv) e classe PG	93
Tabela 4.3 – Avaliação estatística (ANOVA) para I_4 normalizado e $[1/\text{ERR}]$. Os símbolos * e ** indicam significância estatística $p < 0.05$ e $p < 0.001$ respectivamente	99
Tabela 4.4 – Principais vantagens e limitações da proposta de metodologia $4\pi^+$	103

Capítulo 1

Introdução

As aplicações da tecnologia nuclear são relativamente recentes, datando do final do século XIX e início do século XX os seus primórdios, assinalando um máximo pelo evento de sua utilização no campo bélico com o bombardeio sobre o Japão ao fim da Segunda Guerra mundial. Como qualquer nova tecnologia, ao ser aplicada aos problemas enfrentados por uma sociedade, enfrentam-se também os riscos potenciais inerentes ao processo de adaptação. Eventualmente a corrupção de propósitos para atender a interesses específicos podem desencadear consequências maléficas do uso de uma tecnologia. No caso da energia nuclear e tecnologias derivadas, a sua utilização bélica levou tanto a aplicações de valor positivo para as sociedades humanas quanto a desenvolvimentos marginais menos nobres. Por aplicações de valor social positivo se podem citar os avanços **(a)** para a geração de energia elétrica em matrizes nucleônicas (GARDNER, 2009), **(b)** no campo da Saúde (NEAL, 2020; WINN, 2020), tanto em diagnóstico como na terapêutica (BOLUS, 2020; NEAL, 2020), **(c)** em Defesa (BIRNBACH; ROSEN; WILLIAMS; FITZPATRICK *et al.*, 2013) e **(d)** na Indústria em geral (HIATT, 2017; SAINT-PIERRE, 2012).

Na contramão deste desenvolvimento, interesses destrutivos também se apoderaram da tecnologia (GARDNER, 2009), resultando em tensões mundiais e a criação de subjetividades do poder científico à serviço de antagonismos sociais. Neste contexto, o interesse no desenvolvimento e acúmulo de armas nucleares se alastrou por algumas nações em uma busca por equilíbrio bélico e poder dissuasório (AKIYAMA, 2020; BOUVILLE, 2020; KING; CHALFIE; CHOMSKY; CIRINCIONE *et al.*, 2020; NATURE, 2020). Dentro desta nova perspectiva estratégica militar, contando com a força dos átomos, estruturas subjacentes de poder se aproveitaram desta evolução bélica. Grupos extremistas se equiparam com conhecimento técnico suficiente para que a tecnologia nuclear ultrapassasse fronteiras da legalidade, caindo no submundo das ameaças terroristas (GOVERNMENT, 2001; KARAM, 2005; MARSHALL, 1986; ZIMMERMANN, 2004).

Potencial protagonista de eventos radiológicos de massa, o terrorismo nuclear tornou-se objeto de discussão e aos poucos foi abarcado também pelas artes, incluindo o cinema e a literatura de amplo acesso. Neste momento, as autoridades forçadas pela

realidade do tema passaram a investir em meios de prevenção, mitigação e resposta, incentivando a criação de métodos de enfrentamento e modelos de decisão, além do incentivo para o desenvolvimento de estudos concentrados no campo da simulação computacional voltados a este fim (BUNN, 2006; CASE; COLEMAN; BADER; HICK *et al.*, 2018; ELLINGSEN, 2010; GLASER, 2015; NEUSCHATZ, 2007; RUNNER, 2020; SORENSEN; SHUMPERT; VOGT, 2004; UNSCEAR, 2001; WILLIAM POTTER, 2010; YEDDANAPUDI; CLAY; DURHAM; HOFFMAN *et al.*, 2020).

Assim, nas últimas décadas um esforço global se estabeleceu para o desenvolvimento de metodologias capazes de simular eventos e dar suporte à modelagem de consequências decorrentes da liberação de material radioativo para o meio ambiente. Estudos voltados para a simulação de eventos radiológicos de massa, ganharam força por meio do suporte fornecido por grandes laboratórios e instituições de pesquisa americanas e europeias. Este incentivo permitiu a criação de importantes códigos computacionais gratuitos e dedicados à simulação de eventos de contaminação de áreas por materiais radioativos. Códigos como os integrantes da família RESRAD foram desenvolvidos no Laboratório Nacional de Argonne, nos Estados Unidos da América (EUA) (<https://resrad.evs.anl.gov/>) para avaliar exposições potenciais à radiação (humana e da biota) a partir da contaminação ambiental por materiais radioativos residuais de origem antropogênica. Esses códigos utilizam análise de caminho crítico para avaliar a exposição à radiação e os riscos potenciais associados, derivando critérios para qualificar o meio ambiente contaminado. A família de códigos RESRAD é amplamente utilizada por agências regulatórias, comunidades de avaliação de risco e universidades em mais de 100 países ao redor do planeta. Mesmo com o sucesso da aplicação de tais ferramentas, não são muitos os trabalhos publicados, podendo-se citar alguns grupos que se dedicam ao tema no Brasil, Oriente Médio e Itália.

Numa perspectiva de atenção a cenários típicos de liberação ambiental de materiais radioativos, seja por ativação de dispositivos de dispersão radiológica (RDD) ou acidentes nucleares, o laboratório americano *Lawrence Livermore* criou o projeto *HotSpot Heath Physics Codes*. Nele, códigos computacionais foram projetados para fornecer ao pessoal de resposta a emergências e tomadores de decisão um conjunto rápido e portátil de ferramentas computacionais para avaliar incidentes envolvendo material radioativo (<https://narac.llnl.gov/hotspot>). O código é gratuito e disponível para ser instalado individualmente em computadores pessoais.

Estes códigos computacionais (HotSpot e família RESRAD), embora produzidos separadamente e com funções distintas, podem ser utilizados de forma articulada dependendo da necessidade da equipe de pesquisa, que pode aplicar convenientemente os dados de saída de um código como entrada de outro. Assim, diversas camadas de um evento podem ser estudadas separadamente ou em conexão (ALVES; CASTRO; STENDERS; SILVA *et al.*, 2019).

Estudos relativos à tomada de decisão em eventos de liberação radioativa ambiental, seja deliberada ou acidental, vêm ainda que timidamente, ganhando força pelo interesse e envolvimento de grandes agências internacionais (CHEN; TENFORDE, 2012; COHEN; TRENTALANGE; FRIED, 2015; LINDELL, 2000; MLAKAR; BOZNAR; GRASIC; BREZNIK, 2019; NISBET; CHEN, 2015; SMITH; BORGONOVO, 2007).

Em geral, para as metodologias de resposta a eventos de massa de origem radiológica ou nuclear o centro das atenções está na determinação de zonas de exclusão, dosimetria radiológica e posterior acondicionamento de rejeitos em fases mais adiantadas do processo (BARSS; WEITZ, 2006; BOYD; NELSON, 2020; DOE, 2003; IAEA, 1994; LYON, 1999; MICHAEL DILLON; JAVE KANE; JOHN NASSTROM; STEVE HOMANN *et al.*, 2016; NISBET; CHEN, 2015; TAKAHARA; IIJIMA; WATANABE, 2020; WAKEFORD; TAWN, 1998). Nas últimas décadas e acelerando a reboque do desenvolvimento e acesso a sistemas computacionais mais poderosos, amigáveis ao usuário e portáteis, o campo da simulação computacional de eventos, modelagem de consequências e decisão com base na resiliência urbana tem crescido em importância (CISA, 2019; COLEMAN; BADER; KOERNER; HRDINA *et al.*, 2019). Estimar a resiliência, a capacidade de suportar eventos disruptivos, de uma zona urbana pode ser um fator decisivo para se determinar a estratégia mais adequada para o enfrentamento a um cenário nuclear ou radiológico. No entanto, não são encontrados na literatura especializada métodos que permitam estimar quantitativamente a resiliência urbana.

Uma ferramenta metodológica com este direcionamento pode ser de valor para o suporte à tomada de decisão. São fatores importantes na avaliação da resiliência a robustez e finalidade da infraestrutura crítica hospedada na zona urbana de interesse (CISA, 2019). Para a avaliação da capacidade de suportar um evento disruptivo como é um evento radiológico ou nuclear de massa, a metodologia proposta neste estudo considera a simulação computacional do evento e a estimativa do potencial impacto sobre a infraestrutura crítica disponível (ANDRADE; REIS; ALVES; ALVES *et al.*, 2020). Entretanto, o interesse central desta iniciativa recai sobre a avaliação dos impactos sobre

a população potencialmente afetada em função de sua característica socioambiental (idade, sexo, localização, etc.) e pelo nível de risco radiológico a que esta população possa estar sujeita (ANDRADE; SOUZA; CAMERINI; ALVES *et al.*, 2018; CASE; COLEMAN; BADER; HICK *et al.*, 2018), que são avaliados pela estimativa dos níveis de dose ambientais residuais.

Tomado nesta perspectiva, o problema de se avaliar a capacidade de uma zona urbana resistir e se recompor após um evento radiológico ou nuclear, a resiliência, passa a ser de fundamental interesse. Esta avaliação, ainda que aproximada, pode oferecer importante suporte à tomada de decisão dentro da fase inicial de uma resposta, considerada neste trabalho dentro das 100 primeiras horas do evento (EPA, 2016). Não há uma razão específica para a determinação deste período de tempo, sendo decorrente da experiência e lições aprendidas ao longo dos enfrentamentos de situações desta natureza. Neste período de tempo, costuma ser registrado elevado nível de confusão e carência de informações, necessárias a um robusto plano de ação de resposta (EPA, 2016).

A novidade apresentada nesta proposta é representada por uma metodologia conservadora (pessimista) de avaliação do evento, evoluindo no tempo em três dimensões geométricas (metodologia $4\pi^+$). Desta abordagem se espera um valor numérico que permita avaliar a resiliência de uma zona urbana e dar suporte à tomada de decisão ao longo da fase inicial de resposta a um evento radiológico ou nuclear.

Por fim, porém não menos importante, considera-se necessário salientar que este estudo não tem a pretensão de avaliar os códigos utilizados (*HotSpot* e *RESRAD-RDD*) tampouco propor ou implementar melhorias nos seus modelos físicos e matemáticos. Na mesma direção, não há a pretensão de discutir a validade de quaisquer modelos sejam computacionais ou estatísticos adotados, haja vista já serem aceitos pela comunidade científica internacional e testados à exaustão.

1.1. Apresentação do problema

Em condições normais de operação, os reatores nucleares de potência não liberam quantidade significativa de material radioativo para a atmosfera. No entanto, em condições de acidente com danos graves no núcleo do reator, uma fração significativa do inventário de radionuclídeos do núcleo pode ser liberado (RAZA; IQBAL, 2005). Uma área urbana é então atingida pela liberação deste material radioativo. Esta situação provoca um cenário que pode ser abordado sob duas perspectivas simultâneas. A primeira é dirigida aos efeitos típicos de uma liberação de material radioativo para o meio ambiente externo (*off site*) podendo comprometer estruturas urbanas, causando paralisação de infraestruturas críticas como comunicações, transporte e saúde. Em uma segunda abordagem o evento é agravado pela exposição da população ao material radioativo disperso no ambiente, a exemplo do que pode ocorrer após o acionamento de um dispositivo de dispersão radiológica (RDD), *bomba-suja*, em uma área habitada.

Uma abordagem estratégica, conservadora por princípio, que pode ser utilizada para enfrentar a situação pode incluir aspectos como: (a) avaliação de impacto sobre a disponibilidade de infraestruturas críticas (transporte, comunicações, hospitais, dentre outras), (b) estimativa do gradiente de densidade demográfica local, (c) estimativa da distribuição dos riscos à população dentro de zonas de exclusão estabelecidas para controle e (d) suporte à decisão em fase inicial da resposta, buscando maximizar recursos disponíveis minimizando riscos. Da gestão da crise, articulando as demandas apresentadas nos itens (a) a (d) em ambiente computacional, se pode pretender estimar a resiliência da zona urbana afetada e prover suporte à decisão, onde por resiliência se entende a capacidade de resistir a eventos disruptivos preservando funções básicas.

Uma metodologia simples capaz de avaliar a resiliência de uma zona urbana frente a um evento catastrófico complexo representa oportunidade de suporte robusto à tomada de decisão. A aplicação de tal metodologia, denominada neste estudo como metodologia $4\pi^+$, busca desenvolver um meio de entender um cenário radiológico urbano além de contribuir para a redução de riscos, facilitando a definição de estratégias, a otimização de recursos e a preservação de vidas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Desenvolver uma metodologia apoiada por modelagem computacional, capaz de estimar a resiliência de uma zona urbana sob a ação de um evento disruptivo (contaminação radioativa), para suporte estratégico à decisão na fase inicial de uma resposta.

1.2.2 Objetivos específicos

- a) aplicar em complementaridade, softwares gratuitos desenvolvidos separadamente para a modelagem de eventos nucleares sobre áreas urbanas habitadas;
- b) aplicar a teoria do gradiente de densidade demográfica de Clark (CLARK, 1951) como método de estimativa do tamanho da população potencialmente afetada por zona de interesse à partir de um centro financeiro (*Central Business District – CBD*);
- c) avaliar o comprometimento da infraestrutura crítica local e potenciais desdobramentos sobre a capacidade de resposta; e
- d) avaliar a resiliência do complexo urbano frente ao evento por meio do estabelecimento de uma equação empírica desenvolvida à partir deste estudo.

Capítulo 2

Fundamentos Teóricos

2.1 O meio ambiente radioativo

A convivência com a ideia de um ambiente radioativo não deveria causar às sociedades humanas o estado de perplexidade que comumente é percebido. O ambiente planetário terrestre é radioativo por natureza e as fontes de radioatividade ambiental podem ter origens diversas. Fontes de radiação dispostas ou disponíveis no meio ambiente podem ser basicamente classificadas como de origem natural ou antropogênica. Por exemplo, alguns elementos radioativos como ^{238}U e ^{40}K ocorrem naturalmente, enquanto outros, como ^{137}Cs e ^{60}Co são de origem antropogênica e de maneira geral resultam de atividades industriais civis ou militares (ISAKSSON; RÄÄF, 2017). Por meio ambiente, este estudo considera o lugar do espaço que pode ser natural ou construído artificialmente. Pode, ainda, ser considerado aberto ou fechado dependendo do grau de isolamento dos seus compartimentos. Uma descrição em maior detalhe sobre estas definições acerca dos compartimentos ambientais pode ser encontrada no trabalho de Suciu e colaboradores (SUCIU; TANAKA; TREVISAN; SCHUHMACHER *et al.*, 2013).

Em uma perspectiva histórica, as atividades humanas de manipulação de substâncias radioativas com o objetivo de produzir radioisótopos pode considerar o ano de 1919 como marco. Nele, a primeira reação nuclear artificial real foi conduzida por Ernest Rutherford na universidade de Manchester (Reino Unido), utilizando técnica de bombardeamento de ^{14}N estável com partículas alfa. A cada reação um núcleo de ^{17}O estável e um próton eram criados (SCHIECK, 2015). Mais adiante, a descoberta do nêutron por James Chadwick em 1932 levou à tentativa de produzir elementos mais pesados do que o urânio utilizando reações nucleares. Também, levou a importantes resultados que viriam a mudar rumos históricos como o trabalho de Lise Meitner e Otto Frisch Hahn que em 1938, mostraram que bombardear o urânio com nêutrons faz com que os núcleos pesados do urânio se dividam em duas partes liberando grandes quantidades de energia (HARDY, 1999). Este processo foi denominado fissão nuclear.

O esforço para se desenvolver tecnologia geradora de energia a partir de reações nucleares alcança o primeiro sucesso em 1942, quando na universidade de Chicago,

Enrico Fermi foi capaz de produzir uma reação em cadeia autossustentável. Era a entrada oficial da humanidade na era da energia nuclear (ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

Em um contexto mais restrito, a radiação ambiental, que passa a ser objeto de estudo, pode ter sua origem dividida em dois grandes grupos: **(a)** os grupos de ocorrência natural (NORM - *Naturally Occurring Radioactive Materials*) e **(b)** os grupos de origem antropogênica (TENORM - *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material*).

A radiação de origem NORM pode ser considerada como proveniente de materiais que podem conter qualquer um dos radionuclídeos primordiais ou elementos radioativos conforme ocorrem na natureza, como rádio, urânio, tório, potássio e seus produtos de decomposição radioativa, não sendo, no entanto, resultado de atividades humanas (PONTEDEIRO; HEILBRON; COTTA, 2007). Além das exposições provocadas por materiais incorporados à crosta terrestre, existem três fontes de radiação que afetam os seres vivos no planeta: **(a)** radiação cósmica galáctica, **(b)** radiação cósmica solar e **(c)** radiação dos cinturões de *Van Allen* que envolvem a Terra (RADIATION, 2018). A radiação dessas fontes é geralmente referida como radiação cósmica primária, enquanto sua interação com a atmosfera dá origem à radiação cósmica secundária (ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

Embora não seja considerada relevante a produção de material radioativo nos processos associados ao TENORM, se pode verificar sua influência sobre o aumento da abundância ou concentração de radionuclídeos de ocorrência natural. Este fenômeno pode ser o resultado da concentração ou redistribuição do material radioativo em decorrência de atividades antrópicas, como por exemplo, combustão, mineração ou construção civil (ISAKSSON; RÄÄF, 2017). Um exemplo interessante que se pode citar é o relacionado ao risco de desenvolvimento de câncer de pulmão em fumantes induzido pela exposição ao radônio ambiental. Um importante trabalho realizado por Darby e colaboradores (DARBY; HILL; DEO; AUVINEN *et al.*, 2006) conclui que o risco cumulativo de morte por câncer de pulmão depende da exposição ao radônio, sendo maior para fumantes por algumas ordens de grandeza. A dose de radiação para os pulmões é, portanto, fortemente dependente da concentração de radônio no ar inalado ordinariamente.

Como se pode perceber, a atividade humana moderna pode potencializar as exposições radiológicas ambientais, provocando reações biológicas que podem ser consideradas uma ameaça, mesmo em situações cotidianas e longe das atividades militares e/ou industrial civil, como o simples fato de fumar. O exemplo do tabagismo foi

escolhido por ainda representar importante fator de risco para distúrbios orgânicos e ser considerado um problema de saúde pública, sendo admitido como um poderoso cofator de morbidade para muitas outras doenças (JHA, 2020).

A radiação que se origina em processos desenvolvidos e conduzidos pelo homem é conhecida como radiação antropogênica. Modernamente, se pode considerar que a intervenção humana na produção de um ambiente radioativo artificial tem início com o desenvolvimento do tubo de raios-X no final do século XIX (HESSENBRUCH, 2002). A novidade, uma nova tecnologia utilizando radiações, foi aplicada extensivamente em muitos aspectos da vida cotidiana da população do início do século XX, aumentando as exposições humanas.

As aplicações da tecnologia nuclear se expandem. A descoberta da fissão nuclear por Meitner, Hahn e Strassman foi um dos marcos iniciais de uma nova era em termos de produção de energia, com profundas modificações na sociedade mundial. Embora aplicações militares tenham tomado dianteira nos esforços de pesquisa com energia nuclear, o uso civil dessa mesma energia produzida pela fissão nuclear começou em grande escala na década de 1950 (ISAKSSON; RÄÄF, 2017), catalisando o nascimento da nova indústria. A figura 2.1 apresenta um esquema simplificado do processo de fissão nuclear do ^{235}U após ser bombardeado por nêutrons térmicos (baixa energia $\approx 0,0025$ eV). O nêutron é capturado pelo núcleo de ^{235}U , formando um núcleo composto que então se divide em dois fragmentos de fissão emitindo nêutrons secundários que induzem novas interações nucleares de fissão, em um processo denominado *reação em cadeia*.

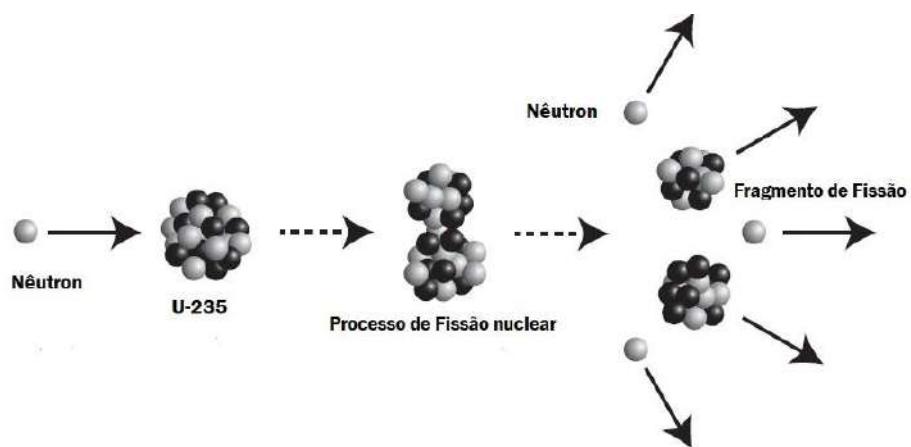


Figura 2.1 – Esquema ilustrativo de uma reação de fissão do ^{235}U . Adaptado de (ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

A então recém-criada indústria nuclear acaba por se dividir em duas principais linhas: **(a)** Civil e **(b)** Militar (Bélica). Tanto a aplicação nuclear civil da produção de energia, quanto a bélica e as armas de destruição em massa, apresentam a capacidade de contaminar o meio ambiente com material radioativo. A primeira de forma accidental e a outra de forma deliberada. As consequências são devastadoras de qualquer forma e carecem de estudos que promovam o desenvolvimento de estratégias de enfrentamento, qualquer que seja o tipo de liberação para o meio ambiente externo.

Ao estudar o impacto de liberações de material radioativo para o meio ambiente (*off site*) é importante considerar todas as componentes da contaminação. Assim, estudos que se dedicam a eventos de liberação radioativa *off site* precisam incluir nas avaliações de risco ou ameaça as componentes naturais de exposição da região, além de outras possíveis fontes que possam se tornar disponíveis pela primeira onda de liberação. Esta situação pode ocorrer no caso de liberações violentas como no caso de explosões ou acidentes com colisões e até mesmo ações da natureza, como ocorrido em Fukushima, Japão, em 2011 (HIROSE, 2020; TAKAHARA; IIJIMA; WATANABE, 2020; YOSHIMURA; WATANABE; KURIKAMI, 2020).

No campo da indústria bélica, se verifica que os mais de 2500 testes nucleares efetuados no planeta desde a década de 1940 contribuem para elevação dos níveis de exposição radiológica mundial (BOUVILLE, 2020; DOUGLAS; CAGLE, 2020; DROZDOVITCH; DE VATHAIRE; BOUVILLE, 2020). O primeiro teste nuclear ocorreu em meados de 1945 no Novo México (*Trinity site*). O artefato era semelhante à conhecida bomba *Fat Man*, lançada sobre Nagasaki (Japão) em 9 de agosto de 1945. A produção de energia deste teste era de aproximadamente 21 kT (2,1E+4 toneladas) de TNT (trinitrotolueno). Esta unidade de medida é normalmente utilizada para avaliar a produção energética de uma arma nuclear. Tanto *Trinity* quanto *Fat Man* eram baseados em plutônio, enquanto a primeira bomba lançada sobre o Japão, em 6 de agosto de 1945, chamava-se *Little Boy* e era uma bomba de urânio com rendimento equivalente estimado de 15 kT de TNT (ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

Em 1968, o tratado de não proliferação nuclear (TNP) foi assinado pelos Estados que oficialmente possuíam armas nucleares à época. Eram cinco países (EUA, URSS, Reino Unido, França e China) que declararam que não transfeririam armas ou tecnologia para outros Estados e que reduziriam o seu arsenal. Desde então, cerca de 180 países do mundo aderiram ou ratificaram sua adesão ao tratado, sendo a última ratificação ocorrida no mês de fevereiro de 2021 por Cuba. O tratado de proibição total de testes nucleares

(CTBT - *Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty*) foi aberto para assinatura em 1996. De acordo com o CTBT, as explosões nucleares são totalmente proibidas, não importando onde ocorram ou por quem sejam conduzidas. Isto pode ser entendido pelo fato de que o desenvolvimento de estudos para produção de energia nuclear para fins pacíficos não passa por testes destrutivos como aqueles aplicados a artefatos bélicos. Para estabelecer um sistema de verificação para detectar explosões nucleares, a organização do tratado de proibição de testes nucleares (CTBTO - *Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization*) foi criada em 1996. O Brasil é signatário ratificado do Tratado.

Os efeitos de uma arma nuclear são amplamente determinados pela localização da explosão em relação à superfície do solo, e cinco tipos principais de testes (ou suas combinações) podem ser identificados: **(a)** testes no ar, **(b)** testes a altas altitudes, **(c)** testes de superfície, **(d)** testes subaquáticos e **(e)** testes subterrâneos (FLETCHER, 1988; ISAKSSON; RÄÄF, 2017; LYON, 1999; SIMON; BOUVILLE, 2015).

O sistema de verificação mantido pela CTBTO inclui vários tipos de instrumentos distribuídos em todo o mundo. Efeitos físicos como ondas sísmicas, infrassom e detecção de xenônio radioativo por estações de medição de particulado são usados para detectar os sinais característicos de explosões nucleares. A contribuição dos testes de armas nucleares para a elevação dos níveis de exposição radiológica no planeta ainda é motivo de pesquisa. Há interesse sobre seus efeitos na saúde pública, política, estratégia e sociologia (BURNETT; MILBRATH, 2018; KOZHAKHANOV; LUKASHENKO; LARIONOVA, 2014; PITROU, 2015; PRAVALIE, 2014). Estes sistemas de verificação ficam à disposição das nações para o caso de necessidade de levantamento de dados em caso de desastres. Assim, ter acesso ao centro de dados da CTBTO pode ser parte de uma estratégia avançada para compor o suporte à tomada de decisões em uma escala planetária. Como já comentado, o Brasil é país signatário, com posição ratificada no tratado, possuindo acesso aos dados por estação localizada no Rio de Janeiro, no Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD / CNEN).

A todas as aplicações considerando materiais radioativos ainda se podem adicionar os usos difusos como os orientados para medicina, indústria de ensaios não destrutivos, alarmes e outros que se possam criar para atender a uma demanda possivelmente crescente (ISAKSSON; RÄÄF, 2017). O alcance dos impactos das aplicações da tecnologia nuclear sobre o meio ambiente pode ser determinado pelas suas aplicações e pelos direcionamentos estratégicos definidos por cada nação soberana. Assim, é responsabilidade de cada país a condução segura e transparente das aplicações

nucleares consciente de que desvios podem provocar impactos que ultrapassam barreiras físicas, atingindo as esferas políticas e sociais em escala global.

2.2 Radiação e suas interações com a matéria

Uma vez que o ambiente esteja radioativo, torna-se importante buscar informações sobre os tipos de materiais distribuídos no meio ambiente e o tipo de radiação presente. Estes dados iniciais, ainda que imprecisos, permitem avaliar os possíveis caminhos de interação que podem ocorrer no meio e permitir prever possíveis consequências tanto sobre seres vivos quanto sobre equipamentos. A interação da radiação com a matéria é multifatorial e quanto mais informações melhor a avaliação sobre potenciais danos. Para o caso de objetos inanimados, o conhecimento sobre a constituição física pode ser suficiente para uma aproximação do resultado das interações. Contudo, para meios biológicos vivos, esta tarefa sofre efeitos complicadores pela adição de variáveis como as capacidades adaptativas, resposta biológica e variabilidade individual dentro da mesma espécie por exemplo (ANDRADE, 2010). Isto sem que se considere efeitos radioecológicos, quando comunidades de indivíduos de uma mesma espécie alteram suas características de interação com o meio e com outras espécies. Daí a dificuldade para se prever de forma acurada a resposta radiobiológica de comunidades, mesmo que dentro da mesma espécie. Fatores exógenos e endógenos, além do tipo de radiação incidente e condições meteorológicas podem ser decisivos para se estimar a resposta biológica à exposição à radiação ionizante. Assim, é fundamental conhecer o campo de radiação e suas possíveis formas de interação (RADIATION, 2018; WHITE; MALLYA, 2012; WOLBARST; WILEY; NEMHAUSER; CHRISTENSEN *et al.*, 2010). Em geral as radiações ionizantes podem se apresentar (**a**) como partículas (com ou sem carga elétrica) ou (**b**) na forma de ondas eletromagnéticas como no caso dos fótons gama e de raios-X (ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

Partículas carregadas interagindo com o meio material podem perder energia tanto por colisões com elétrons atômicos, quanto por interações radiativas com campos nucleares, nas quais a radiação eletromagnética é emitida pela partícula carregada que colide. Basicamente as colisões resultam da ação do campo coulombiano do átomo alvo. Pode-se considerar que uma fração da energia da partícula carregada incidente pode ser transferida para um elétron atômico provocando sua ejeção (ionização do átomo) ou sua excitação quando a energia entregue ao elétron não é suficiente para vencer a barreira de

potencial de ligação e não há ejeção. Então, o átomo excitado emitirá radiação quando retornar ao seu estado original. Em uma interação radiativa, a partícula carregada é espalhada pela interação com o campo coulombiano. Partículas carregadas que são forçadas a mudar sua velocidade ou direção irão emitir radiação eletromagnética. Este fenômeno ocorre, por exemplo, na produção de radiação nos tubos de raios-X e aceleradores. Este tipo de radiação emitida pela deflexão de uma partícula carregada é conhecida como *bremsstrahlung* (radiação de frenamento) (ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

Os dois processos comentados, espalhamento e interação radiativa levam a uma perda de energia cinética da partícula carregada, que pode ser descrita como a perda de energia por unidade de comprimento percorrida no material. Esta perda de energia depende da massa e da carga da partícula incidente, bem como de sua energia e das propriedades do material (número atômico, Z) atravessado pela partícula carregada. Este processo é referido como poder de parada (*stopping power, S*) do material e definido como ($S = -dE/dx$). O sinal negativo indica que a partícula carregada diminui seu nível de energia à medida que atravessa o material-alvo. No estudo do conceito da grandeza *S*, o referencial está no meio que absorve energia e não na partícula. Caso o referencial seja transladado para a partícula incidente, surge o conceito de transferência linear de energia (*Linear energy Transfer – LET*), que mede a perda de energia da partícula, ao contrário de medir a absorção de energia pelo meio absorvedor (*stopping power - S*) (PORTER, 1989). O *stopping power* é proporcional à densidade do material que compõe o meio e pode ser consideravelmente diferente se diferentes fases de um material (sólido, líquido ou gás) para um mesmo elemento químico ou substância forem consideradas.

As interações de partículas carregadas com meios materiais são de relevância para estudos de efeitos das radiações sobre objetos (biológicos ou não) por causa dos efeitos secundários que podem ocorrer como consequência das interações. Estes efeitos secundários podem ser considerados numa escala de eventos desde a influência sobre o funcionamento de equipamentos elétricos e eletrônicos até a geração de fontes secundárias de radiação eletromagnética com poder de causar efeitos biológicos.

A radiação sem carga elétrica consiste principalmente de fótons e nêutrons. Embora outras partículas elementares, como os neutrinos, pertençam a esta classe de radiações, a discussão para este estudo se restringe aos fótons (X e γ) devido à sua importância em proteção radiológica (ATTIX, 2007; ISAKSSON; RÄÄF, 2017) e para este estudo em termos de efeitos biológicos sobre populações humanas.

Embora existam outros, quatro tipos de interações entre fótons e o meio material, são de maior interesse para a compreensão dos efeitos da interação da radiação ionizante com a matéria. Dois deles envolvem o espalhamento de fótons; espalhamento Rayleigh (coerente) e espalhamento incoerente, onde o último é conhecido também como espalhamento Compton e considera que o fenômeno ocorre a partir de um elétron livre. O terceiro envolve a absorção dos fótons e ejeção de um elétron, fenômeno conhecido como absorção fotoelétrica. A quarta interação envolve a produção de pares elétron-pósitron, levando à criação de dois novos fótons.

Para os objetivos deste estudo, maior atenção será dada ao espalhamento Compton (não coerente), ao efeito fotoelétrico e a produção de pares pela predominância de efeitos secundários possíveis sobre estruturas metálicas distribuídas no ambiente urbano. A Figura 2.2 mostra a influência da energia e do número atômico (Z) do material absorvedor para os fenômenos predominantes nos processos de interação de fótons (ATTIX, 2007; ISAKSSON; RÄÄF, 2017).

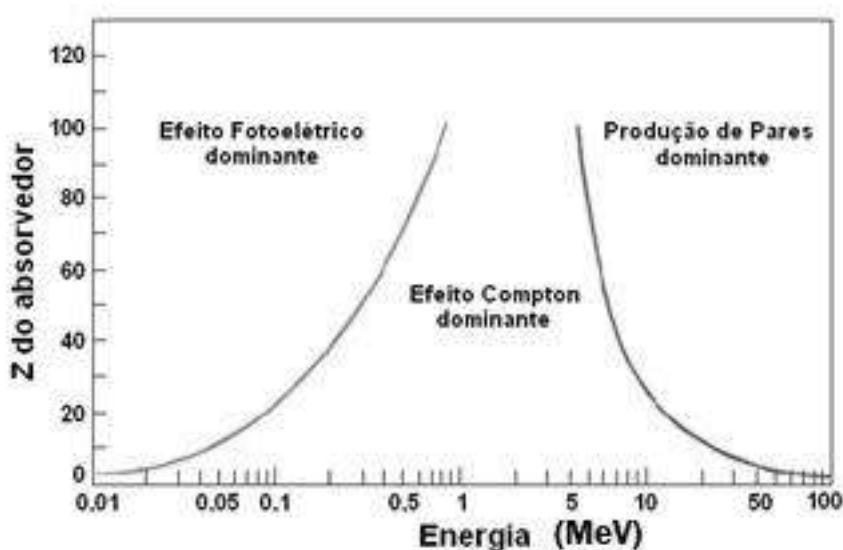


Figura 2.2 - Efeitos predominantes para atenuação de fótons como função da energia ($h\nu$) e do número atômico do material (Z) (ATTIX, 2007; KNOLL, 2000).

Inicialmente se pode supor que um feixe contendo um fluxo de N_0 fótons está colidindo com um meio absorvedor (meio de interação). Assim, para cada intervalo de comprimento dx ao longo do caminho do feixe no meio, parte desse feixe (dN) é absorvida ou espalhada por processos de atenuação e espalhamento.

A atenuação do feixe pode ser representada de forma simplificada por

$$N(x) = N_0 e^{-\mu x} \quad 2.1$$

onde $N(x)$ é o número de fótons restantes na profundidade x e μ é o coeficiente linear de atenuação. Os processos de absorção e espalhamento de maior interesse para este estudo são introduzidos a seguir.

a) O efeito fotoelétrico

A absorção fotoelétrica é o fenômeno de absorção de um fóton com energia $h\nu$, onde h é a constante de Planck ($h = 6,63E-34$ J.s) e ν é a frequência da radiação, por um elétron atômico na camada interna de um átomo, geralmente a camada K. Isso leva à ejeção de um elétron com energia ($h\nu - E_k$), onde E_k é a energia de ligação do elétron K, seguida por um fóton de raios-X característico quando a vacância na camada K é preenchida por um elétron de uma camada atômica mais externa. Este processo pode continuar e dar origem a uma cascata de preenchimentos de vacâncias na eletrosfera, provocando um espectro policromático típico dos raios-X convencionais (ATTIX, 2007; ISAKSSON; RÄÄF, 2017). A absorção fotoelétrica ocorre principalmente pela participação dos elétrons na camada K da eletrosfera (mais próxima do núcleo atômico) e, neste caso, a seção de choque total não-relativística para absorção fotoelétrica é tomada como apresentada na equação 2.2 (ISAKSSON; RÄÄF, 2017)

$$\sigma_k = 4\sqrt{2}\left(\frac{8\pi r_0^2}{3}\right)\alpha^4 Z^5\left(\frac{m_e}{h\nu}\right)^{7/2} \quad 2.2$$

onde, r_0^2 é o raio clássico do elétron ($\approx 2,8E-15$ m), Z é o número atômico do material alvo, m_e é a massa de repouso do elétron ($\approx 9,1E-31$ kg) e c a velocidade da luz no vácuo ($\approx 3,0E+8$ m/s) e $h\nu$ é a energia do fóton incidente.

Pode-se perceber que a influência de Z é relevante, e a probabilidade de ocorrência da absorção fotoelétrica, considerando elementos pesados será significativamente maior quando comparada com materiais mais leves. Por conta dessa informação, ações em locais como estações ferroviárias, estacionamentos, estaleiros, portos e grandes estruturas

metálicas podem assumir diferentes rotinas ou estes locais podem assumir diferentes valores na escala de perigo adotada no contexto da decisão e em decorrência das diferentes contribuições para o espectro de radiação ambiental. A Figura 2.3 mostra um esboço simplificado da interação que resulta em absorção fotoelétrica.

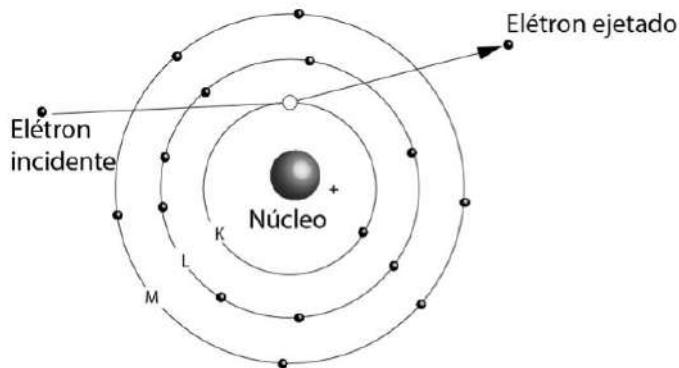


Figura 2.3 - Esquema simplificado do Efeito Fotoelétrico.

(<http://rle.dainf.ct.utfpr.edu.br/hipermidia/index.php/radiologia-convencional/principios-fisicosrx/interacao-da-radiacao-ionizante-com-a-materia/espalhamento-coerente>)

b) Os espalhamentos coerente (Rayleigh) e incoerente (Compton)

No espalhamento elástico de fôtons, ou coerente, a direção do movimento do fôton é alterada, sem qualquer alteração na sua energia. Por outro lado, quando um fôton é espalhado de forma inelástica (incoerente), parte da sua energia é transferida para o meio, normalmente resultando na ejeção de um elétron atômico.

O espalhamento elástico pode ser descrito considerando a radiação de fôtons como uma onda eletromagnética que faz com que um elétron no meio irradiado oscile. Este elétron oscilante irá então irradiar, pois é uma carga elétrica sob condições de aceleração. Esse tipo de espalhamento foi descrito por J. J. Thomson e é, portanto, referido como espalhamento Thomson (ATTIX, 2007; ISAKSSON; RÄÄF, 2017). Para baixas energias dos fôtons, o comprimento de onda da onda eletromagnética é comparável ao tamanho de um átomo, e todo o átomo participará do espalhamento. Por esse motivo, esse tipo de espalhamento é chamado de espalhamento coerente (espalhamento Rayleigh), ocorrendo preferencialmente a baixos ângulos de incidência do feixe sobre o alvo.

Já o espalhamento inelástico, incoerente ou *espalhamento Compton*, é convenientemente descrito considerando a radiação eletromagnética como partículas, isto é, fótons com ênfase em suas características corpusculares. O fato de que a radiação eletromagnética pode ser descrita como ondas e partículas (dualidade onda-partícula de *De Broglie*) (GAUTHIER, 2015) é refletida na relação $E_\gamma = h\nu$. Assim, no espalhamento Compton, um fóton com energia $h\nu$ colide de forma não elástica com um elétron atômico fracamente ligado, ou seja, $h\nu > E_b$, onde E_b (*binding energy*) é a energia de ligação do elétron atômico. O elétron é então ejetado em um ângulo (ϕ) em relação à direção do fóton incidente, e um fóton de menor energia é também espalhado em outro ângulo (θ). A energia do fóton espalhado, $h\nu'$ é dada por (ATTIX, 2007; ISAKSSON; RÄÄF, 2017; KNOLL, 2000). As equações 2.3 e 2.4 apresentam uma simplificação matemática do fenômeno,

$$h\nu' = \frac{h\nu}{1+\alpha(1-\cos\theta)} \quad 2.3$$

com

$$\alpha = \frac{h\nu}{m_e c^2} \quad 2.4$$

A figura 2.4 ilustra de forma simplificada o fenômeno do espalhamento incoerente (Compton).

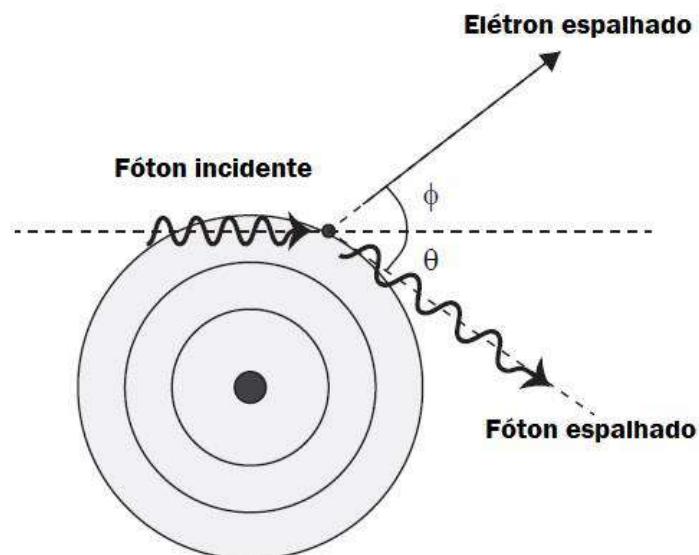


Figura 2.4 - Esquema simplificado do Efeito Compton. Adaptado de ISAKSSON (2017).

c) *Formação de pares elétron-pósitron*

O quarto mecanismo de interação para fótons é a produção de pares, ou seja, a criação de um par elétron-pósitron a partir da energia do fóton. Este processo, no entanto, deve obedecer a limitações naturais. Em função das energias envolvidas é preferencial para regiões próximas a núcleos atômicos e há conservação de energia e momento na reação. Uma vez que a energia do fóton deve ser suficiente para a criação de um par elétron-pósitron, o limite inferior de energia teórico para que seja possível a produção de um par elétron-pósitron é 1,022 MeV (duas vezes a energia equivalente à massa de repouso de um elétron ou pósitron, que é de 511 keV). A seção transversal para a produção de pares é dada por (ISAKSSON; RÄÄF, 2017)

$$\sigma = Z^2 r_0^2 \alpha h(hv, Z) \quad 2.5$$

onde $h(hv, Z)$ é uma função que aumenta de forma monotônica com a energia do fóton.

A figura 2.5 ilustra de forma simplificada o fenômeno da produção de pares elétron-pósitron.

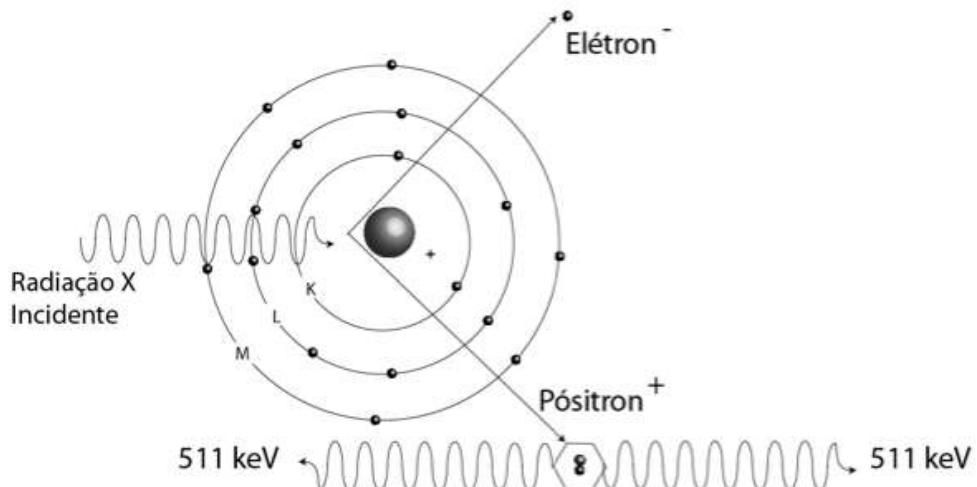


Figura 2.5 – Esquema simplificado do fenômeno de Formação de Pares.
[\(<http://rle.dainf.ct.utfpr.edu.br/hipermidia/index.php/radiologia-convencional/principios-fisicosrx/interacao-da-radiacao-ionizante-com-a-materia/espalhamento-coerente>\)](http://rle.dainf.ct.utfpr.edu.br/hipermidia/index.php/radiologia-convencional/principios-fisicosrx/interacao-da-radiacao-ionizante-com-a-materia/espalhamento-coerente)

2.3 Grandezas dosimétricas de interesse

O conceito de grandeza dosimétrica é relacionado intrinsecamente à quantidade de energia depositada pela radiação incidente no meio absorvedor (ATTIX, 2007; KNOLL, 2000). Derivações dos conceitos podem ocorrer em função das consequências desses depósitos de energia. A evolução da utilização da tecnologia nuclear nas mais diversas áreas de aplicação, levou a uma tentativa de padronização das medidas das quantidades envolvidas nos processos de interação, além de consequente relativização dos seus efeitos. Assim, foram formadas comissões internacionais que se dedicam a esta padronização, estudando e desenvolvendo não só definições sobre as grandezas dosimétricas e interrelações, como também se ocupam das definições de unidades. A comissão internacional de unidades e medidas de radiação (*International Commission on Radiation Units and Measurements* – ICRU) define as grandezas físicas básicas e operacionais; a comissão internacional de proteção radiológica (*International Commission on Radiological Protection* – ICRP) ocupa-se do desenvolvimento da proteção radiológica efetuando recomendações acerca dos efeitos das interações que ocorrem no organismo humano, chamando a atenção para os potenciais efeitos biológicos decorrentes da exposição radiológica. No Brasil a responsabilidade maior pela orientação e normatização das atividades envolvendo tecnologia nuclear recai sobre a comissão nacional de energia nuclear – CNEN.

Diferentes tipos de radiação apresentam diferentes formas de interação e consequências biológicas. Surge, então, a necessidade de ponderação para as grandezas dosimétricas, buscando equivalência e adequação aos objetivos das práticas envolvendo tecnologia nuclear. Surge também uma variedade de grandezas limitantes, sendo necessário desenvolver outros conceitos mais refinados para doses equivalentes (HEILBRON, 2019).

a) Dose absorvida (D)

Considerando-se o efeito de transferência de energia que ocorre na interação radiação-matéria, a relação entre a fração da energia absorvida e a massa do volume de material absorvedor é definida como *dose absorvida*. Sua representação no sistema internacional de unidades é definida por J/kg recebendo a denominação gray (Gy). Sua representação está apresentada na equação 2.6.

$$D = \frac{d\bar{\varepsilon}}{dm} \quad 2.6$$

Onde $\bar{\varepsilon}$ é a energia média depositada no elemento de massa dm .

b) Dose equivalente (H_T)

O conceito de dose equivalente surgiu da necessidade de se buscar uma equivalência entre as doses de diferentes radiações para produzir efeitos biológicos semelhantes. Para corrigir distorções foi introduzido um fator de ponderação, adimensional e multiplicador, à dose absorvida média em determinado órgão ou tecido D_T , representativo do tipo e energia da radiação incidente (ICRP, 2007). A equação 2.7 apresenta o conceito,

$$H_{T,R} = D_{T,R} \cdot w_R \quad 2.7$$

onde $D_{T,R}$ é a dose depositada pela radiação de tipo R, em média, sobre um tecido ou órgão T e w_R é o fator de ponderação para a radiação do tipo R.

No sistema internacional de unidades (SIU), a unidade de dose equivalente é o J/kg e, para que haja uma diferença dela para dose absorvida, foi criada uma unidade específica para ela, o sievert (Sv). A denominação antiga (histórica) para esta grandeza era o rem (*roentgen equivalent men*) e se deve considerar a relação de equivalência como 1 Sv equivalendo a 100 rem (1Sv = 100 rem). Os valores do fator de ponderação foram estabelecidos para corrigir diferenças entre as radiações incidentes e são considerados como representativos da qualidade da radiação, com valor ponderado considerando diferentes tecidos. A Tabela 2.1 mostra valores dos fatores de ponderação da radiação, estabelecidos na ICRP 103 (ICRP, 2007).

Tabela 2.1 – Exemplos de fatores de ponderação da radiação (W_R) (ICRP, 2007).

Tipos e faixas de energia^[a]	Valores de W_R^[b]
fótons (todas as energias), elétrons e muôns,	1
nêutrons < 10 Kev	5
10 keV a 100 keV	10
> 100 keV a 2 MeV	20
> 2 MeV a 20 MeV	10
> 20 MeV	5
Partículas α , fragmentos de fissão, núcleos	20

Fonte: CNEN: Posição Regulatória 3.01/002, 2014.

[a] valores para outras radiações podem ser obtidos pelo Anexo A da ICRP-60.

[b] todos os valores se relacionam à radiação incidente no organismo ou fontes internas.

c) Dose efetiva (E)

Como os diferentes órgãos e tecidos apresentam fatores de peso ou qualidade diferentes surge a necessidade de estabelecer um conceito de dose efetiva ou dose equivalente efetiva ou dose equivalente de corpo inteiro como resultado do somatório dos produtos das doses equivalentes H_T por um fator de peso do tecido ou órgão. No SIU a dose efetiva tem a mesma unidade da dose equivalente, isto é, J/kg sendo também denominada sievert (Sv). A equação 2.8 apresenta a definição matemática para seu cálculo. A Tabela 2.2 mostra alguns fatores de peso do tecido, estabelecidos na ICRP 103 (ICRP, 2007).

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad 2.8.$$

onde H_T é a dose equivalente no tecido T e w_T é o fator de peso do tecido.

d) Dose Coletiva Efetiva

É a expressão da dose efetiva total de radiação recebida por uma população ou grupo de indivíduos, definida como o produto do número de indivíduos expostos a uma fonte de radiação ionizante pelo valor médio da distribuição de dose efetiva desses indivíduos. É expressa em unidades pessoa.sievert (man.Sv).

Tabela 2.2 - Alguns fatores de peso de órgãos e tecidos (W_T) específicos para o cálculo de dose efetiva de acordo com a ICRP 103 (ICRP, 2007).

Órgão ou Tecido	W_T
Pele	0,01
Gônadas	0,08
Mamas	0,12
Medula óssea	0,12
Pulmão	0,12
Estômago	0,12

d) Dose equivalente efetiva total (TEDE)

O material radioativo que produz a dose equivalente pode ser interno ou externo ao organismo. A dose equivalente efetiva total (TEDE) é a soma dessas doses equivalentes que causam detimento. A TEDE é a expressão mais completa da dose combinada por todas as vias aplicáveis de entrega de energia à matéria biologicamente ativa (HOMANN, 2019).

2.4 Considerações básicas sobre efeitos biológicos da radiação

Radiação ionizante é a radiação eletromagnética ou partícula que, ao interagir com o meio absorvedor, tem a propriedade de transferir, integral ou parcialmente, energia para os átomos e moléculas deste meio, podendo resultar no fenômeno conhecido como ionização. A unidade de medida de dose de radiação, o gray (1 joule/quilograma) é moderna e substitui a unidade antiga *radiation absorbed dose* (rad), embora na prática médica ainda se encontrem referências que utilizam a unidade antiga. A relação entre as unidades gray e rad é de tal forma que 1 gray é equivalente a 100 rad (1 Gy = 100 rad) (ANDRADE, 2010; ATTIX, 2007).

Os efeitos biológicos decorrentes da exposição à radiação são principalmente relacionados aos danos ao ácido desoxirribonucleico (DNA), que numa perspectiva clássica é o alvo biológico crítico. Em uma abordagem mais moderna, o meio celular citoplasmático aparece como alvo preferencial para efeitos somáticos, enquanto que danos ao DNA correspondem a efeitos genéticos (ANDRADE, 2010).

Para qualquer forma de radiação ionizante que interaja com material biológico, existe a possibilidade de que a interação seja direta ou indireta com os alvos críticos no

ambiente intracelular. Os átomos do alvo podem ser ionizados ou excitados, iniciando assim uma cadeia de eventos que geram mudanças biológicas que podem terminar em processos de morte celular. Este processo é conhecido como *ação direta* da radiação (Fig. 2.6), sendo o processo dominante se a radiação é de alto LET, como nêutrons ou partículas α . Alternativamente, a radiação pode interagir com outros átomos ou moléculas na célula (particularmente a água) para produzir radicais livres ou outras espécies reativas que são capazes de se difundir pelo meio de propagação a ponto de alcançar e danificar alvos críticos. Por alvos críticos no citoplasma se podem tomar por exemplo estruturas de membrana celular e importantes organelas como as mitocôndrias, estas últimas responsáveis por processos de morte celular programada (apoptose). Este processo é denominado *ação indireta* da radiação sendo preferenciais para fôtons (HALL; GIACCIA, 2012). A figura 2.6 apresenta um esquema das ações diretas e indiretas da radiação. A estrutura simplificada do DNA é mostrada esquematicamente em alusão ao modelo clássico de dano biológico. Na ação direta, um elétron secundário resultante da interação da radiação interage com o DNA para produzir algum efeito. Na ação indireta, o elétron secundário interage com uma molécula de água para produzir radicais hidroxila (OH^\bullet), que por sua vez produzem dano nas ligações da estrutura da molécula de DNA. A película de água aderente à estrutura rígida do DNA (*backbone*) tem a espessura de alguns angstrons ($10\text{E-}10\text{m}$). Nestas dimensões, as reações químicas ocorrem em velocidades tais que os radicais hidroxila (OH^\bullet) se formam sem ter resposta biológica efetiva, o que é decisivo para fixação do dano à estrutura do DNA.

Diferentes tipos de radiação podem gerar efeitos biológicos diversos. Para ajustar essa diferença, foi criado o conceito fator de qualidade (Q) (I. Introduction, 2016; ANDRADE, 2010; ZAPP; CUCINOTTA; ATWELL, 2002). O fator de qualidade (Q) para a radiação γ e raios-X é a unidade por definição. Como exemplo, se pode considerar que para a radiação α (núcleos de Hélio), o valor de Q se apresenta como 20, indicativo de que comparada aos fôtons X ou γ , as partículas α apresentam a capacidade de gerar danos 20 vezes mais intensos do que os fôtons considerados para o mesmo tecido biológico (ANDRADE, 2010). Como já mencionado, a grandeza que considera o fator de qualidade da radiação também foi modernizada. A unidade antiga, *radiation equivalente man* (rem) para dose absorvida equivalente deve ser substituída pelo sievert (Sv), quando se trata de medidas considerando exposição a diferentes tipos de radiação.

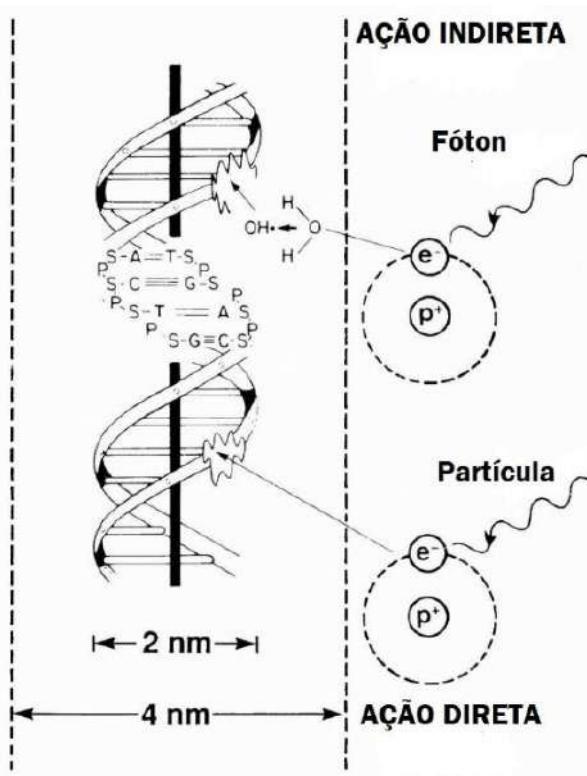


Figura 2.6 - Esquema simplificado das ações diretas e indiretas de radiações no modelo clássico radiobiológico de interação com o DNA.

2.5 Ameaças radiológicas, nucleares e risco

Radiações e meio ambiente coexistem de forma indissociável para o homem. Uma abordagem interessante sobre este aspecto da Natureza pode ser conduzida pelo critério de definição de ameaça e risco tecnológico. Numa perspectiva macroscópica, adequada aos objetivos deste estudo, os efeitos globais da exposição à radiação ambiental podem ter referência na síndrome aguda da radiação (SAR), representando a consequência de maior gravidade para o objeto de ameaça que é a TEDE. Assim, a TEDE é uma ameaça física enquanto que a SAR, um aspecto biológico derivado, pode ser considerada uma consequência limite para a tomada de decisão.

A SAR é um fenômeno complexo, mas pode ser basicamente caracterizada por um conjunto de alterações biológicas que podem ocorrer após a exposição de forma aguda, e de corpo inteiro, à radiação ionizante (Figura 2.7). Sem suporte médico adequado, a dose letal média de radiação que leva a óbito 50% dos indivíduos humanos de um mesmo grupo expostos em um período de 60 dias (DL_{50/60}), pode ser esperada no

intervalo de 3,5 a 4,0 Gy (KOENIG; GOANS; HATCHETT; METTLER *et al.*, 2005; METTLER, 2005). Estudos mostram que cuidados clínicos intensivos apropriados podem deslocar a DL_{50/60} para doses no intervalo de 5 a 6 Gy (BROWNE; WEISS; MACVITTIE; PILLAI, 1992). Esta informação pode ser valiosa para se definir uma estratégia efetiva para atenção primária nos casos de eventos de massa. Por efetiva, deve-se entender uma ação que seja ao mesmo tempo eficaz e eficiente.

Os sintomas da SAR podem variar tanto em qualidade quanto em intensidade de acordo com diversos fatores como (a) a sensibilidade individual à exposição à radiação, (b) o tipo de radiação, (c) a forma de exposição e taxa de dose e (d) a dose de radiação. Neste estudo a dose de radiação é considerada o fator preponderante de ameaça à saúde pública. Uma primeira avaliação da dose absorvida é fundamental para a determinação da estratégia clínica a ser adotada e sobretudo para o dimensionamento dos recursos a serem aplicados. Para uma avaliação biodosimétrica imediata com objetivos clínicos, pode-se avaliar o tempo decorrido entre a exposição radiológica e o início dos sintomas ou lançar mão de indicadores hematológicos. A medida da cinética de depleção dos linfócitos é um bioindicador conhecido e útil (DONS RF, 1989). Entretanto, estas medidas incluem a capacidade de resposta das equipes e sobretudo do poder público em oferecer meios para que os atendimentos ocorram em meio ao confuso cenário inicial de resposta. Também, o grau de disponibilidade de infraestrutura para essas ações é fator limitante tanto pelo possível comprometimento, quanto pela capacidade do poder público de garantir a acessibilidade e segurança à infraestrutura considerada crítica. A figura 2.7 apresenta de forma esquemática simples as subsíndromes associadas à SAR.

Os procedimentos clínicos de atenção para a SAR incluem basicamente: (a) isolamento do indivíduo para controle de infecções, (b) reposição de líquidos nutrientes e eletrólitos, (c) uso de estimulantes de proliferação celular para o *pool* da medula óssea e (d) apoio psicológico intenso individual e coletivo (DONNELLY; NEMHAUSER; SMITH; KAZZI *et al.*, 2010; KOENIG; GOANS; HATCHETT; METTLER *et al.*, 2005).

A figura 2.8 apresenta um esboço de avaliação da exposição ou contaminação em um evento de liberação radioativa ambiental. Nele a relação dose-resposta para efeitos da SAR é tomada. Existem protocolos médicos de atenção que podem ser seguidos e que fornecem uma avaliação razoável. O protocolo de Andrews é utilizado pelo exército americano. É um protocolo que utiliza contagem de linfócitos viáveis em amostras de sangue periférico aplicando um procedimento específico que gera uma curva de medidas realizadas ao longo de 24 horas (GOANS; HOLLOWAY; BERGER; RICKS, 2001).

Síndrome Aguda da Radiação (SAR)

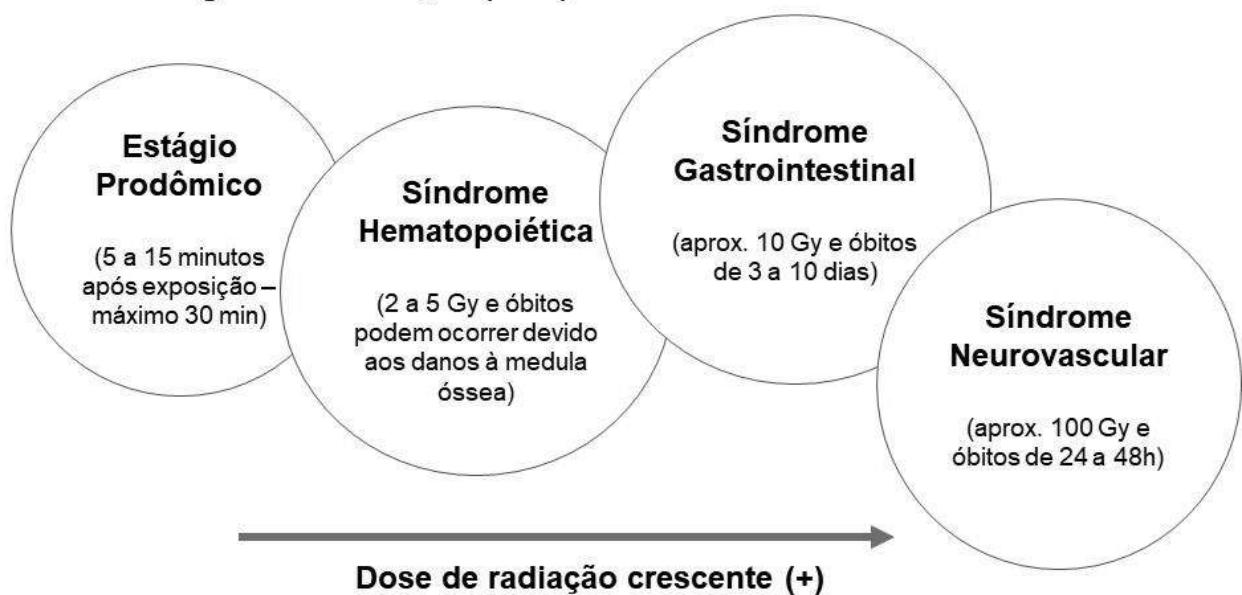


Figura 2.7 – Resumo das principais subsíndromes associadas à SAR (ANDRADE, 2010).

Embora possa parecer simples a aplicação de métodos de avaliação como a curva linfocitária de Andrews para determinação da SAR (GOANS; HOLLOWAY; BERGER; RICKS, 1997), o contexto disruptivo em que se encontram todos, afetados e respondedores, oferecerá obstáculos a qualquer iniciativa mais elaborada de atendimentos ou pesquisa. Problemas associados ao transporte público e comunicações, além da organização de estruturas provisórias de atenção à saúde como hospitais de campanha, normalmente se apresentam mais como um desafio do que uma solução. Uma importante variável a ser considerada neste tipo de cenário é o tempo. Os sintomas quando surgem evoluem numa escala temporal dependendo de características orgânicas e com alguma variabilidade individual dentro de um mesmo grupo da população potencialmente afetada. Esta característica epidemiológica configura-se um fator de dificuldade para a tomada de decisão para eventos imediatos por conta da variabilidade de resultados e baixa previsibilidade para alocação de recursos.

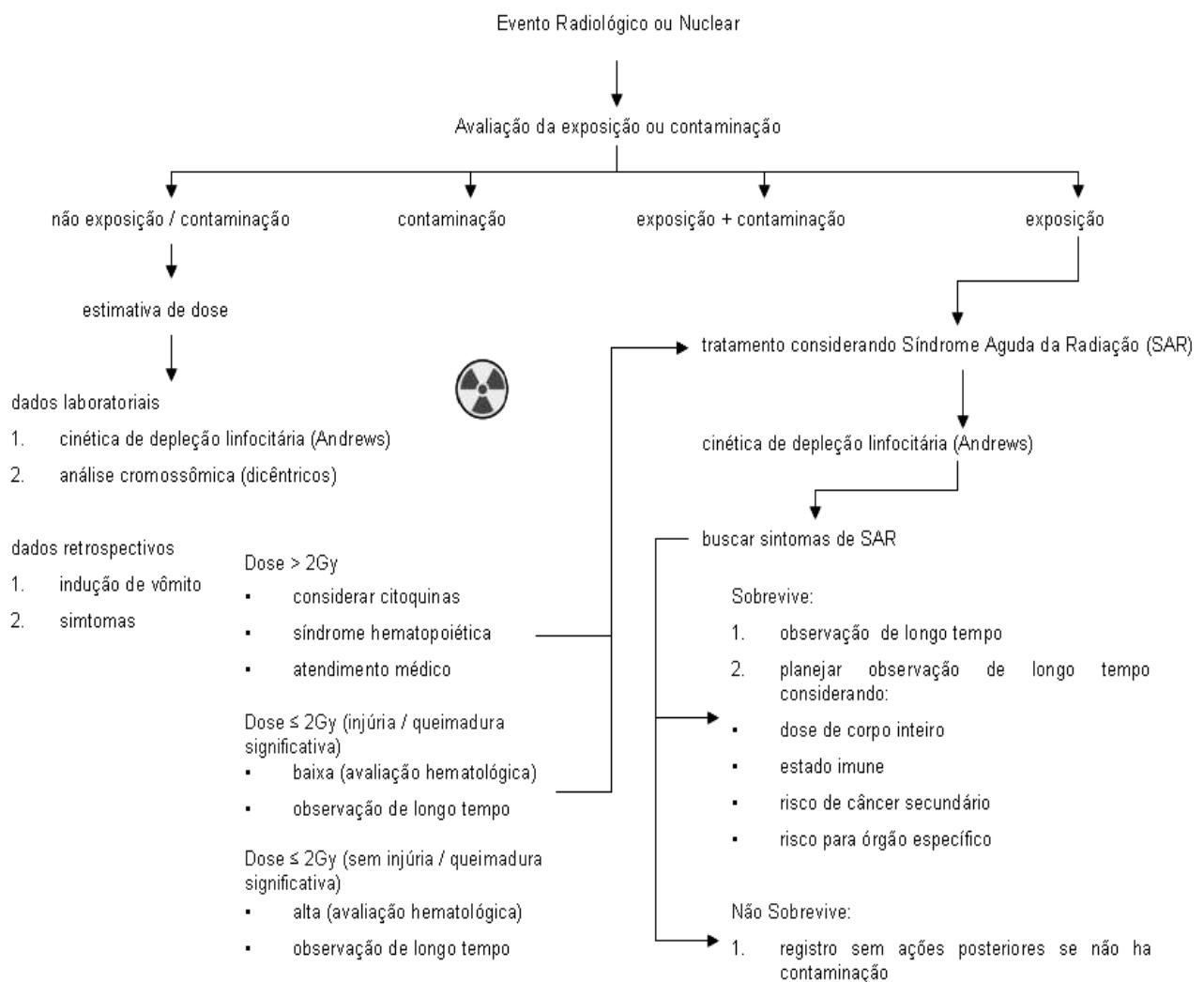


Figura 2.8 – Quadro resumo dos principais eventos decorrentes da SAR (ANDRADE, 2010).

Para os objetivos deste estudo, os limites de exposição à uma pluma de contaminação radioativa são tais que consideram chances de efeitos imediatos (indução de SAR), 700 mSv (THAUL S, 1999); zona de exclusão para definição de emergência onde as atividades desenvolvidas podem ser voluntárias, 100 mSv (ICRP, 2007) e para fins de evacuação, 50 mSv (ICRP, 2007). A seguir são desenvolvidos aspectos sobre dispersão ambiental de material radioativo, dispositivo de dispersão radiológica (*Radiological Dispersive Device - RDD*) e risco radiológico.

a) Dispersão ambiental de material radioativo

As usinas nucleares têm procedimentos de proteção e segurança em vigor e são monitoradas de perto pela autoridade reguladora. Um acidente em uma usina nuclear, embora seja incomum, pode liberar níveis perigosos de radiação sobre uma área. Com frequência a mancha de contaminação é denominada pluma.

As mais graves e imediatas consequências da exposição à radiação nuclear proveniente de uma liberação ambiental, seja ela acidental ou deliberada, são as decorrentes da exposição à radiação ionizante residual. Em comum com explosões nucleares decorrentes de ações bélicas (GLASSTONE; DOLAN, 1977), a distribuição dos efeitos sobre a saúde humana dependem de alguns fatores como o (a) inventário nuclear liberado para o meio ambiente, (b) altura efetiva de liberação, (c) regime de liberação, se contínuo, em pulsos ou instantâneo, (d) condições atmosféricas locais, (e) proteção oferecida pelo abrigo onde se encontra e (f) natureza geral do terreno sobre o qual a pluma evolui e deposita o material contaminante (GLASSTONE; DOLAN, 1977; HOMANN, 2019; MEIT; REDLENER; BRIGGS; KWANISAI *et al.*, 2011). Estas são possíveis vias que adicionam complexidade ao cenário de tomada de decisão pela prontidão especializada necessária e nem sempre disponível para operar de forma integrada em um evento QBRNe (Químico, Biológico, Radiológico, Nuclear e Explosivo) (GREENAWALD; KARWACKI; PALYA; BROWNE *et al.*, 2020; NEUMEISTER; GRAY, 2020; PATEL; GRACE; CHELLEW; PRODANCHUK *et al.*, 2020).

A radiação imediata consiste basicamente de raios-X e γ . Indivíduos em espaço livre (sem barreiras físicas de proteção) podem receber mais do que a dose de radiação ionizante necessária para produzir 50% de letalidade a distâncias relativamente curtas. Conforme a pluma de contaminação radioativa viaja na direção do vento, o material radioativo que se depositou e se assentou no solo cria um rastro do material depositado (precipitação radioativa) (GLASSTONE; DOLAN, 1977; HARWELL; GROVER, 1985). A exposição à precipitação radioativa é a fonte predominante de exposição à radiação neste tipo de evento. A deposição de elementos radioativos no solo provoca um efeito denominado *ground shine*, que compõem a TEDE. A deposição de materiais radioativos no solo, além de expor indivíduos de forma contínua, pode favorecer efeitos mais complexos como os decorrentes da infiltração desses elementos no solo podendo alcançar recursos aquáticos e entrar na cadeia de alimentação animal e humana.

A dose recebida depende do tempo que um indivíduo permanece na área contaminada. Uma vez que as taxas de dose são a variável principal de interesse para estudos de dispersão radioativa ambiental, indivíduos assentados nessas posições dentro da pluma representam alta prioridade dentro das primeiras 100 horas da resposta.

A dispersão dos radionuclídeos liberados por uma planta nuclear é um fenômeno sofisticado e a sua descrição e detalhamento teórico transcendem os objetivos deste estudo, cuja atenção está centrada nas consequências de uma liberação desta natureza. Estudos e revisões sobre acidentes nucleares com liberação de material do inventário do núcleo do reator podem ser encontrados em um completo relatório produzido pela Sociedade Americana de Física, em 1985 (PARTICIPANTS; WILSON; ARAJ; ALLEN *et al.*, 1985). A figura 2.9 apresenta um esquema simplificado da situação.

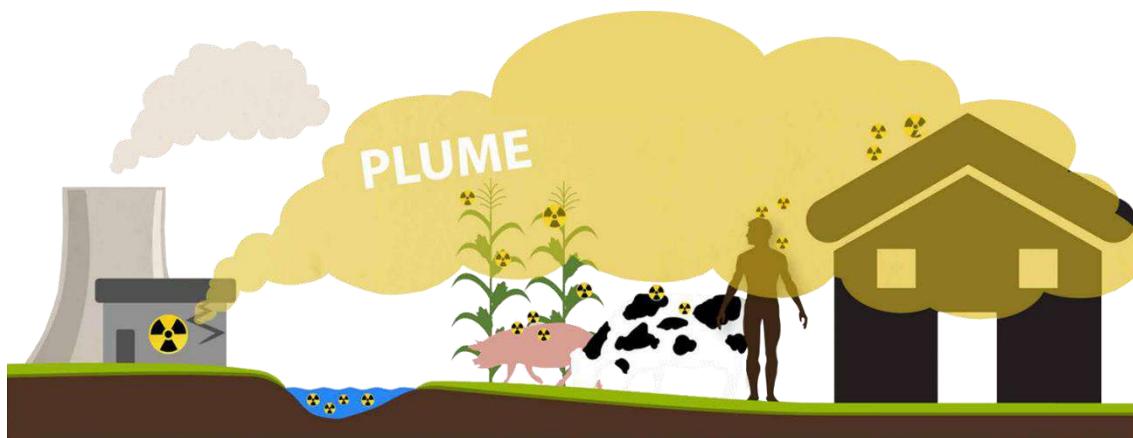


Figura 2.9 – Materiais radioativos na pluma da usina nuclear que podem assentar e contaminar indivíduos que estão ao ar livre, edifícios, alimentos, água e gado.

(https://www.cdc.gov/nceh/multimedia/infographics/nuclear_power_plant_accidents.html)

b) Dispositivo de dispersão radiológica (Radiological Dispersive Device - RDD)

Um RDD é uma arma radiológica. Também conhecida como “Bomba Suja” (*Dirty Bomb*), não podem ser confundidas com armas nucleares. Pela utilização de uma arma radiológica, os agressores presumivelmente adicionariam materiais radioativos a uma bomba contendo explosivo convencional, de modo que o efeito da detonação pulverizaria o material radioativo provocando uma dispersão atmosférica (KARAM, 2005).

Entretanto, um RDD não é necessariamente composto por explosivos. Sistemas mecânicos silenciosos para liberação e lançamento ambiental do material radioativo também podem ser considerados. Neste caso as simulações computacionais podem se valer de métodos matemáticos que descrevam a liberação como um pulso único. Existem quatro processos que podem ser considerados e modelados continuamente em função do tempo e do espaço: (1) liberação de gases radioativos e aerossóis onde o volume do fluxo de saída da chaminé e a concentração inicial dos isótopos são medidos continuamente; (2) cálculo da dispersão do material liberado considerando as condições meteorológicas reais, representadas neste trabalho pelas classes de estabilidade atmosférica de Pasquill-Gifford (PASQUILL, 1961); (3) estimativa da depleção da pluma de contaminação em função do tempo e do espaço pela variação da concentração de isótopos dos materiais radioativos, considerando cadeias de decaimento radioativo e processos de deposição seca e/ou úmida, e (4) os níveis de radiação em qualquer ponto no nível do solo ao redor da instalação afetada deve ser calculada como uma integral da distância assumida pela concentração de isótopos no ar nas proximidades desse ponto, bem como a radiação (atividade) acumulada na superfície do solo (DEME; JANOSY; LANG; SZABO, 2003).

Todos esses fenômenos podem ser calculados por aplicação de modelos gaussianos tridimensionais. As ideias básicas são apresentadas por Mikkelsen, Thykier e colaboradores (MIKKELSEN; LARSEN; THYKIER-NIELSEN, 1984; MIKKELSEN; THYKIER-NIELSEN; ASTRUP; SANTABÁRBARA *et al.*, 1997) e alguns detalhes matemáticos importantes foram descritos por Thykier e colaboradores (THYKIER-NIELSEN; DEME; LANG, 1995). Em uma abordagem gaussiana, o processo de liberação contínua é aproximado pela sequência finita dos chamados *puffs*, ou liberações pontuais de curta duração, cada um correspondendo a uma liberação de 10 minutos.

O ponto central da pluma inicial na liberação se move de acordo com os vetores representativos do vento e a diluição da pluma é determinada pelas classes de estabilidade de Pasquill-Gifford (PASQUILL, 1961). O deslocamento e a dispersão contínuos são aproximados por uma sequência de etapas discretas na simulação (HOMANN, 2019).

Devido à reflexão na superfície do solo e às inversões no perfil térmico local, a distribuição gaussiana vertical dos *puffs* pode ser modificada (THYKIER-NIELSEN; DEME; LANG, 1995). A altura da camada de barreira da inversão em cada classe de estabilidade de Pasquill-Gifford é valor tabelado e se aplicado reduz a estimativa de contaminação. É um valor disponível na literatura especializada e para garantir um tratamento conservador neste estudo, não será considerado.

A partir deste ponto, as condições meteorológicas locais se encarregariam de entregar a contaminação ao meio ambiente. Diversas variáveis participam deste fenômeno, como se pode verificar no item 2.7.1. O dano mecânico de um RDD, quando ocorre, é limitado à quantidade de dano que pode ser esperado como consequência da explosão do artefato convencional equivalente. Não há dano mecânico esperado se o acionamento do RDD se dá de forma não explosiva. Um RDD tem uma finalidade muito mais de implicar medo e terror pela contaminação ambiental do que propriamente provocar danos físicos e à saúde pública, embora estes sejam aspectos fundamentais a serem observados, uma vez que ocorrem como efeitos colaterais. Assim, a perturbação da ordem pública e impacto profundo numa perspectiva econômico-financeira são as metas primordiais da detonação deste artefato. A figura 2.10 mostra um esquema simples do acionamento de um RDD.

O problema central do enfrentamento de um cenário RDD é o preparo para aplicar estratégias de gestão que incluem informação segura, ações de saúde pública e otimização de recursos em um cenário de altos custos de limpeza e remediação das áreas afetadas. Extensa literatura sobre RDDs, além de vídeos de apoio e figuras podem ser encontrados em <https://www.remm.nlm.gov/>. Um fato importante e que deve ser enfatizado é que RDDs não provocam ondas de choque como em uma explosão nuclear, ficando limitados ao arrebentamento do explosivo convencional que o integra ou à simples liberação de material radioativo para o ambiente por mecanismos não explosivos.



Figura 2.10 – Esquema representando o acionamento de um RDD.
(https://www.cdc.gov/nceh/multimedia/infographics/dirty_bomb_radiological_dispersal_device.html)

c) Risco radiológico

No contexto deste estudo, risco se refere à chance de efeitos adversos à saúde humana ocorrerem após exposição radiológica ambiental. O risco radiológico é tratado de forma específica e aplicado como elemento de construção da avaliação da resiliência de uma zona urbana de interesse. Ao aplicar o conceito de risco como elemento de avaliação da resiliência se tem a oportunidade de adaptação do modelo a outras populações e cenários. O risco radiológico é tomado como uma expressão da susceptibilidade ao desenvolvimento de alguma morbidade associada à exposição radiológica ambiental. A percepção e avaliação dos riscos envolvidos é um possível pré-requisito para a tomada de decisões (TILL; GROGAN, 2008). Neste estudo o risco radiológico é tomado em duas perspectivas principais: (a) epidemiológica, com o suporte das equações dos comitês BEIR V e VII (*Biological Effects of Ionizing Radiation*) (HIGSON, 2005; IAEA, 1990) descritos em mais detalhes posteriormente no item 2.6 e (b) operacional, com base na ameaça radiológica iminente que é a dose equivalente efetiva total (do inglês, *total effective dose equivalent* - TEDE), já apresentada anteriormente, com consequências sobre o ambiente (exposição radiológica e contaminação) e sobre populações (efeitos somáticos e psicológicos).

2.6 Os modelos epidemiológicos BEIR V e VII

Modelos BEIR (*Biological Effects of Ionizing Radiation* V e VII) avaliam o risco radiológico à saúde humana por meio de funções matemáticas empíricas referentes à estimativa de risco para desenvolvimento de cânceres, assim como sua probabilidade de causalidade (PC). Tomam como princípio o *Life Span Study* (LSS), que é um estudo epidemiológico realizado a partir de dados provenientes do acompanhamento dos sobreviventes dos bombardeios no Japão ao final da 2^a Guerra Mundial. Estimativas de riscos para cânceres radioinduzidos tem sido objeto de atenção por várias organizações internacionais (BRENNER; SUGIYAMA; PRESTON; SAKATA *et al.*, 2020). O valor desses modelos estatístico-epidemiológicos para a tomada de decisão reside na possibilidade de modelar consequências sobre a saúde humana, paralelas àquelas que motivam decisões imediatas (efeitos estocásticos *vs* determinísticos). Em situações de crise, as decisões são tomadas normalmente num viés determinístico, ao menos na sua fase inicial. Assim, numa perspectiva imediata, consequências com base em modelos

estocásticos podem adicionar incertezas que injetam vieses nos processos de decisão. Por outro lado, um processo decisório pode ser visto em camadas espaço-temporais. As equações BEIR permitem flexibilidade na avaliação do risco radiológico por serem dependentes das variáveis sexo, idade e TEDE. Esta condição pode ser determinante para o estabelecimento de uma estratégia de resposta que inclua acompanhamento dos riscos radiológicos por grupos, promovendo melhor aplicação de recursos ao longo do tempo.

O documento BEIR V (IAEA, 1990) é a quinta edição de uma série de relatórios ou publicações do *national research council* (NRC). Essa publicação trata das consequências à saúde humana para exposição radiológica de corpo inteiro induzidos por altas doses (acima de 100 mSv) pelas radiações de baixa transferência linear de energia (*Low Linear Energy Transfer – Low LET*), como as radiações X e γ . O documento traz estimativas de riscos com base em análises estatísticas de resultados de estudos epidemiológicos quantitativos (IAEA, 1990). Os modelos para carcinogênese radioinduzida apresentados no documento BEIR V consideram a exposição humana de corpo inteiro à radiação ionizante de baixo LET, no intervalo de dose equivalente total efetiva de $0,1 < \text{TEDE} < 4 \text{ Sv}$. O limite superior de 4 Sv é considerado como a dose letal que leva uma população humana a 50% de óbitos em 30 dias ($\text{LD}_{50/30}$). O termo *excesso de risco relativo* (ERR) é utilizado de várias formas em estudos epidemiológicos. Em geral, ERR representa uma comparação do risco entre indivíduos expostos e não expostos (IAEA, 1996) para o desenvolvimento de uma morbidade específica. De acordo com esta definição e modelo, equações preditivas para o desenvolvimento de leucemia, de interesse específico deste estudo pelo curto período de latência que apresenta, em torno de 2,5 anos (METTLER, 2005), são aquelas apresentadas na tabela 2.3. O fator $r_0(a,s)$ é a taxa de referência para ocorrência natural da morbidade numa população para uma determinada idade (a) e sexo (s). Para fins de simplificação, seu valor foi considerado como 1 (unidade, elemento neutro da multiplicação).

Tabela 2.3 - Equações para leucemia BEIR V (IAEA, 1996), onde D é a dose de radiação (TEDE), $r_0(a,s)$ é a taxa básica para idade (a) e sexo (s), e é a idade (anos) na exposição, t é o tempo desde a exposição (anos), $\alpha_2 = 0,243 \text{ Sv}^{-1}$, $\alpha_3 = 0,271 \text{ Sv}^{-2}$, $\beta_1 = 4,885$, $\beta_2 = 2,380$, $\beta_3 = 2,367$, $\beta_4 = 1,638$.

Equação	Intervalo de validade	Equação
$r_0(a,s)[1 + (\alpha_2 D + \alpha_3 D^2) \exp(\beta_1)]$	$e \leq 20; t \leq 15$	2.9
$r_0(a,s)[1 + (\alpha_2 D + \alpha_3 D^2) \exp(\beta_2)]$	$e \leq 20; 15 < t \leq 20$	2.10
$r_0(a,s)[1 + (\alpha_2 D + \alpha_3 D^2)]$	$e \leq 20; t > 25$	2.11
$r_0(a,s)[1 + (\alpha_2 D + \alpha_3 D^2) \exp(\beta_3)]$	$e > 20; t \leq 25$	2.12
$r_0(a,s)[1 + (\alpha_2 D + \alpha_3 D^2) \exp(\beta_4)]$	$e > 20; 25 < t \leq 30$	2.13
$r_0(a,s)[1 + (\alpha_2 D + \alpha_3 D^2)]$	$e > 20; t > 30$	2.14

O documento BEIR VII apresenta as mais atualizadas estimativas de riscos para desenvolvimento de câncer radioinduzido devido à exposição a baixas doses de radiação ionizante. O BEIR VII limita como baixas doses valores no intervalo $1 \text{ mSv} < \text{TEDE} < 100 \text{ mSv}$ ($0,1 \text{ Sv}$) para radiações de baixo LET (NRC, 2006). O documento apresenta sistemática análise dos efeitos à saúde humana devido à exposição a baixos níveis de radiação de baixo LET. Além disso, dá suporte a um modelo de risco linear sem limiar (*linear no-threshold* - LNT), em que o risco de câncer se dá de maneira linear em doses inferiores, sem um limiar de dose. Entretanto, a grande contribuição do BEIR VII tem sido relacionada ao desenvolvimento de metodologias que permitam estimar os riscos de incidência e de mortalidade para câncer, considerando a dose, o sexo e a idade no momento da exposição. Neste estudo a equação 2.15 do modelo de leucemia BEIR VII (NRC, 2006) é aplicada para estimar o risco de desenvolvimento de leucemia para TEDE $< 100 \text{ mSv}$.

$$ERR(D, t, e, s) = \beta_s(D + \theta D) \exp \left[\gamma e^* + \delta \log \left(\frac{t}{25} \right) + \varphi e^* \log \left(\frac{t}{25} \right) \right] \quad 2.15$$

onde ERR é o excesso de risco relativo, em função da TEDE, latência (t , anos), idade em que um indivíduo foi exposto (e , anos) e sexo do indivíduo; β_s é o risco relativo (RR) em função da latência, idade de exposição e sexo, por simplificação tomado como a unidade. O termo é tomado como $e^* = 0$ para $e > 30$ (e é a idade de exposição, em anos); β_M

(1,1/Sv) e β_F (1,2/Sv) representam o ERR/Sv, para exposição aos 30 anos ou mais de idade, até 25 anos após a exposição para o sexo masculino (M) e feminino (F) respectivamente. Os coeficientes γ , θ , φ e δ são considerados -0,40/década, 0,87/Sv, 0,42 e -0,48, respectivamente (NRC, 2006).

2.7 A simulação computacional de eventos radiológicos e nucleares

Por tratar um problema complexo e multidisciplinar, a simulação computacional aplicada aos eventos de natureza radiológica e nuclear pode ser realizada de diferentes maneiras e também com diferentes objetivos. Há cientistas que preferem uma abordagem intrínseca da dispersão do contaminante, buscando compreender a interação de objetos do cenário com o campo de radiação (MICHAEL DILLON; JAVE KANE; JOHN NASSTROM; STEVE HOMANN *et al.*, 2016). Outros dedicam-se à observação dos efeitos sobre populações humanas e equilíbrio ecológico (ANDRADE; SOUZA; CAMERINI; ALVES *et al.*, 2018; PRLIC; MOSTECAK; MIHIC; VEINOVIC *et al.*, 2017; ZINGER; COPPLESTONE; HOWARD, 2008) e infraestrutura crítica urbana (ANDRADE; REIS; ALVES; ALVES *et al.*, 2020; LI; TANG; MA; JIA *et al.*, 2015; ROPEIK, 2018), dentre outros aspectos. Dessa forma, a aplicação de diferentes modelos matemáticos que oferecem diferentes perspectivas para solução de um problema é uma característica de estudos multi- e interdisciplinares.

Modelos matemáticos são representações abstratas de processos reais. Para a realização deste estudo em especial, o caráter conservador (pessimista) do modelo torna-se necessário, haja vista o estudo propor um método para avaliar a resiliência ou capacidade de uma zona urbana de suportar situações adversas. Uma perspectiva conservadora exigiria maior rigor da estratégia de decisão, o que pode resultar em maior reserva dos recursos disponíveis para enfrentar a situação.

A forma de liberação do material radioativo na atmosfera é relevante. Vários são os modelos que consideram e estudam modos de liberação atmosférica de material contaminante e sua propagação no espaço. De forma geral, os modelos matemáticos utilizados para estudos de dispersão atmosférica podem ser classificados segundo as perspectivas Euleriana e Lagrangeana, sendo a utilização de uma determinada classe de modelo dependente da complexidade do problema a ser tratado e dos objetivos do estudo. Na perspectiva Euleriana, a dispersão é estudada em termos de uma equação diferencial para conservação de massa, a qual é resolvida em um domínio fixo no espaço-tempo

(LAGZI; KÁRMÁN; TURÁNYI; TOMLIN *et al.*, 2004). Já no modelo Lagrangeano, a trajetória de cada partícula em dispersão representa um ponto de interesse em um campo turbulento, caracterizado por condições iniciais e vínculos físicos específicos (RAKESH; VENKATESAN; HEDDE; ROUBIN *et al.*, 2015). A diferença básica entre as abordagens é que os sistemas Eulerianos operam em um sistema de referência fixo, enquanto que os modelos Lagrangeanos seguem o movimento médio das partículas em movimento.

Para aplicação a sistemas nos quais haja conservação de massa em processos equilibrados, o modelo gaussiano torna-se uma alternativa adequada (ALVES; CASTRO; STENDERS; SILVA *et al.*, 2019; ANDRADE; SOUZA; CAMERINI; ALVES *et al.*, 2018; HOMANN, 2019). Simulações que sejam conduzidas sob este modelo costumam ser mais rápidas pelo menor esforço computacional, a despeito dos erros sobre os valores finais das variáveis em estudo serem maiores. Apesar de suas limitações a aplicação do modelo gaussiano ainda se torna atraente quando se deseja rapidez, sendo ferramenta adequada para situações de crise no suporte às decisões iniciais, tipicamente dentro das cem (100) primeiras horas a partir da detecção do primeiro evento de liberação.

a) *HotSpot Health Physics Codes e modelo de liberação gaussiano*

O código HotSpot Health Physics é desenvolvido pelo laboratório americano *Lawrence Livermore National Laboratory* - LLNL e foi concebido para prover uma ferramenta metodológica computacional, rápida e portátil, para avaliar incidentes envolvendo liberação de material radioativo para o meio ambiente (HOMANN, 2019). O HotSpot apresenta um modelo conservador para estimar a dose e a concentração de radionuclídeos provenientes da liberação para a atmosfera (SHIN; KIM, 2009). O código utiliza um modelo semiempírico gaussiano para calcular a dispersão do material radioativo à medida que este se desloca com os ventos sobre a área impactada.

O HotSpot oferece quatro programas gerais: (1) Pluma, (2) Explosão, (3) Fogo e (4) Ressuspensão, que estimam o impacto da liberação do material radioativo para o meio ambiente (HOMANN, 2019). O programa ainda trata especificamente do espalhamento de plutônio e urânio podendo realizar uma avaliação inicial de incidentes envolvendo armas nucleares. Conta ainda com um pacote especial (Explosão Nuclear) que estima os efeitos de um acionamento de um dispositivo nuclear improvisado (*improvised nuclear device* – IND) ou arma nuclear. Isso inclui os efeitos imediatos (nêutrons e gama, onda

de choque e térmica) e informações da pluma de contaminação. A interação com o operador é feita por intermédio de telas amigáveis com informações a serem preenchidas ou selecionadas de forma simples. As figuras 2.11 a 2.16 apresentam as telas de interface principais do programa.

É interessante que se note que o HotSpot é bastante intuitivo e oferece uma interface amigável ao usuário, que deve seguir a rotina da esquerda para a direita seguindo a sequência das abas oferecidas. Cada decisão tomada na construção do cenário fica registrada e é organizada nas tabelas de saída disponível na aba *output*, conforme pode ser verificado nas figuras que apresentam a interface.

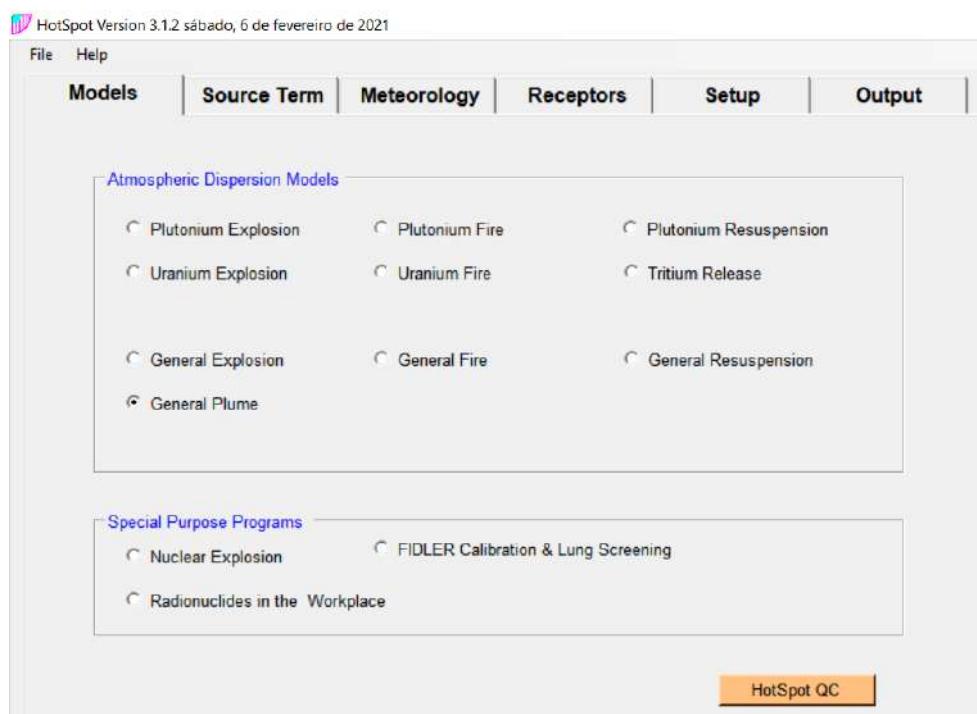


Figura 2.11 – Tela inicial com os modelos disponíveis.

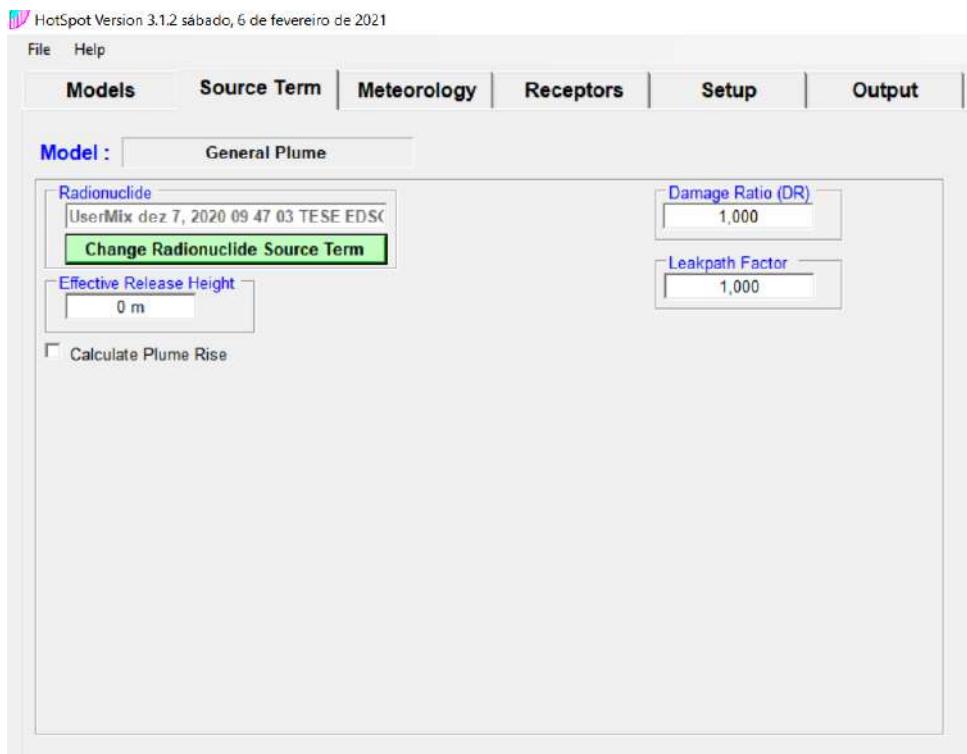


Figura 2.12 – Tela de entrada de dados do termo-fonte.



Figura 2.13 – Tela de seleção de dados meteorológicos.

HotSpot Version 3.1.2 sábado, 6 de fevereiro de 2021

File Help

Models | Source Term | Meteorology | Receptors | Setup | Output

10-meter Wind Speed: 3,00 m/s Display Wind Chart Selected Stability Class A

Wind Direction: 270 Wind from the West

Atmospheric Stability
Enter Solar Information - or - Enter the Actual Stability

Sun High in the sky A - Very unstable
 Sun Low in the sky or cloudy B - Moderately unstable
 Night C - Slightly unstable
 D - Neutral
 E - Slightly stable
 F - Moderately stable
 G - Special nighttime (low wind)

Figura 2.14 – Tela de seleção de localização de receptores.

HotSpot Version 3.1.2 sábado, 6 de fevereiro de 2021

File Help

Models | Source Term | Meteorology | Receptors | Setup | Output

Terrain
 Standard/Rural (Conservative)
 Input Surface Roughness
 City/Metropolitan Area

Wind Input Height: 10 meters Source Geometry
 Simple Complex

Sample Time: 10 min Radiological Units
 Classic (rem, rad, Ci)
 SI (Sievert, Gray, Bq)

Distance Units
 Metric English

Mixing Layer
 Enable Inversion Non-respirable Deposition Velocity
 8 cm/sec

Non-respirable Deposition Velocity: 8 cm/sec Wet Deposition
 Enable Rainout

Explosion Model ARF Distribution
 Default HotSpot Vertical ARF
 Change/View ARF Distribution Holdup Time
 0 min DCF Library
 FGR 11 FGR 13

Ground Shine & Resuspension
 Include Ground Shine (Weathering Correction Factor : None)
 Include Resuspension (Resuspension If checked, all output dose data will include Ground Shine for the indicated exposure duration.)
 Exposure Time: (Start: 0,00 days; Duration: 4,00 days)
 Change Exposure Parameters options

Contours
TEDE (Sy)

Inner	0,70
Middle	0,10
Outer	0,05

Deposition (kBq/m2)

Inner	100,00
Middle	50,00
Outer	1,00

 Color Options Breathing Rate
 3,33E-04 m3/s

Figura 2.15 – Tela para se customizar os relatórios e mapas de saída.

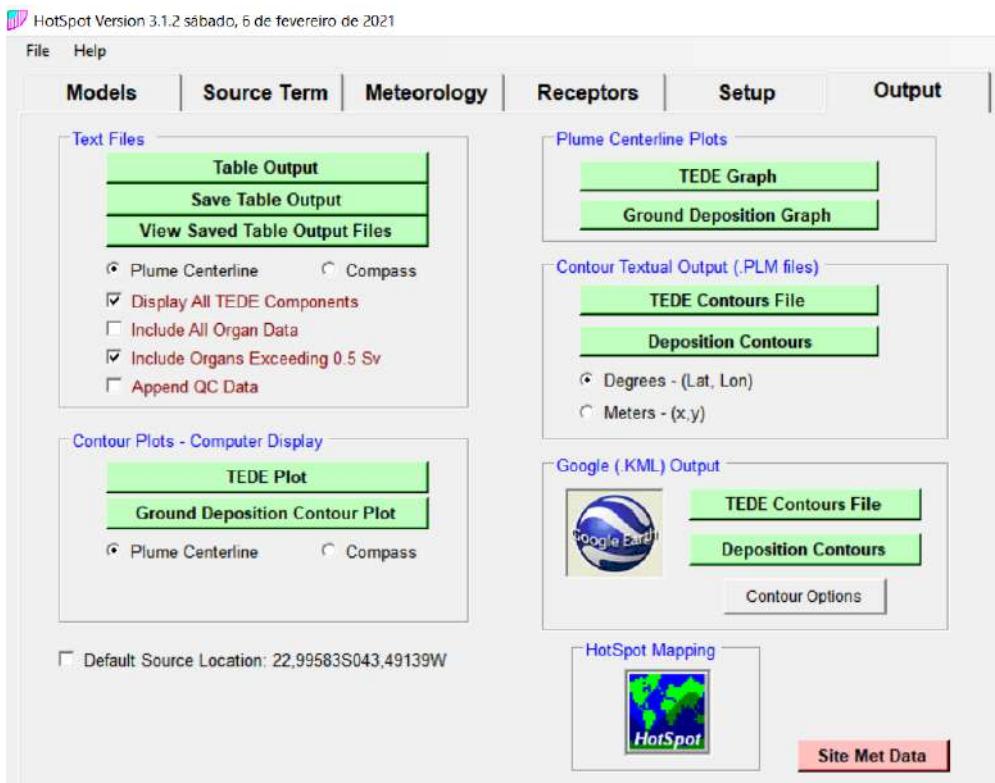


Figura 2.16– Tela de solicitação de dados de saída.

As figuras 2.17 e 2.18 apresentam exemplo da organização típica dos dados calculados pelo HotSpot de acordo com as escolhas para o desenho do evento. São geradas como tabelas resposta do modelo simulado.

A figura 2.17 mostra um resumo dos dados de entrada escolhidos pelo usuário enquanto que a figura 2.18 apresenta resultados calculados para o evento simulado. Os dados de saída apresentados pela tabela 2.18 são o conjunto universo de dados de entrada do código RESRAD-RDD neste estudo. Estes arquivos adquirem importância pelo fato de serem o registro dos passos dados na simulação do evento desde a primeira tela de entrada de dados.

 MIXTURE REACTOR PG A.TXT - Bloco de Notas
Arquivo Editar Formatar Exibir Ajuda
HotSpot Version 3.1.2 General Plume
dez 7, 2020 16:45:06

Source Term : UserMix dez 7, 2020 09 47 03 TESE EDSON.mix (Mixture Scale Factor = 1,0000E+00)
Physical Stack Height : 0,0 m
Stack Exit Velocity : 0,00 m/s
Stack Diameter : 0,0 m
Stack Effluent Temp. : 0,0 deg C
Air Temperature : 0,0 deg C
Effective Release Height : 0,00 m
Wind Speed (h=10 m) : 3,00 m/s
Wind Speed (h=H-eff) : 2,36 m/s
Stability Class (city) : A
Receptor Height : 1,5 m
Inversion Layer Height : None
Sample Time : 10,000 min
Breathing Rate : 3,33E-04 m³/sec
Distance Coordinates : All distances are on the Plume Centerline

Maximum Dose Distance : 0,010 km
Maximum TEDE : 2,02E+02 Sv
Inner Contour Dose : 0,700 Sv
Middle Contour Dose : 0,100 Sv
Outer Contour Dose : 0,050 Sv
Exceeds Inner Dose Out To : 0,17 km
Exceeds Middle Dose Out To : 0,43 km
Exceeds Outer Dose Out To : 0,60 km

Include Plume Passage Inhalation and Submersion
Include Ground Shine (Weathering Correction Factor : None)
Include Resuspension (Resuspension Factor : Maxwell-Anspaugh)
Exposure Window:(Start: 0,00 days; Duration: 4,00 days) [100% stay time].

Figura 2.17 – Resumo dos dados de entrada do HotSpot na tabela de saída da simulação.

 MIXTURE REACTOR PG A.TXT - Bloco de Notas
Arquivo Editar Formatar Exibir Ajuda

DISTANCE km	T E D E (Sv)	RESPIRABLE		GROUND SURFACE (kBq/m ²)	GROUND SHINE (Sv/hr)	ARRIVAL TIME (hour:min)
		TIME-INTEGRATED AIR CONCENTRATION (Bq·sec)/m ³	DEPOSITION			
0,030	2,5E+01	2,2E+14	6,9E+08	2,0E+00	<00:01	

Target Organ Committed Dose Equivalent (Sv), at Location 0,030 km

Skin.....[5,8E+01]	Lung.....[2,1E+01]	thyroid.....[2,6E+02]
Surface Bone.[2,7E+01]	Red Marrow...[1,6E+01]	Liver.....[1,5E+01]
Spleen.....[1,5E+01]	Ovaries.....[1,4E+01]	Adrenals.....[1,4E+01]
Breast.....[1,8E+01]	Stomach Wall.[1,6E+01]	SI Wall.....[1,4E+01]
ULI Wall.....[1,5E+01]	LLI Wall.....[1,5E+01]	Bladder Wall.[1,5E+01]
Thymus.....[1,6E+01]	Esophagus....[1,4E+01]	Muscle.....[1,7E+01]
Kidneys.....[1,5E+01]	Testes.....[1,7E+01]	Uterus.....[1,4E+01]
Pancreas.....[1,4E+01]	Brain.....[1,6E+01]	

Inhalation : 8,10E+00 (Plume Passage)
Submersion : 9,82E+00 (Plume Passage)
Ground Shine: 7,02E+00
Resuspension: 4,32E-02

Figura 2.18 – Exemplo de resultados calculados para o evento simulado no HotSpot na tabela de saída da simulação.

O evento de liberação de material radioativo para o meio ambiente se apresenta com severa dependência das condições de estabilidade atmosférica local (classes de Pasquill-Gifford), enquanto a modelagem que se utiliza requer menor computação de dados. O HotSpot vem sendo utilizado por conta da interpretação simples que fornece, incluindo elementos adequados para uma primeira aproximação da descrição do evento e suporte à tomada de decisão. O HotSpot considera como parâmetros principais (HOMANN, 2019): **(a)** modelo de dispersão atmosférica; **(b)** condições meteorológicas; **(c)** termo-fonte (material radioativo) e volume da pluma, e **(e)** tempo (amostragem e exposição). O código utiliza um modelo de dispersão gaussiano. A equação do modelo estima a concentração atmosférica integrada no tempo de um gás ou aerossol, em qualquer ponto do espaço, de acordo com a equação 2.16.

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \exp\left[-\frac{\lambda x}{u}\right] DF(x) \quad 2.16$$

onde C é a concentração ($\text{Bq}\cdot\text{s}/(\text{m}^3)$), Q é a atividade da fonte de radiação (Bq), H é a altura de liberação efetiva (m), λ é o fator físico de decaimento radioativo (s^{-1}), x , y e z estão relacionados com o vento a favor, vento cruzado e distância vertical (m), σ_y e σ_z representam os desvios padrão da distribuição de concentração nas direções horizontal e vertical (m), u é a velocidade média do vento na altura efetiva de liberação (m/s) e $DF(x)$ é o fator de depleção da pluma de contaminação radioativa (HOMANN, 2019).

O código HotSpot seleciona automaticamente a classe de estabilidade atmosférica com base no valor fornecido para a velocidade do vento, considerando a insolação a 2 m do solo (ver Tabela 2.4). Objetivamente, a insolação é determinada com base na posição do sol, sendo originalmente considerada como alta no valor de 700 W/m^2 e baixa no valor de 420 W/m^2 (PASQUILL, 1961). As seis classes de estabilidade Pasquill-Gifford (A a F) são baseadas em cinco categorias de insolação (radiação solar) propostas por Turner (TURNER, 1994). O HotSpot considera a velocidade do vento e a classe de estabilidade atmosférica local, que depende da diferença de temperatura entre um determinado volume de ar e seu entorno (HOMANN, 2019). O desvio padrão (σ_θ) para a inclinação do vento (em radianos) descreve a variabilidade da direção do vento, sendo calculado na direção

de propagação da pluma. O parâmetro σ_θ é a principal variável utilizada para categorizar as classes de estabilidade atmosférica de acordo com os seguintes critérios, que são na verdade as classes de Pasquill-Gifford: (A) extremamente instável ($\sigma_\theta = 25^\circ$), (B) moderadamente instável ($\sigma_\theta = 20^\circ$), (C) ligeiramente instável ($\sigma_\theta = 15^\circ$), (D) neutro ($\sigma_\theta = 10^\circ$), (E) ligeiramente estável ($\sigma_\theta = 5^\circ$), e (F) moderadamente estável ($\sigma_\theta = 2,5^\circ$) (HUNTER, 2012; PASQUILL, 1961).

Na simulação realizada com o programa HotSpot, o indivíduo permanece na mesma localização (dentro da região delimitada pelos eixos x , y e z) enquanto ocorre a passagem da pluma. Considera-se também que a liberação do material radioativo ocorre durante 10 minutos (HOMANN, 2019). Os estados gerais da camada superficial atmosférica onde ocorre a dispersão do material particulado, comparativamente ao deslocamento vertical das camadas, foram classificadas por Pasquill como instável, neutra e estável (PASQUILL, 1961). O HotSpot considera a velocidade do vento e a estabilidade atmosférica local como variáveis plenas na simulação gaussiana. A estabilidade atmosférica depende da diferença de temperatura entre um pacote de ar e sua vizinhança (DI GIOVANNI, 2014), variando segundo as características específicas do descolamento vertical adiabático dessa massa de ar (HOMANN, 2019; HOVEN, 1968; PASQUILL, 1961). A estabilidade atmosférica é então dividida por Pasquill (PASQUILL, 1961) em 6 (seis) classes de estabilidade de A até F, de acordo com a velocidade do vento e hora do dia (insolação). Na década de 1970, Gifford sugeriu valores modificados de σ_y e σ_z para uso com as categorias originais de estabilidade de Pasquill (GIFFORD, 1976), dando origem a notação de classes de estabilidade Pasquill-Gifford. O HotSpot seleciona automaticamente a classe de estabilidade atmosférica em função das entradas de velocidade do vento e quantidade de insolação a 2 m de altura. Esta classificação pode ser observada na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Condições meteorológicas para classificação da estabilidade atmosférica de categorias de A a F utilizadas no HotSpot (HOMANN, 2019).

Velocidade do vento (m/s)	Alta insolação	Baixa insolação	Noturno
< 2	A	B	F
2 – 3	A	C	E
3 – 4	B	C	D
4 – 6	C	D	D
> 6	C	D	D

As equações para cálculo do desvio-padrão da distribuição gaussiana na direção do vento são representativas da pluma ao longo de um período de tempo de 10 minutos (por *default* no HotSpot). Esse tempo médio é definido como tempo de amostragem da simulação (HOMANN, 2019). O modelo gaussiano de dispersão requer a velocidade do vento em uma altura H , que é a altura de liberação efetiva. A velocidade do vento normalmente se refere a uma altura de 10 m, o *software* utiliza uma modelagem matemática para ajustar a velocidade do vento à altura de liberação real indicada. A equação de ajuste é expressa matematicamente como apresentado na equação 2.17 (HOMANN, 2019).

$$u(H) = u(z) \left(\frac{H}{z} \right)^p \quad 2.17$$

onde $u(z)$ é a velocidade do vento (m/s) na altura de referência $z(m)$, H é a altura efetiva de liberação (m), $u(H)$ é a velocidade do vento na altura H e p é o fator de ajuste conforme apresentado na Tabela 2.5.

A altura de liberação ganha relevância em ambientes urbanos, por conta das estruturas mais altas que preenchem o ambiente. Estudo relacionado a este tópico especial foi desenvolvido por Alves e colaboradores (ALVES; CASTRO; STENDERS; SILVA *et al.*, 2019), apresentando boa argumentação a respeito da condição de vulnerabilidade dos indivíduos dentro das áreas de risco como função da sua posição (em elevação) em relação ao solo.

Tabela 2.5 - Fator exponencial p usado pelo HotSpot para cálculo da velocidade do vento em função da altura de liberação (HOMANN, 2019).

Classe de Estabilidade (PG)	A	B	C	D	E	F
Fator Exponencial p (terreno padrão)	0,07	0,07	0,10	0,15	0,35	0,55
Fator Exponencial p (terreno urbano)	0,15	0,15	0,20	0,25	0,40	0,60

Depleção da pluma - deposição seca

Gases, vapores e particulados são depositados na superfície por processos de difusão e podem permanecer no solo por tempo indeterminado. Esse processo é chamado de deposição seca, sendo a velocidade efetiva de deposição calculada pela razão do fluxo de deposição [$\mu\text{Ci}/(\text{cm}^2 \cdot \text{s})$] e a concentração volumétrica no ar próximo à superfície [$\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$]. A pluma se esgota quando o material é depositado totalmente no solo. O HotSpot corrige esta perda de material depositado como forma seca (HOMANN, 2019).

A quantidade de material sofre depleção com o aumento da distância do ponto de liberação. Esta depleção da pluma pode ser aproximada pela multiplicação do termo original por um fator fonte-depleção [$DF(x)$]. A avaliação deste fator de depleção foi descrita por Van der Hoven (HOVEN, 1968) e é apresentada na equação 2.18.

$$DF(x) = \left[\exp \int_0^x \frac{1}{\sigma_z \exp \left[\frac{1}{2} \left(\frac{H}{\sigma_z(x)} \right)^2 \right]} dx \right]^{-\frac{v}{u\sqrt{\pi}}} \quad 2.18$$

onde $DF(x)$ é o fator de depleção (adimensional), x é a distância na direção do vento (m), v é a velocidade de deposição (cm/s), u é a velocidade média do vento (m/s), H é a altura efetiva de liberação, $\sigma_z(x)$ é o desvio-padrão da concentração na direção vertical (eixo z).

Para a maioria dos materiais, pode-se assumir um valor de velocidade de deposição seca em torno de 0,3 cm/s e o fluxo de deposição seca na superfície pode ser considerado igual à velocidade de deposição seca multiplicada pela concentração (HANNA; BRITTER, 2002). No HotSpot, são utilizadas duas metodologias de velocidade de deposição: (a) uma velocidade de deposição para partículas respiráveis (diâmetro aerodinâmico $< 10 \mu\text{m}$) e (b) para partículas não respiráveis (diâmetro aerodinâmico $> 10 \mu\text{m}$). Os valores de *default* para essas velocidades são: (a) respirável (0,3 cm/s) e (b) não respirável (8,0 cm/s) (HOMANN, 2019). É importante ressaltar que uma partícula respirável é aquela que pode participar e interferir nas reações típicas dos processos de respiração celular, enquanto que uma partícula que apenas pode adentrar vias aéreas é denominada inalável. Este estudo considera a deposição seca como modelo de depleção.

Depleção da pluma - deposição úmida

Embora a deposição úmida possa ser considerada em dois compartimentos (dentro e abaixo da pluma), no HotSpot eles são inseridos em um único processo e os efeitos da precipitação serão modelados como se apresenta na equação 2.19.

$$C'(x, y, z) = C(x, y, z)e^{-\Lambda x/u} \quad 2.19$$

onde C' é a concentração em Ci/m³, Λ é o coeficiente de lavagem em s^{-1} , e u é a velocidade média do vento em m/s.

Depleção geral da pluma - deposição no solo

O material radioativo que é depositado no solo deverá contribuir significativamente para a exposição da população (*ground shine*), principalmente pela via de exposição externa. Os fatores de correção de dose utilizados pelo HotSpot consideram o solo perfeitamente liso, desprezando possíveis efeitos da rugosidade (GERARD G., 2000). Há dois algoritmos implementados pelo software para a correção da influência do solo nos cálculos de dose e deposição do material contaminante. Os modelos utilizados pelo HotSpot (*WASH 1400* e *Likhtarev*) são apresentados nas equações 2.20 e 2.21. Podem ser escolhidos de acordo com a necessidade ou tipo de estudo que esteja sendo conduzido.

Modelo *WASH 1400* (*weathering correction factor* – WCF) (UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION, 1975)

$$WCF = GRF [0,63e^{-(1,13t)} + 0,37e^{-(0,0078t)}] \quad 2.20$$

onde t é o tempo em anos após a contaminação, e *GRF* (*Ground roughness correction factor*) é o fator de correção de rugosidade do solo, admitido no HotSpot por *default* como 0,7 (BURNS, 1980).

Modelo *Likhtarev*:

$$WCF = GRF [0,4e^{-(0,46t)} + 0,6e^{-(0,014t)}] \quad 2.21$$

onde t é o tempo em anos após a contaminação, e GRF (*ground roughness correction factor*) é o fator de correção de rugosidade do solo, em que o *default* é 0,7, sendo adimensional (LIKHTAREV; KOVGAN; JACOB; ANSPAUGH, 2002).

Ressuspensão

O fator de ressuspensão é definido como a razão entre a concentração do contaminante no ar e sua concentração no solo. Para aplicação no HotSpot, ele deve ser determinado utilizando medidas da contaminação do solo (Ci/m^2) e da concentração do radionuclídeo em um volume de ar (Ci/m^3) acima do local de medição do solo (HOMANN, 2019). O valor do fator de ressuspensão (RF), é determinado a uma 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 pela equação 2.15. Neste estudo as velocidades foram consideradas como 3 m/s.

$$RF(u) = RF \left(\frac{u}{3} \right)^2 \quad 2.22$$

onde RF é o fator de ajuste e u é a velocidade do vento.

Fatores de conversão de dose utilizados pelo HotSpot

O programa utiliza as metodologias de dosimetria da radiação recomendadas pela *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) (ICRP, 1991), para conversão da dose dos indivíduos que permanecerem no mesmo local, na direção do vento, determinada em função do tempo de liberação do material radioativo. O código HotSpot versão 3.1.2 (utilizada neste trabalho) calcula a TEDE por meio da soma das vias de exposição: **(a)** inalação, **(b)** submersão, **(c)** ressuspensão e **(d)** deposição, utilizando valores de coeficientes de dose informados em documentos do *Federal Guidance Report* (FGR) 11 (ECKERMAN; WOLBARST; RICHARDSON, 1988), o qual também fornece

os valores limites para ingestão de radionuclídeos e concentração de ar e fatores de conversão de dose para inalação, submersão e ingestão. Esses dados baseiam-se nos modelos dosimétricos da ICRP-30 (1981), FGR 12 atualizada pela FGR 15 (BELLAMY; DEWJI; LEGGETT; HILLER *et al.*, 2018), a qual fornece coeficientes de dose para a exposição externa a radionuclídeos em ar, água ou solo (BOYD; NELSON, 2020), e coeficientes de dose utilizando a ICRP-66 (1994) (HARLEY; FISENNE; ROBBINS, 2012) e metodologias da ICRP-60/70 (1991) (BOYD; NELSON, 2020; HARDING, 1991; HARLEY; FISENNE; ROBBINS, 2012; HOMANN, 2019).

b) O código RESRAD-RDD

RESidual RADioactive material (RESRAD) – Radiological Dispersive Device (RESRAD-RDD) é um modelo computacional utilizado para estimativa de doses de radiação e risco, envolvendo materiais radioativos. A família RESRAD começou a ser desenvolvida em 1980 pelo laboratório Argone (*Argonne National Laboratory*) e é patrocinada pelo Departamento de Energia dos EUA (DoE). Seu modelo foi validado internacionalmente pela Agência Internacional de Energia Atômica – IAEA EMRAS II em 2010, sendo recomendado pelo Guia de Ações Protetoras PAG's (*Protective Action Guides And Planning Guidance For Radiological Incidents*) (EPA, 2017) e (EPA PAG Manual; EPA 400-R-92-001) no apoio a decisões sobre as ações que devem ser tomadas para proteger o público e trabalhadores de resposta à emergência. Mais especificamente, o RESRAD-RDD facilita a aplicação das diretrizes operacionais desenvolvidas para resposta a um incidente envolvendo um dispositivo de dispersão radiológica – RDD (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009).

As diretrizes operacionais (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009) são organizadas em sete grupos que geralmente são categorizados pela fase de resposta a emergências em que seriam implementadas ou utilizadas para fins de planejamento. Os grupos individuais são posteriormente categorizados em subgrupos, conforme apropriado. A Tabela 2.6 apresenta um resumo dos grupos e subgrupos abrangidos pelas diretrizes operacionais. O RESRAD-RDD utiliza um modelo de simulação e tratamento dos dados baseado em um modelo conceitual e parâmetros sensíveis que são brevemente introduzidos neste estudo. Maiores detalhes de funcionamento do software e suas aproximações teóricas podem ser encontradas tanto no trabalho conduzido por Kamboj e

colaboradores (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009) quanto no manual do RESRAD-RDD (YU, 2009).

O modelo conceitual desenvolvido para o RESRAD-RDD é aplicável principalmente a situações posteriores à exposição direta à pluma de contaminação radioativa simulada pelo HotSpot. Após o término da fase de exposição direta à pluma assume-se que as concentrações superficiais dos radionuclídeos dispersos são conhecidas (neste caso simuladas pelo HotSpot). O modelo foi projetado para oferecer flexibilidade e facilidade de aplicação em uma variedade de condições. Ele foi desenvolvido especificamente para a derivação de diretrizes operacionais e/ou tabelas de tempo de permanência para os vários grupos de resposta. Estes grupos incluem o grupo C, de interesse para este estudo por ser dirigido às infraestruturas críticas locais. O modelo assume que a liberação de material radioativo ocorreu ao ar livre e contaminou ruas e solos, paredes externas e tetos de edifícios assim como paredes internas e pisos de edifícios com material radioativo. O modelo considera taxas de concentração padrão entre ruas/solos e outras áreas contaminadas, leva em conta a mudança na concentração de superfície ao longo do tempo (inclui deterioração e desgaste) e usa um fator de ressuspensão dependente do tempo para calcular a concentração no ar.

Para derivar as diretrizes operacionais restritivas para cada grupo, diferentes receptores são considerados. Por receptores entende-se indivíduos ou objetos de interesse em localização específica no cenário. As doses devidas às diferentes vias de exposição e áreas contaminadas são adicionadas para compor a dose total para um receptor individual. O modelo considera que a contaminação da superfície resulta em exposição externa e ingestão inadvertida de partículas de poeira contaminadas depositadas nas superfícies. Também, a dose externa é corrigida por um fator que considera decaimento radioativo. De acordo com os cenários específicos desenvolvidos para vários grupos operacionais, são utilizadas diferentes dimensões para os edifícios comerciais/residenciais.

O modelo considera 13 (treze) vias de exposição para cada receptor: (1) exposição externa (*ground shine*) ao ar livre; (2) exposição externa a contaminantes nas paredes externas enquanto permanece dentro de casa; (3) exposição externa a contaminantes em telhados enquanto permanece dentro de casa; (4) exposição externa a contaminantes nas paredes internas enquanto permanece dentro de casa; (5) exposição externa a contaminantes em pisos internos enquanto permanece dentro de casa; (6) exposição externa a contaminantes nas ruas/solos enquanto permanece dentro de casa; (7) exposição por inalação ao permanecer ao ar livre (ressuspensão de contaminantes de ruas/solos

apenas); (8) exposição à inalação enquanto permanece dentro de casa (a contaminação do ar interno resulta tanto da contaminação do ar externo quanto da ressuspensão de contaminantes nos pisos internos); (9) submersão em ar contaminado enquanto permanece ao ar livre; (10) submersão em ar contaminado enquanto permanece dentro de casa; (11) ingestão de partículas de poeira nas ruas/solos enquanto permanece ao ar livre; (12) ingestão de partículas de poeira enquanto permanece dentro de casa (presume-se que sejam do chão ou das paredes, o que for mais conservador), e (13) inalação de radônio enquanto permanece dentro de casa.

As diretrizes gerais para cada grupo de diretrizes operacionais foram desenvolvidas com base em vários pressupostos e valores dos parâmetros correspondentes. Os parâmetros de cenário mais comuns e mais sensíveis considerados são: (1) fatores de ressuspensão interna e externa; (2) fator de multiplicação para ressuspensão ao ar livre, para contabilizar o tráfego de veículos; (3) taxa de ingestão de poeira; (4) duração da exposição interna/externa e duração em diferentes ambientes; (5) taxas de inalação interna/externa e (6) dimensões do edifício para exposição externa.

Os fatores de correção de intemperismo médios para diferentes radionuclídeos podem ser calculados para o primeiro e segundo ano, bem como para durações curtas (primeiros 4 dias, primeiras 2 semanas e 6 meses) de exposição. As metodologias de cálculos de dose consideram condições semelhantes ao HotSpot, contudo com maior rigor nas aproximações matemáticas, o que incrementa o caráter conservador da metodologia.

O modelo utilizado pelo RESRAD-RDD considera as seguintes vias de exposição para um receptor (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009): (1) externa (*ground shine*) a contaminantes nas ruas/solos enquanto ficar ao ar livre; itens 2 a 6, 8, 10, 12 e 13 referem-se a ambientes *indoor*, (2) externa a contaminantes nas paredes externas; (3) externa a contaminantes em telhados; (4) externa a contaminantes nas paredes internas; (5) externa a contaminantes em pisos internos; (6) externa a contaminantes nas ruas/solos; (7) por inalação ao permanecer ao ar livre (ressuspensão de contaminantes de ruas/solos apenas); (8) por inalação (a contaminação do ar interno resulta tanto da contaminação do ar externo quanto da ressuspensão de contaminantes nos pisos internos); (9) submersão em ar contaminado enquanto permanece ao ar livre; (10) Submersão em ar contaminado; (11) ingestão de partículas de poeira nas ruas/solos enquanto permanece ao ar livre; (12) ingestão de partículas de poeira (presume-se que sejam do chão ou paredes, o que for mais conservador) e (13) inalação de radônio.

Tabela 2.6 - Diretrizes operacionais: grupos e subgrupos, com destaque para o grupo C utilizado nas simulações deste estudo (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009).

Grupos		Subgrupos
A	Controle de acesso durante resposta de emergência e operações	1. medidas para salvar vidas e propriedades 2. identificação do trabalhador de emergência
B	Ação protetora de fase inicial	1. evacuação 2. abrigo
C	Relocação de áreas diferentes e críticas utilização de infraestrutura em áreas de relocação	1. áreas residenciais 2. áreas comerciais e industriais 3. outras áreas 4. hospitais e outras instalações de saúde 5. instalações críticas de transporte 6. instalações de água, esgoto, energia e combustível
D	Acesso temporário às áreas de relocação para atividades essenciais	1. acesso do trabalhador aos negócios para ações essenciais 2. acesso público às residências para recuperação de propriedade e animais de estimação
E	Transporte e vias de acesso	1. pontes 2. ruas e vias públicas
F	Liberação de propriedade e delimitação de áreas controladas	1. bens pessoais, exceto resíduos 2. resíduos e resíduos perigosos 3. bens imóveis, como terrenos e edifícios
G	Consumo de alimentos	1. diretrizes alimentares de fase inicial 2. diretrizes de solo da fase inicial 3. diretrizes de solo de fase intermediária 4. diretrizes de solo de fase intermediária a tardia

Essas diretrizes operacionais são destinadas às ações de proteção da fase inicial à intermediária da resposta. Elas são projetadas para aplicação também quando se decide realocar o público das áreas afetadas por um período prolongado de tempo. Os valores de triagem são fornecidos para delinear áreas que excedem os limites recomendados para relocação. Esses locais incluem áreas residenciais, áreas comerciais/industriais e outras, como parques, cemitérios e monumentos. As diretrizes operacionais do Grupo C também garantem que as instalações essenciais para o bem-estar público possam continuar a operar, se necessário. Tais instalações incluem hospitais, aeroportos, ferrovias e portos, instalações de água e esgoto e instalações de energia e combustível. As diretrizes operacionais são normalmente expressas como concentrações de contaminação do solo ou da superfície da via pública em pCi/m².

A primeira entrada exigida pelo RESRAD-RDD é a seleção de fatores de conversão de dose (*dose conversion factors* - DCF) conforme apresentado na figura 2.19. O usuário pode escolher os valores de DCF com base na ICRP 30 (ICRP publication 30, 1982) ou ICRP 60 (HARDING, 1991) para cálculo de dose. Por padrão, os DCF da ICRP 60 são aplicados. A figura 2.19 mostra a seleção de DCF, que também aparecerá nas telas subsequentes e pode ser modificado posteriormente. Os valores DCF são baseados na ICRP-30 ou ICRP-60 e podem ser visualizados clicando na tecla de comando *View DCF*. Existem sete grupos de diretrizes operacionais (Grupos A a G) conforme apresentado na figura 2.20 para escolha. Um grupo deve ser selecionado antes que os dados de entrada possam ser inseridos ou os resultados da orientação operacional/tempo de permanência possam ser visualizados. Os dados de entrada cuja necessidade de ajuste se apresente podem ser alterados pelos acessos nos comandos de tela apresentados na figura 2.20.

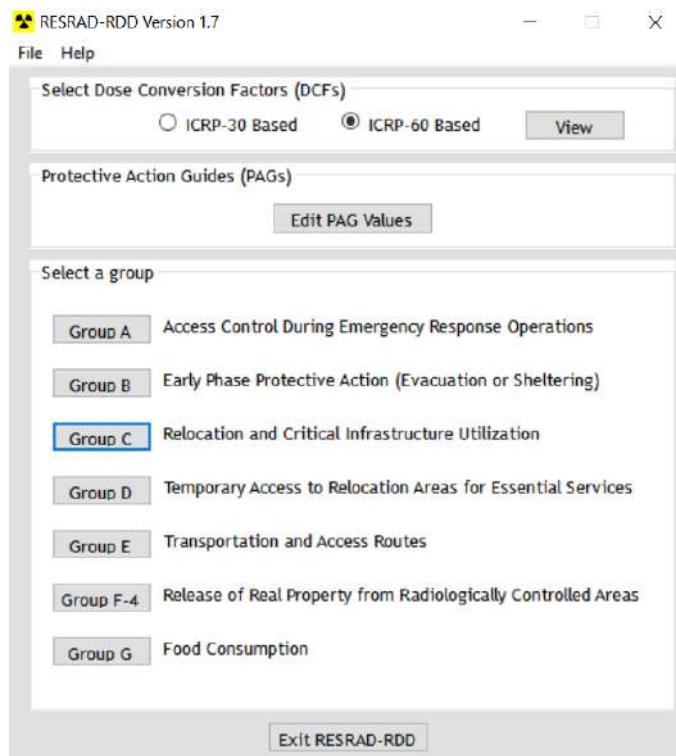


Figura 2.19 – Tela de seleção de grupo no código RESRAD-RDD.

A Tabela 2.7 apresenta as diretrizes operacionais mais restritivas derivadas para as diferentes infraestruturas críticas consideradas. Essas diretrizes devem ser utilizadas para comparação com as concentrações iniciais da superfície do solo medidas ou simuladas a partir da área impactada onde a infraestrutura crítica está localizada.

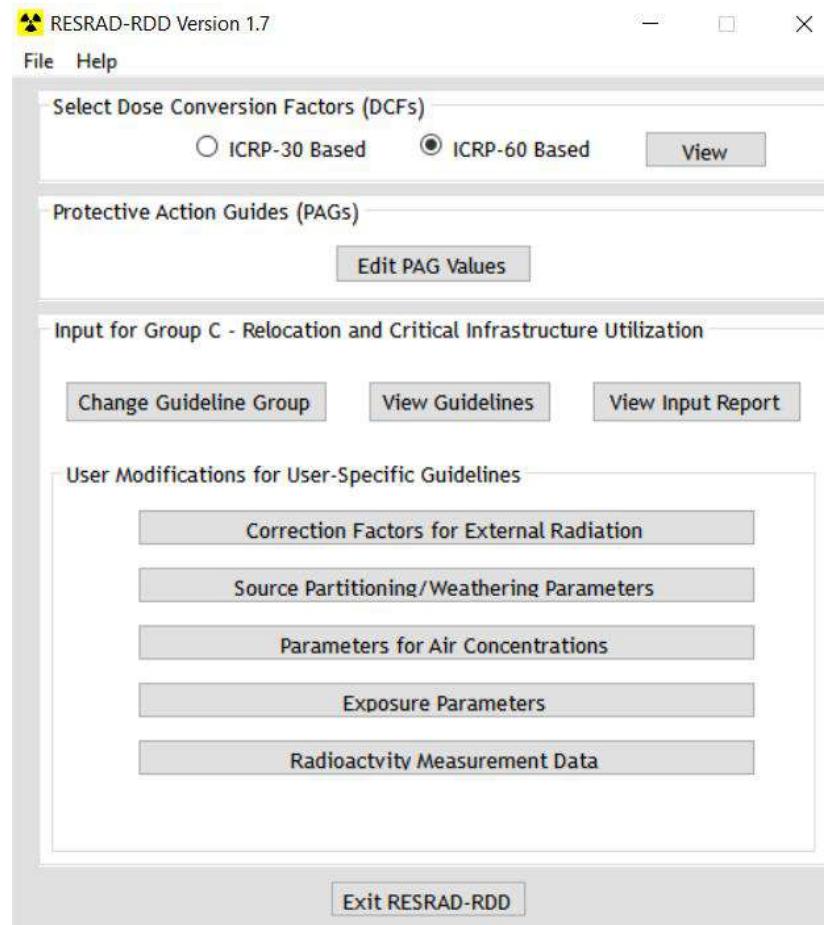


Figura 2.20 – Tela de seleção de dados de entrada para o grupo C no RESRAD-RDD.

Tabela 2.7 - Diretrizes operacionais (pCi/m^2) para interdição de infraestruturas críticas consideradas pelo RESRAD-RDD (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009).

Radionuclídeo	Interdição de infraestruturas críticas (pCi/m^2)
Am-241	2,23E+7
Cf-252	1,04E+8
Cm-244	3,75E+7
Co-60	2,48E+8
Cs-137	8,65E+8
Po-210	1,25E+8
Pu-238	1,94E+7
Pu-239	1,78E+7
Ra-226	1,04E+8
Sr-90	1,74E+9

2.8 Infraestrutura crítica, decisão e o ambiente urbano de resposta

Infraestrutura crítica pode ser definida como um conjunto de sistemas e ativos, sejam físicos ou virtuais, tão vitais que a destruição ou mesmo a incapacitação de tais estruturas teria impacto debilitante sobre a segurança física, pública, econômica, de saúde pública, ou qualquer combinação dessas (GOVERNMENT, 2001).

Quatro funções para garantia da vida urbana podem ser consideradas como essenciais e sua proteção pode garantir a resiliência do sistema (CISA, 2019): **(a)** transporte, **(b)** água, **(c)** energia e **(d)** comunicações. A confiabilidade das operações dessas estruturas é de tal forma crítica que a interrupção ou perda dessas funções ou de alguma delas, ainda que eventual e temporária, afetará de forma dramática a segurança e o estado de resiliência da infraestrutura crítica em vários setores ativos da sociedade. As conexões de interdependência entre os setores de uma estrutura urbana moderna tornam inevitável a instalação de rotinas de troca de informação, com vistas a ajustes em toda a rede de infraestrutura crítica. Sistemas de verificação, manutenção, reparo e acompanhamento devem se comunicar para que seja garantida a continuidade das operações urbanas e a prestação de serviços. Elencar os setores prioritários deve incluir a compreensão da interconectividade e interdependência das partes da infraestrutura, reconhecer as associações industriais existentes e se alinhar às funções e responsabilidades de supervisão das agências governamentais (CISA, 2019).

Nesta perspectiva, o conhecimento sobre as condições das infraestruturas críticas e suas funções e organização é fundamental para que se estabeleça os requisitos de sobrevivência do sistema, sua resiliência. No campo específico dos fenômenos da contaminação radioativa ambiental urbana, subsistemas adicionais podem ser considerados por conta dos efeitos psicológicos sobre humanos. Um exemplo é a segurança pública, que depende de todos os outros subsistemas e pode emergir como uma metaestrutura resiliente.

Diretrizes internacionais sobre estratégias para orientar a implementação de medidas corretivas após eventos radiológicos e nucleares foram desenvolvidas na trilha deixada pelo acidente de Chernobyl em 1986 (LIKHTAREV; KOVGAN; JACOB; ANSPAUGH, 2002). No entanto, após o evento de Fukushima em 2011, a agência internacional de energia atômica (IAEA) reconheceu que algumas áreas fundamentais ainda precisavam ser discutidas e melhoradas (ISAKSSON; RÄÄF, 2017). Essa discussão passa pelo estabelecimento de estratégias de decisão que dependem do nível de

consciência dos sistemas de defesa sobre a capacidade de resposta, avaliada pelo nível de resiliência, que podem incluir: (a) definição do papel das diversas organizações envolvidas, considerando-se que eventos radiológicos e nucleares demandam ações de várias agências, (b) desenvolvimento e manutenção de planos nacionais de emergência, especialmente para as partes afastadas da área imediata do incidente, (c) treinamento e preparação de pessoal, (d) capacidade de monitorar a contaminação ambiental urbana e de indivíduos do público, (e) desenvolver estratégias para comunicar eficientemente a situação radiológica e as medidas de proteção associadas, necessárias, contribuindo para melhor a percepção do risco, (f) considerar consequências não radiológicas.

2.9 População sob risco e o modelo de distribuição populacional de Clark

A avaliação da densidade urbana com apenas um centro financeiro (monocêntrica) tem recebido atenção, principalmente de pesquisadores voltados para geografia urbana e economia. A questão da distribuição populacional urbana, por sua complexidade, tem recebido atenção desde a década de 1950. O estudo clássico de Colin Clark (CLARK, 1951) gerou um extenso corpo de material que trata de implementações empíricas para uma ampla variedade de áreas metropolitanas e cidades, em diferentes países e em diferentes épocas (MARTORI; SURIÑACH, 2001). Com o objetivo de simplificar o estudo da densidade populacional urbana e facilitar o entendimento das comparações de seus resultados, duas hipóteses gerais foram propostas por Colin Clark (1951):

- (a) em todas as cidades, excluindo as áreas comercial e empresarial, existem regiões densamente povoadas, cuja densidade populacional diminui com o afastamento radial do centro financeiro, e
- (b) na maioria das cidades, com o passar do tempo, a densidade diminui nas áreas centrais e aumenta nas periferias, produzindo assim uma expansão territorial da cidade.

A primeira evidência empírica de que a densidade populacional diminui com o aumento da distância do centro financeiro da cidade (que se considera como sendo o centro do CBD – *Central Business District*) é creditada ao trabalho de Clark. A pesquisa científica, conduzida durante as duas primeiras décadas seguintes ao estudo desenvolvido por Clark, é caracterizada por um acúmulo de evidências empíricas adicionais, que

basicamente dão suporte a alguns modelos, mantendo na linha de frente o modelo clássico original desenvolvido por Clark (MARTORI; SURIÑACH, 2001).

O modelo desenvolvido por Colin Clark é o primeiro grande modelo de densidade populacional urbana. Estabeleceu que as densidades populacionais brutas fora da zona central do CBD podem ser descritas por uma curva exponencial, conforme apresentada pela equação 2.23.

$$\varphi(x) = A_0 e^{-bx} \quad 2.23$$

onde $\varphi(x)$ é a densidade populacional à distância x do CBD, A_0 é a densidade estimada no centro, b é um coeficiente estimado empiricamente, sendo e a base dos logaritmos naturais.

O número de indivíduos, $N(R)$, dentro de um raio, r , do centro da cidade, é

$$N(R) = \frac{2a\pi}{b^2} \{1 - e^{-br}(1 + br)\} \quad 2.24$$

onde b é a densidade central e a é o gradiente de densidade (CLARK, 1951).

O modelo de Clark foi aplicado a este estudo com objetivo de avaliar com maior acurácia o quantitativo populacional dentro de zonas preferenciais. O CBD é considerado neste trabalho como um ponto preferencial para liberação de material radioativo. A utilização do modelo de gradiente populacional de Clark em articulação com as simulações computacionais permite aplicar os resultados sobre populações potencialmente afetadas e efetuar comparações entre prognósticos.

2.10 Metodologia $4\pi^+$ para avaliação de resiliência

O termo resiliência é recente se considerada sua aplicação ao estudo de desastres em zonas urbanas. Normalmente o termo é dirigido à capacidade de resistir a eventos disruptivos numa perspectiva de atenção à saúde humana, incluindo até aspectos psicossociais (LEMYRE; CLÉMENT; CORNEIL; CRAIG *et al.*, 2005). Em uma abordagem mais geral é possível encontrar informações sobre ações militares para

defender territórios internos com vistas a reduzir danos sobre populações potencialmente afetadas por ações envolvendo explosivos e agentes químicos (BLAND; LOCKEY; DAVIES; KEHOE, 2006; DUARTE-DAVIDSON; ORFORD; WYKE; GRIFFITHS *et al.*, 2014).

Alertas sobre a necessidade de estudos relativos à montagem de infraestrutura de laboratório apropriada para apoiar comunidades em caso de eventos disruptivos de qualquer magnitude têm sido realizados. Os esforços incluem não apenas a abordagem de questões técnicas relacionadas aos melhores métodos disponíveis para contaminantes QBRNe, como também abordar os desafios de coordenação e administração de uma resposta efetiva (KAKO; HAMMAD; MITANI; ARBON, 2018; MAGNUSON; ERNST; GRIGGS; FITZ-JAMES *et al.*, 2014). Entretanto, raramente a abordagem se estende à resiliência de uma zona urbana para efetivamente suportar um evento disruptivo envolvendo contaminação por material radioativo.

Um importante documento complementar que trata o tema da organização para efetiva resposta e suporte em caso de eventos radiológicos e nucleares é o relatório NCRP nº 175, *tomada de decisão para recuperação de fase tardia de incidentes nucleares ou radiológicos*. Este documento fornece orientação sobre a tomada de decisões em caso de acidente nuclear grave, ato de terrorismo envolvendo um dispositivo de dispersão radiológica (RDD) ou um dispositivo nuclear improvisado (IND) (NISBET; CHEN, 2015). Entretanto, diferentemente deste estudo, o relatório considera as consequências de longo prazo da contaminação generalizada.

Ainda assim, o relatório é concluído com algumas recomendações às quais este estudo corresponde: **(a)** desenvolver estratégia nacional para promover a resiliência da comunidade para responder e se recuperar de incidentes nucleares ou radiológicos envolvendo contaminação generalizada; **(b)** gerenciar a contaminação generalizada com material radioativo; **(c)** garantir que o engajamento e o empoderamento das partes interessadas sustentem o processo de tomada de decisão, e **(d)** conduzir pesquisas para desenvolver novas tecnologias, métodos e estratégias que abordem a remediação da contaminação de áreas extensas. Neste sentido há recentes esforços para revisar e melhorar as estratégias que elevem os níveis de resiliência em situações radiológicas e nucleares como apontado no trabalho recente de revisão e acompanhamento realizado por Lipoti (LIPOTI; BENNETT, 2018).

Segurança urbana pode ser definida como a capacidade de reduzir riscos sobre infraestruturas críticas e população devidos a ameaças, que podem ser naturais ou

antropogênicas. Os meios para se atingir um estado de segurança aceitável passa pelo desenvolvimento de capacidades, tanto no campo físico objetivo quanto no ambiente virtual. Indo um pouco mais além e corroborando definição anterior, o conceito de resiliência pode ser definido como a habilidade de preparação e adaptação às mudanças (CISA, 2019; COLEMAN; BADER; KOERNER; HRDINA *et al.*, 2019). Assim, ser resiliente significa ser capaz de resistir e de se recuperar rapidamente após ser atingido por um evento disruptivo, não importando sua origem. Para que seja considerada resiliente, uma infraestrutura crítica deve ser robusta, ágil e versátil o suficiente para que possa se readaptar, antes de sucumbir, após ser atingida de forma disruptiva. Um forte programa de segurança e resiliência de infraestrutura crítica deve ser concebido, tendo seu suporte na colaboração e no compartilhamento de informações entre os diversos sistemas que compõem ou atendem a uma zona urbana (COLEMAN; BADER; KOERNER; HRDINA *et al.*, 2019).

Em uma situação disruptiva, a tomada de decisão normalmente se apoia em processos de seleção e comprometimento. Normalmente, algumas instâncias de decisão competem entre si para a escolha do melhor caminho na tomada de decisão e a realidade do contexto se degenera pela escolha de uma alternativa considerada melhor ou mais adequada ao conjunto de fatos enfrentados (NOORDERHAVEN, 1995).

Segurança, tomada de decisão e resiliência, consideradas em paralelo ou em complementaridade, embora fundamentais dentro de um planejamento, são conceitos relativamente novos no campo da decisão estratégica. Significativos esforços vêm sendo empregados ao longo das últimas décadas para desenvolvimento de sistemas inteligentes, capazes de prever situações e administrar cascatas de ações, tendo como objetivo principal, garantir resiliência ao sistema (FISHER; NORMAN, 2010; GUIDOTTI; CHMIELEWSKI; UNNIKRISHNAN; GARDONI *et al.*, 2016; IMANI; HAJALIZADEH, 2020).

Capítulo 3

Materiais e Métodos

Inicialmente foi feita uma busca por palavras chave sobre o tema central do trabalho de tese utilizando a base de dados do *National Center for Biotechnology Information* (NCBI) - PUBMED (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>), uma seção da *United States National Library of Medicine*, que por sua vez é um ramo do *National Institute of Health*, com sede em Bethesda, Maryland (USA). O NCBI/PUBMED é considerado por pesquisadores no mundo todo um dos mais poderosos motores de busca em Ciência. Este procedimento é um caminho acessório ao estudo sobre o potencial inovador do tema de interesse, bem como valiosa fonte de informação sobre grupos de pesquisa cujas atividades possam estar relacionadas com as palavras-chave utilizadas. Para a busca bibliográfica (sem repetição), realizada em 14/02/2021, foram utilizados os seguintes parâmetros: (A) *critical infrastructure*; (B) *radiation risk*, (C) *urban* e (D) *decision*. Os resultados da busca são apresentados individualmente e também combinados na figura 3.1. A frequência de ocorrência para os 4 parâmetros agrupados é nula.

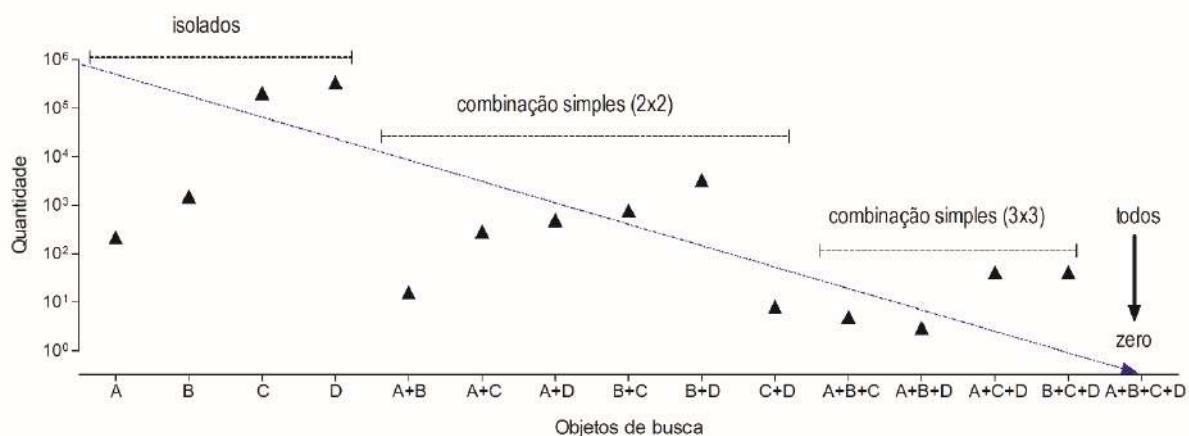


Figura 3.1 - Busca na base de dados NCBI / PUBMED segundo os seguintes objetos de busca: (A) *critical infrastructure*; (B) *radiation risk*, (C) *urban* e (D) *decision*.

Não é comum encontrar trabalhos publicados em veículos indexados com respeito à avaliação da resiliência de uma zona urbana em caso de eventos radiológicos e nucleares. Uma busca na base de dados *PubMed* (em 14/02/2021) com as palavras-chave *resilience* e *radiological* retornam trabalhos que mais se alinham com a atividade médica. Na data, quando trocado pela composição *resilience* e CBRN (*Chemical, Biological, Radiological and Nuclear*), nove trabalhos são encontrados na base de dados, contudo nenhum apresenta relação entre resiliência e aspectos radiológicos e nucleares, sendo o conceito dirigido às equipes de resposta.

Neste trabalho de tese, o estudo sobre um evento original é desenvolvido em duas etapas: (a) simulação da liberação ambiental de material do inventário do núcleo de um reator nuclear de pesquisa localizado no alcance de uma zona urbana habitada e (b) aplicação da metodologia $4\pi^+$ para avaliação da resiliência da zona urbana e suporte à decisão. As etapas 1 e 2, embora independentes, se integram em um resultado que funciona como uma modelagem de consequências para o evento de liberação *off site*.

Um exercício de simulação e modelagem precisa basicamente de dois contextos fundamentais: (a) situação/teoria de suporte e (b) dados de entrada. Ambos os contextos são considerados na montagem do evento e aplicação dos códigos computacionais. Limitações inerentes aos códigos utilizados são apresentadas posteriormente como parte da metodologia de cada modelo computacional utilizado.

3.1 Delimitação de escopo

Seja experimental ou teórico, um estudo por mais simples que pretenda ser ao realizar uma avaliação ambiental, deve definir os limites de sua abrangência. Assim, este trabalho se limita ao estudo de uma liberação atmosférica (gaussiana) de material radioativo que se deposita sobre uma zona urbana habitada. Ficam excluídas consequências decorrentes de contaminações por interação com águas (oceanos, rios, lagos, reservatórios dentre outros possíveis). Também não foram considerados possíveis efeitos das rugosidades típicas do solo urbano e fenômenos de convecção relacionados às ilhas de calor normalmente presentes em centros urbanos. Estas condições de simplificação tornam-se importantes para tempos maiores de observação, além das 100 h consideradas neste trabalho.

3.2 Etapa 1 (liberação radioativa *off site*)

Nesta primeira etapa, o termo-fonte utilizado para o inventário de produtos de fissão no núcleo do reator nuclear (conteúdo inicial de ^{235}U) foi o calculado por Raza e colaboradores (RAZA; IQBAL, 2005) em um estudo de um evento de liberação com origem em um reator nuclear de pesquisa. As frações de liberação das espécies radioativas, aplicadas à atividade central calculada, foram retiradas do guia regulatório US-NRC 1.183 (RESEARCH, 2000) com valores correspondentes a 1; 0,4; 0,3; 0,05 e 0,02 para gases nobres, halogênios, metais alcalinos, grupo do telúrio e bário, respectivamente. Para os cálculos do inventário principal do reator nuclear de pesquisa, foi assumido como no estudo original que o reator havia operado de forma contínua em sua potência máxima de 10 MW até o momento do acidente que resultou na liberação *off site*. Essa suposição tem o efeito de maximizar a disponibilidade de materiais do inventário para a liberação, estimada por Raza e colaboradores (RAZA; IQBAL, 2005) em $3,17\text{E}+17\text{ Bq}$.

A Tabela 3.1 apresenta o inventário de material radioativo que escapa do núcleo do reator nuclear no momento do acidente, juntamente com suas frações de liberação e as respectivas atividades liberadas para a atmosfera. Os radionuclídeos liberados foram considerados pelos autores como misturados dentro do volume livre de contenção, escapando do edifício pelo seu sistema de ventilação.

O código HotSpot foi utilizado para realizar a simulação da liberação do inventário do reator nuclear de pesquisa estimado por Raza e colaboradores. Para o cálculo da TEDE foi considerada a dose absorvida por vias de exposição tanto externa quanto interna, rotina que é *default* no código.

O cenário foi planejado de forma a utilizar informações limitadas do evento em uma janela temporal de resposta que não ultrapasse as primeiras 100 horas desde a constatação da situação (opção 4 dias do HotSpot). Esta caracterização torna o estudo compatível com o que normalmente se registra na literatura especializada com relação aos esforços de resposta a um evento em sua fase inicial. Valores de TEDE $> 100\text{ mSv}$ são considerados limítrofes para situações de emergência (ICRP, 2007) e a determinação de regiões nestes níveis de TEDE é restritiva, podendo implicar limitação de acesso local.

Particularmente para o propósito deste estudo, as áreas contaminadas foram classificadas de acordo com a posição em relação às bordas das plumas de contaminação radioativa, considerando níveis especiais de exposição. Esses limites são (ICRP, 2007;

THAUL S, 1999): (a) interno (700 mSv – efeitos determinísticos são esperados); (b) intermediário (100 mSv – condições de emergência) e (c) externo (50 mSv – procedimentos de evacuação e ações de triagem da população). Ver figura 3.2.

Tabela 3.1 - Inventário de radionuclídeos, fração de liberação e atividade isotópica liberada para a atmosfera, adaptado de Raza e colaboradores (RAZA; IQBAL, 2005).

Elemento	Fração liberada	Atividade liberada (Bq)	Elemento	Fração liberada	Atividade liberada (Bq)
<i>Kr-83m</i>	1	5,38E+14	<i>Y-91</i>	0,0002	9,30E+11
<i>Kr-85m</i>	1	3,72E+15	<i>Zr-95</i>	0,0002	1,02E+12
<i>Kr-87</i>	1	7,36E+15	<i>Zr-97</i>	0,0002	3,38E+12
<i>Kr-88</i>	1	1,02E+16	<i>Nb-95</i>	0,0002	1,08E+12
<i>Kr-89</i>	1	1,39E+16	<i>Ba-140</i>	0,02	1,30E14
<i>Xe-131m</i>	1	2,92E+15	<i>Ce-141</i>	0,0005	2,43E+12
<i>Xe-133</i>	1	1,00E+16	<i>Ce-143</i>	0,0005	7,90E+12
<i>Xe-135m</i>	1	5,76E+15	<i>Ce-144</i>	0,0005	8,94E+11
<i>Xe-135</i>	1	1,88E+16	<i>Pr-143</i>	0,0002	1,21E+12
<i>Xe-137</i>	1	1,76E+16	<i>Nd-147</i>	0,0002	6,18E+12
<i>Xe-138</i>	1	1,79E+16	<i>Ru-103</i>	0,0025	6,13E+12
<i>I-131</i>	0,4	1,78E+15	<i>Ru-105</i>	0,0025	5,85E+12
<i>I-132</i>	0,4	4,96E+15	<i>Ru-106</i>	0,0025	6,93E+11
<i>I-133</i>	0,4	7,72E+15	<i>Te-127m</i>	0,05	9,40E+12
<i>I-134</i>	0,4	8,96E+15	<i>Te-129m</i>	0,05	4,18E+13
<i>I-135</i>	0,4	7,24E+15	<i>Te-131m</i>	0,05	3,95E+14
<i>Sr-89</i>	0,02	7,66E+ 14	<i>Te-132</i>	0,05	4,11E+14
<i>Sr-90</i>	0,02	3,54E+12	<i>Cs-137</i>	0,3	4,89E+13

Os dados gerados nas simulações são imprescindíveis para se poder estimar de forma conservadora possíveis consequências biológicas sobre uma população potencialmente afetada. A probabilidade de ocorrência de efeitos biológicos foi tomada *exclusivamente* com base na TEDE esperada em cada local de interesse.

O objetivo principal da simulação, além de estudar efeitos e alterações ambientais esperadas pela presença de material radioativo no meio ambiente, foi avaliar a influência das diferenças entre os tamanhos da população potencialmente afetada sobre a tomada de decisão e estimar a resiliência da zona urbana sob três pressupostos: (a) a população potencialmente afetada tem sua densidade espacial em função da distância ao centro do distrito comercial central (*Central Business District - CBD*), ajustada pelo modelo de Clark (CLARK, 1951), (b) a população potencialmente afetada tem sua densidade

considerada constante, sendo portanto independente da distância do CBD e (c) há meios de informação sobre o comprometimento da infraestrutura crítica local e sua capacidade de atendimento. Embora possa existir mais de um centro financeiro (CBD) em uma zona urbana, este trabalho considera a existência de apenas um CBD. Para este estudo foi considerada como exemplo a cidade de São Paulo com dados populacionais adaptados do trabalho de Psillakis (PSILLAKIS, 1978). As áreas das plumas de contaminação radioativa são consequência exclusiva do efeito *fallout*, que atinge cada localização do cenário urbano de interesse assim como o efeito *ground shine*. As plumas tem o aspecto apresentado na figura 3.2.

A simulação foi desenvolvida obedecendo a quatro fases principais: (1) simulação do cenário de liberação *off site*, aplicando a opção *General Plume* do HotSpot para um cenário urbano; (2) cálculo dos principais efeitos físicos da precipitação radioativa com atenuação por estruturas urbanas (modo *city* no HotSpot), comprometimento de infraestruturas críticas e aplicação do modelo de gradiente de densidade populacional de Clark, $\phi(x)$; (3) comparação entre a densidade populacional corrigida e conservadora (constante, não corrigida), e (4) suporte à tomada de decisão pela estimativa do nível de resiliência da zona urbana pela proposição de uma equação empírica.

Para a abordagem conservadora, foi assumida uma densidade populacional hipotética, homogênea, média e não ajustada pelo modelo de Clark de 10.000 habitantes/km², típica de um grande centro urbano como São Paulo. O número de indivíduos potencialmente afetados em cada pluma é obtido: (a) pelo produto entre esta densidade populacional hipotética e a área da pluma de contaminação radioativa (informada nas simulações), gerando um resultado não corrigido e (b) pela aplicação do modelo de gradiente de densidade populacional de Clark (resultado corrigido). Os valores da TEDE em função da distância ao ponto de liberação foram estimados pela aplicação do Hotspot, utilizando um modelo gaussiano de dispersão atmosférica do material liberado do núcleo do reator de pesquisa.

No cálculo da atividade liberada para a atmosfera, considerou-se que a fração do inventário do núcleo liberada na pluma foi imediatamente captada e transportada a favor do vento. Assumiu-se também que o vento estava soprando a uma velocidade média de 3,0 m/s próximo à superfície do solo. Este valor do módulo da velocidade do vento é interessante porque representa um valor registrado em todas as classes de Pasquill-Gifford (PG), eliminando a necessidade de simulações específicas para atender de forma

particular a uma determinada classe PG. Todas as classes PG (A a F) foram consideradas nos cálculos de dispersão da pluma de contaminação radioativa.

As características da pluma radioativa são consideradas como dependentes principalmente pelas condições de estabilidade atmosférica, representadas pelas classes PG e pelo termo-fonte. A TEDE produzida pela propagação da pluma de contaminação é considerada o parâmetro chave para se avaliar a ameaça radiológica (DOE, 2003; FISHER; FAHEY, 2017) e foi estimada por simulação no HotSpot Health Physics Codes versão 3.1.2 (HOMANN, 2019).

A estimativa do nível de resiliência da zona urbana exige que sejam avaliados recursos estruturais de suporte à manutenção da vida. Esta estrutura de suporte é a infraestrutura crítica da zona urbana. Para este fim, o código RESRAD-RDD é introduzido nas simulações para que se possa estimar os impactos sobre tal infraestrutura crítica. Desta forma, os códigos HotSpot e RESRAD-RDD foram utilizados de forma articulada entre si, permitindo a realização de uma modelagem de consequências, capaz de estimar danos à capacidade de resposta, também pelo comprometimento de infraestruturas críticas. Tal abordagem pode ser de interesse para o desenvolvimento de procedimentos de avaliação situacional em defesa química e biológica dentro do espectro da defesa química, biológica, radiológica e nuclear (DQBRN). Entretanto, foge ao escopo deste trabalho de tese discutir tais possibilidades de aplicações da metodologia proposta.

A contaminação do solo, parcela responsável pela TEDE via exposição externa devido ao *ground shine*, foi avaliada a partir da modelagem da evolução da pluma de contaminação radioativa. O HotSpot oferece também a alternativa de escolher o tipo de terreno, que pode ser urbano (*city*) ou padrão (*rural*). Na opção urbana, a simulação resulta em doses menores quando comparada ao modo rural. Isso se deve ao aumento da difusão e turbulência causada por estruturas de edifícios maiores (*edge effects*), mantendo-se, no entanto, conservadora em relação a uma modelagem numérica. A opção padrão oferece estimativas mais conservadoras, entretanto, neste estudo se utilizou a opção urbana por conta da articulação com o software RESRAD-RDD, que dá suporte a uma avaliação sobre infraestruturas críticas urbanas selecionadas. Na simulação no modo urbano, a altura efetiva da superfície associada às estruturas típicas da zona urbana já está incorporada à dinâmica da pluma. Além disso, a fração aerotransportada (ARF) do termo-fonte é considerada material aerossolizado e liberado na atmosfera totalmente pulverizado, sem fragmentos residuais capazes de impactar balisticamente o ambiente.

Os principais resultados avaliados foram: (a) *ground shine* influenciado pelas classes PG e TEDE, (b) distâncias excedentes (fronteiras de cada pluma) e velocidade da pluma, (c) TEDE máxima e tempo de chegada da pluma de contaminação para cada classe PG nas localizações de interesse, (d) tamanho da população potencialmente afetada e (e) os impactos sobre infraestruturas críticas (saúde e transporte).

Os principais dados de entrada do HotSpot foram: (a) termo-fonte: mistura liberada *off site* do núcleo do reator; (b) atividade: 3,17E+17 Bq (ver tabela 3.1); (c) velocidade do vento: 3,0 m/s (esta velocidade é encontrada em todas as classes PG); (d) acionamento no modo *general plume* do HotSpot; (e) classe de estabilidade PG: A até F; (f) altura do receptor: 1,5 m (*default*), e (g) distâncias calculadas ao longo do eixo principal das elipses das plumas para 0, 2, 4, 6, 8 e 10 km (o HotSpot é projetado para curto alcance, preferencialmente menor que 10 km) (HOMANN, 2019). A modelagem considera o *Federal Guidance 11* (FGR-11) para cálculo da TEDE. A passagem da pluma inclui inalação e submersão sem incluir nenhum fator de correção para mudanças de classes PG. O fator de correção considerado para ressuspensão é o proveniente do modelo Maxwell-Anspaugh (MAXWELL; ANSPAUGH, 2011) e o fator de correção para rugosidade do solo foi tomado como a unidade (HOMANN, 2019). A janela de exposição se inicia em tempo zero com duração de 4,0 dias (\approx 100 horas) que além de representar o tempo médio da fase inicial de ações de resposta, é limite de tempo para a aplicação das simulações com o HotSpot. Além disso, por ser conservador, o modelo considera indivíduos com 100% do tempo dentro da área contaminada. Os valores de dose de saída do HotSpot, devido à passagem da pluma, incluem o equivalente de dose efetiva de submersão de nuvem (EDE) e o equivalente de dose efetiva comprometida (CEDE) para inalação. A relação onde a TEDE é a soma da CEDE (inalação) com a EDE (submersão) é considerada pelo HotSpot em seu modelo de cálculo (HOMANN, 2019).

Uma vez que a pluma radioativa é projetada no solo, as áreas afetadas (áreas das projeções) podem ser estimadas. Como já apresentado, essas áreas contaminadas são classificadas neste estudo de acordo com os seguintes níveis de exposição (ICRP, 2007) indicados pelas isodoses simuladas: (a) interna (700mSv) (THAUL S, 1999); (b) intermediário (100mSv) e (c) externo (50mSv). São os mesmos limites utilizados na simulação da liberação do inventário do núcleo do reator nuclear de pesquisa.

O principal dado simulado no HotSpot e utilizado como entrada no RESRAD-RDD versão 1.7 (mais recente) foi a estimativa de deposição no solo para cada classe PG. Os resultados do código RESRAD-RDD são apresentados via relatórios gerados e

manipulados de forma a representarem a razão entre os valores calculados e os recomendados pelas diretrizes mais restritivas para instalações de saúde e transporte indicadas por Kamboj e colaboradores (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009). Essa abordagem considera valores distintos para trabalhadores operacionais e indivíduos do público. Numa abordagem conservadora, a diretriz mais restritiva adotada se refere ao Cs-137 por este ter o mais alto valor de restrição indicado na tabela 2.7.

Haja vista as simulações computacionais, tanto no HotSpot quanto no RESRAD-RDD, facultarem a escolha do modelo de fatores de conversão de dose para exposição externa de público, foi adotado o modelo da ICRP-60. Esta decisão tem amparo em documento da comissão nacional de energia nuclear (CNEN) na sua posição regulatória nº 3.01/011:2011 (CNEN, 2011). Conforme expresso no texto do documento, são estabelecidos os coeficientes de dose a serem adotados, tendo como base as recomendações da ICRP na sua Publicação nº 60 (ICRP, 1991).

3.3 Etapa 2- Avaliação da resiliência e suporte à decisão

A avaliação da resiliência da zona urbana afetada é estimada pela aplicação da equação 3.4. Os dados de entrada são extraídos das simulações para a liberação *off site* e consideram as variáveis de interesse para a aplicação da metodologia $4\pi^+$ na sequência indicada no esquema apresentado pela figura 3.2.

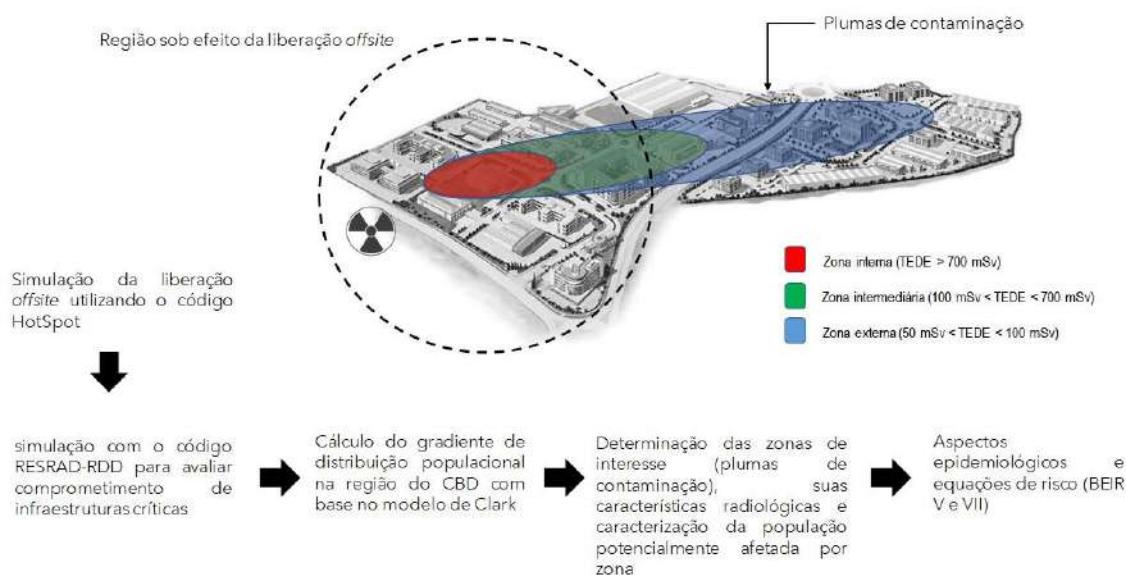


Figura 3.2 – Resumo da sequência de aplicação da metodologia $4\pi^+$.

A metodologia proposta neste estudo considera um evento nuclear como composto por quatro esferas concêntricas (4π) conceituais com origem dos acontecimentos centrada no evento inicial (t_0 , ocorrência da liberação *off site*), evoluindo no tempo ($^+$). Estas esferas são representações conceituais dos indicadores (I_1 a I_4) que compõem a resiliência. A metodologia busca avaliar, da forma mais simples possível, mas sem comprometer o rigor científico, projeções futuras para os níveis de resiliência da zona urbana afetada com base nas condições iniciais e evolução espaço-temporal. É um processo evolutivo e conservador, já que os resultados podem ser atualizados no tempo e são superestimados por conta da modelagem gaussiana aplicada e condições de contorno. Como a janela temporal é estreita (100 horas), efeitos complexos da propagação da pluma de contaminação como acúmulos por turbulências em bordas de estruturas ou efeitos de rugosidade do solo ficam atenuados ou mesmo podem ser negligenciados.

A metodologia $4\pi^+$ se baseia na definição de quatro indicadores (I_1 a I_4) normalizados e ajustados por pesos (k_1 a k_4), cuja soma representa um escore numa escala arbitrária. Os pesos k_n (termos- k) representam possibilidades de ajustes pelos tomadores de decisão, dimensionando convenientemente os indicadores para cada situação de acordo com sua experiência e nível de informação. O termos- k são concebidos de tal forma que sua soma seja a unidade ($\sum_1^n k_n = 1$) e cada termo- k esteja no intervalo $0 < k \leq 1$ e podem variar no tempo. Por mais irrelevante que seja considerado em uma dada situação, o termo- k não pode ser nulo para que não se elimine o respectivo indicador I_n , mantendo o caráter conservador da avaliação da resiliência (\mathbf{R}_{es}). Os indicadores (I_1 a I_4) e a estimativa da resiliência (\mathbf{R}_{es}) são definidos como segue.

(a) I_1 ($I_1 \geq 0$), adimensional, mede a disponibilidade da infraestrutura crítica observada, normalizada para o intervalo de 0 (nenhuma) a 2,5 (disponibilidade 100 %). Para o caso de $I_1 = 0$ estrutura adicional deve ser colocada à disposição;

(b) I_2 ($I_2 > 0$), adimensional, considera o modelo de Clark. As variáveis são a TEDE (ameaça) a partir de valores *background* ao máximo simulado para o evento e o gradiente de densidade populacional da região $\varphi(x)$ no entorno do CBD, sendo a razão $\frac{1}{TEDE \times \varphi(x)}$ normalizada no intervalo $0 \leq I_2 \leq 2,5$. O produto ($\varphi(x) \times TEDE$) tem dimensão que se assemelha à dose coletiva. Para o caso da TEDE ser nula, utiliza-se o valor de radiação de fundo natural (*background*) local e para $\varphi(x)$ nulo, utiliza-se a densidade populacional

média (σ_{pop}), evitando-se inconsistências matemáticas como a divisão por zero, além de manter conservadora a avaliação. Com a normalização, o indicador I_2 torna-se adimensional. A razão $\frac{1}{TEDE \times \varphi(x)}$ sugere que qualquer elevação, seja na TEDE ou em $\varphi(x)$, implicará em redução da estimativa de I_2 e consequentemente na estimativa da resiliência. A equação 3.1 mostra o cálculo para a estimativa de I_2 .

$$I_2 = \frac{1}{TEDE \times \varphi(x)} \quad 3.1$$

(c) I_3 ($I_3 > 0$), adimensional, considera o impacto da presença de indivíduos do público nas zonas de interesse $100 \text{ mSv} \leq \text{TEDE} < 700 \text{ mSv}$. O indicador I_3 é representado pela razão $\frac{1}{\sigma_{pop} \times \text{área da pluma}}$ para cada classe PG onde σ_{pop} é a densidade populacional média e a razão é normalizada no intervalo $0 \leq I_3 \leq 2,5$. Com a normalização, o indicador I_3 torna-se adimensional. Possíveis interações entre I_2 e I_3 são esperadas nos limites das plumas intermediária e interna da simulação pela soma $[\sigma_{pop} + \varphi(x)]$. Entretanto, uma vantagem que se apresenta dessa superposição é que esta condição torna o processo ainda mais conservador na região de maior risco. O inverso do produto entre a área da pluma e o gradiente de densidade populacional $\varphi(x)$ é necessário pelas mesmas razões aplicadas ao indicador I_2 . Ressalta-se que I_3 se limita às zonas onde $100 \text{ mSv} \leq \text{TEDE} < 700 \text{ mSv}$. Por estar no denominador, o produto $\sigma_{pop} \times \text{área da pluma}$ garante que altas densidades populacionais e/ou altos valores de TEDE contribuam para a redução de I_3 . A equação 3.2 mostra o cálculo da estimativa do indicador I_3 .

$$I_3 = \frac{1}{\sigma_{pop} \times \text{área da pluma}} \quad 3.2$$

(d) I_4 ($I_4 > 0$), adimensional, informa o efeito do risco radiobiológico (δ) calculado com base na TEDE. Para o cálculo de I_4 se utilizam as equações BEIR V e/ou VII, dependendo do nível de TEDE ($< 4 \text{ Sv}$), com resultado normalizado para o intervalo $0 \leq I_4 \leq 2,5$. É uma medida do impacto da estimativa do risco radiológico $\delta_{\text{sexo,idade,TEDE}}$, que é o ERR calculado pelas equações BEIR, para a morbidade escolhida como referência (leucemia neste estudo). Especificamente para este estudo o indicador I_4 se refere a uma parcela específica da população potencialmente afetada. As equações BEIR V apresentadas na tabela 2.3 para leucemia são divididas em classes, sendo conveniente aos objetivos deste

trabalho a escolha de uma delas que combinasse com a equação correspondente no modelo BEIR VII. Assim, a equação 2.12 do modelo BEIR V e 2.15 do modelo BEIR VII foram utilizadas para estimar os riscos radiobiológicos (leucemia) para indivíduos com idades maiores de 30 anos e com tempo de observação da manifestação da morbidade não maior que 25 anos após o evento, obedecendo às condições das respectivas equações 2.12 e 2.15. A equação 3.3 mostra o cálculo da estimativa do indicador I_4 .

$$I_4 = \frac{1}{\delta_{sexo,idade,TEDE}} \quad 3.3$$

A soma de todos os indicadores ($I_1+I_2+I_3+I_4$) corrigidos pelos seus respectivos termos- k , é apresentada na equação 3.4 e permite uma avaliação geral da resiliência (R_{es}) da zona urbana. Entretanto a escala arbitrária de 0 (zero) a 10 (dez) para o valor de R_{es} só pode ser considerada na situação onde não sejam aplicados os pesos (termos- k). Sem aplicação dos termos- k é configurada uma situação na qual nenhuma avaliação pessoal dos tomadores de decisão sobre os indicadores I_n é aplicada. O caso geral, que inclui a aplicação dos termos- k às parcelas de R_{es} é apresentado na equação 3.4.

$$R_{es} = k_1[I_1] + k_2 \left[\frac{1}{TEDE \times \varphi(x)} \right] + k_3 \left[\frac{1}{\sigma_{pop} \times \text{área da pluma}} \right] + k_4 \left[\frac{1}{\delta_{s,i,TEDE}} \right] \quad 3.4$$

onde $\sum_1^4 k_n = 1$, $\varphi(x)$ é o gradiente de densidade populacional para o modelo de Clark, numa distância x do CBD, σ_{pop} é a densidade populacional média e $\delta_{s,i,TEDE}$ é a estimativa do risco radiológico para a morbidade selecionada como referência. R_{es} é adimensional.

Considerando que todas as variáveis são normalizadas em uma escala arbitrária (0 a 2,5), as unidades de cada variável não interferem no processo matemático, restando apenas a escala arbitrária adimensional como referência para os cálculos da estimativa da resiliência da zona urbana. Assim, R_{es} é um valor adimensional. A aplicação dos termos- k sobre cada indicador I_n obriga o redimensionamento da escala de R_{es} para $0 < R_{es} < 2,5$. Isto porque a aplicação dos termos- k multiplica cada parcela da equação 3.4 reduzindo a escala por imposição da condição $\sum_1^4 k_n = 1$.

A aplicação da metodologia $4\pi^+$ na forma completa deve seguir o modelo do evento simulado na liberação *off site* e considerar a mistura liberada. Assim, o termo-fonte considerado foi de $3,17E+17$ Bq (RAZA; IQBAL, 2005) para a mistura liberada do

núcleo do reator (ver tabela 3.1). As demais condições das variáveis se mantêm. Como já comentado, o modelo considera indivíduos com 100% de permanência dentro da área contaminada. A definição dos indicadores I_n é flexível. À medida em que seja necessário atualizar os indicadores I_n para a avaliação da resiliência (R_{es}), estes podem ser ajustados pelos termos- k , respeitando-se a condição $\sum_1^n k_n = 1$. A figura 3.3 apresenta um esboço da metodologia de avaliação de resiliência urbana e suporte à decisão $4\pi^+$.

Modelo $4\pi^+$ de Avaliação de Resiliência Urbana e Suporte à Decisão em Eventos Radiológicos e Nucleares

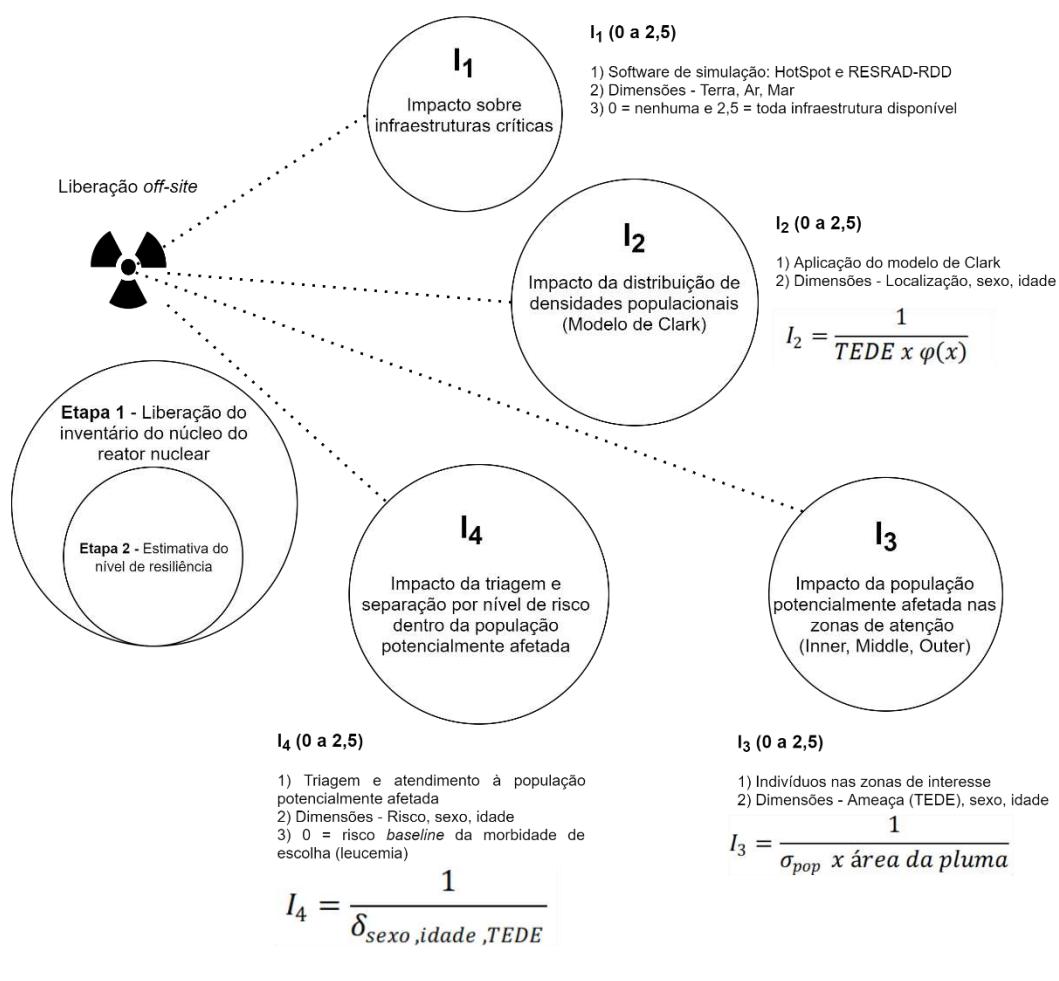


Figura 3.3 – Quadro resumo da metodologia de avaliação de resiliência urbana e suporte à decisão $4\pi^+$ em eventos radiológicos e nucleares.

A figura 3.4 resume a estrutura de cálculo aplicada a cada indicador utilizado na estimativa da resiliência (**Res**).

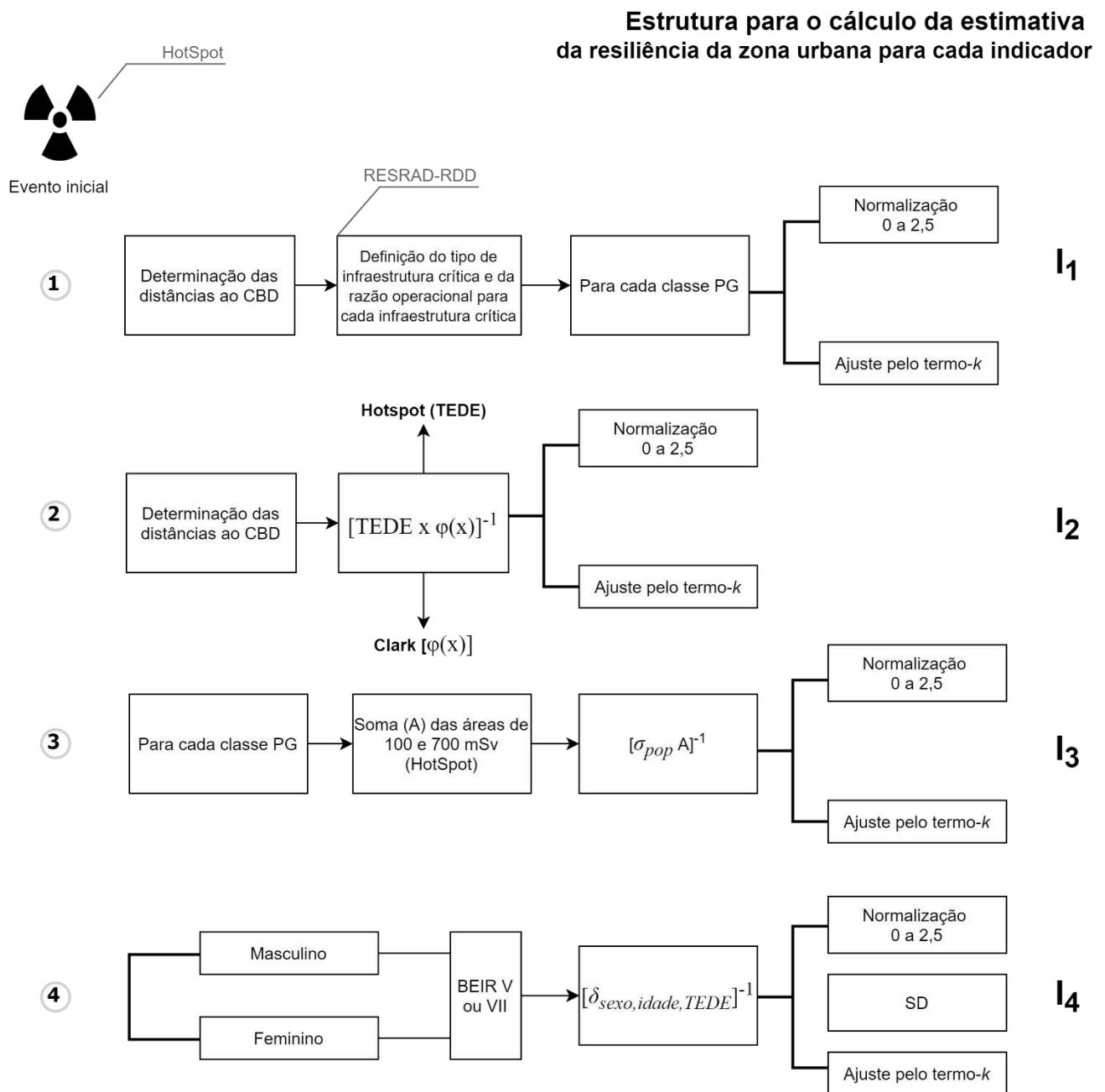


Figura 3.4 – Resumo do procedimento de cálculo em planilha *MS Office Excel* para estimativa de **Res**.

3.4 Considerações sobre a validação da metodologia

Este estudo destaca a importância dos modelos matemáticos e metodologias que os apliquem em um aspecto específico da avaliação das condições de resiliência para enfrentar um evento disruptivo. A metodologia se vale de modelos existentes, de forma inovadora, aplicados de maneira articulada entre si, para simular a liberação e transporte de material radioativo pelo meio ambiente, passando pela avaliação da via de exposição e estimativa dos riscos. Diferentes tipos de modelagem são empregados, dependendo do objetivo da avaliação, incluindo modelos de triagem, de pesquisa e de avaliação (TILL; GROGAN, 2008). Este estudo utiliza hipóteses conservadoras, as quais tendem a superestimar as concentrações e impactos dos materiais radioativos dispersos no ambiente. A metodologia apresentada neste estudo é dedicada à avaliação e, sendo abrangente em escopo, avalia consequências no ambiente podendo ser aplicada em uma perspectiva de suporte à decisão. A proposta da ferramenta $4\pi^+$ é prover uma representação matemática simples de um sistema complexo, sujeita às diversas limitações que separam o modelo da realidade objetiva.

A validação de um modelo (ou metodologia) inclui uma análise voltada para delinear o seu domínio de aplicabilidade (PETERSON; KIRCHNER, 1998). Este domínio de aplicabilidade refere-se ao conjunto de condições, sob as quais a representação pode ser considerada como adequada ao sistema que busca representar (TILL; GROGAN, 2008). Desta forma, o processo de validação determina a precisão do modelo e a gama de fatores de entrada, sobre os quais ele fornece estimativas precisas. A validade de um modelo não pode ser julgada sem especificar a pergunta de avaliação que se pretende responder (TILL; GROGAN, 2008).

A comparação quantitativa das previsões de um modelo com as observações do sistema que é modelado é importante quando se deseja implementar uma ferramenta de previsão. No caso deste estudo, modelos bem definidos, testados e aceitos concorrem para que as etapas de previsão estejam de acordo com o que se espera.

Todos os conceitos envolvidos nas definições dos indicadores **I₁** a **I₄** para a estimativa de R_{es} são fundamentados na literatura e as operações envolvendo um ou mais deles podem ser consideradas combinações lineares, não criando, portanto, novos conceitos, cuja validação seria necessária.

Capítulo 4

Resultados e discussão

4.1 Etapa 1 (liberação *off site*)

A Figura 4.1 apresenta resultados relativos ao tempo de chegada da pluma de contaminação radioativa em cada local de interesse dentro da zona urbana. As distâncias são tomadas partir do ponto de liberação (CBD) como mostra a figura 4.1 (A). A dose externa (TEDE) devida à precipitação e passagem da pluma nos mesmos locais é mostrada na figura 4.1 (B). O tempo de chegada das plumas de contaminação e sua evolução até a distância de 10 km deixa pouco mais de 3 horas para as ações iniciais serem implementadas na posição final (10 km), apresentando a necessidade de um efetivo sistema de monitoramento em tempo real que possa disparar alarmes convenientemente. Há uma diferença máxima esperada de 1 hora para pontos vulneráveis localizados na posição 10 km a partir do ponto de liberação. Esta condição depende das classes PG, sendo o pior cenário esperado o da classe PG A, oferecendo o menor tempo de resposta (≈ 3 vezes menor) no ponto mais distante em comparação com a classe PG F. Considerando a possibilidade de transições entre classes PG, a evolução da tomada de decisão fica ao menos em parte, condicionada às condições de estabilidade atmosférica locais, caracterizando uma dependência temporal ainda mais relevante. Como já introduzido, um sistema de monitoramento e comunicação em tempo real torna-se imprescindível para que se possa reduzir impactos sobre o tempo de reação, medido entre o conhecimento da informação passando pela tomada da decisão e chegando à implementação da ação. Pela figura 4.1 (A), se pode verificar que a importância das variações das classes PG aumenta à medida que a pluma se propaga para distâncias maiores a partir do ponto de liberação (CBD).

Por outro lado, o perfil de queda da taxa de dose devido à precipitação sugere atenuação como função da distância ao CBD, figura 4.1 (B), além da dependência das condições meteorológicas locais. Esta dependência afeta de forma importante o tempo de resposta, inserindo um fator de complicações devido às possibilidades de alterações da estabilidade atmosférica local ao longo do tempo de decisão. Entretanto, este comportamento da curva representativa da dose externa (TEDE), ao contrário do que pode sugerir, não garante vantagem. Isto porque os valores das doses são integrados no

período de observação e podem gerar múltiplos dos limites considerados toleráveis para a exposição humana à radiação ambiental. Dessa forma, o risco radiológico se confirma como dependente do tempo de permanência em cada local ou do deslocamento dentro da pluma ou área contaminada. Mesmo com a atenuação provocada pela distância ao ponto de liberação, há o fator tempo, que incrementa as doses recebidas, já que as simulações consideram permanência integral durante o tempo de simulação (100 h). Como apresentado, incluir no processo de decisão diversos cenários simultâneos, levando em conta as possibilidades de alterações das classes PG favorece a previsão dos tempos médios em cada local, assumindo um perfil conservador.

A Figura 4.2 apresenta o gradiente de densidade demográfica $\varphi(x)$ com base no modelo de Clark, como uma função da distância ao CBD, o ponto de liberação. Esta informação é reapresentada na figura 4.11 de forma adaptada aos dados simulados, buscando resultados em cada posição, como solução analítica da função $\varphi(x)$ estimada.

A Figura 4.2 mostra uma aplicação do modelo de gradiente populacional de Clark, onde $\varphi(x)$ foi calculado a partir de dados reais da cidade de São Paulo, no Brasil. A função $\varphi(x)$ representa a taxa de variação espacial da população flutuante em função da distância ao CBD. A taxa de diminuição da densidade demográfica permite uma discussão mais completa se os dados apresentados nas figuras 4.4 e 4.5 forem avaliados. É necessário salientar que $\varphi(x)$ é tomado em uma janela de tempo dentro do horário comercial local, não sendo uma função adequada para avaliações fora deste período. Entretanto, permite aos tomadores de decisão estimar os impactos do evento e a resiliência da zona urbana em dois turnos importantes e sobrepostos. No caso do evento ocorrer no horário não-comercial as estimativas serão tomadas com base na densidade populacional média (σ_{pop}), que para os locais não residenciais elevará o número de indivíduos incluídos na população potencialmente afetada. Já no caso de se estimar os resultados para um evento ocorrendo em horário comercial, estes serão mais realistas embora tragam em si um dado adicional que implica demandas especiais. Este dado adicional, relativo ao caso do evento ocorrer em horário comercial, deve-se ao fato de que parte da população potencialmente afetada é não-residente, implicando a necessidade de ajustes na estratégia de enfrentamento.

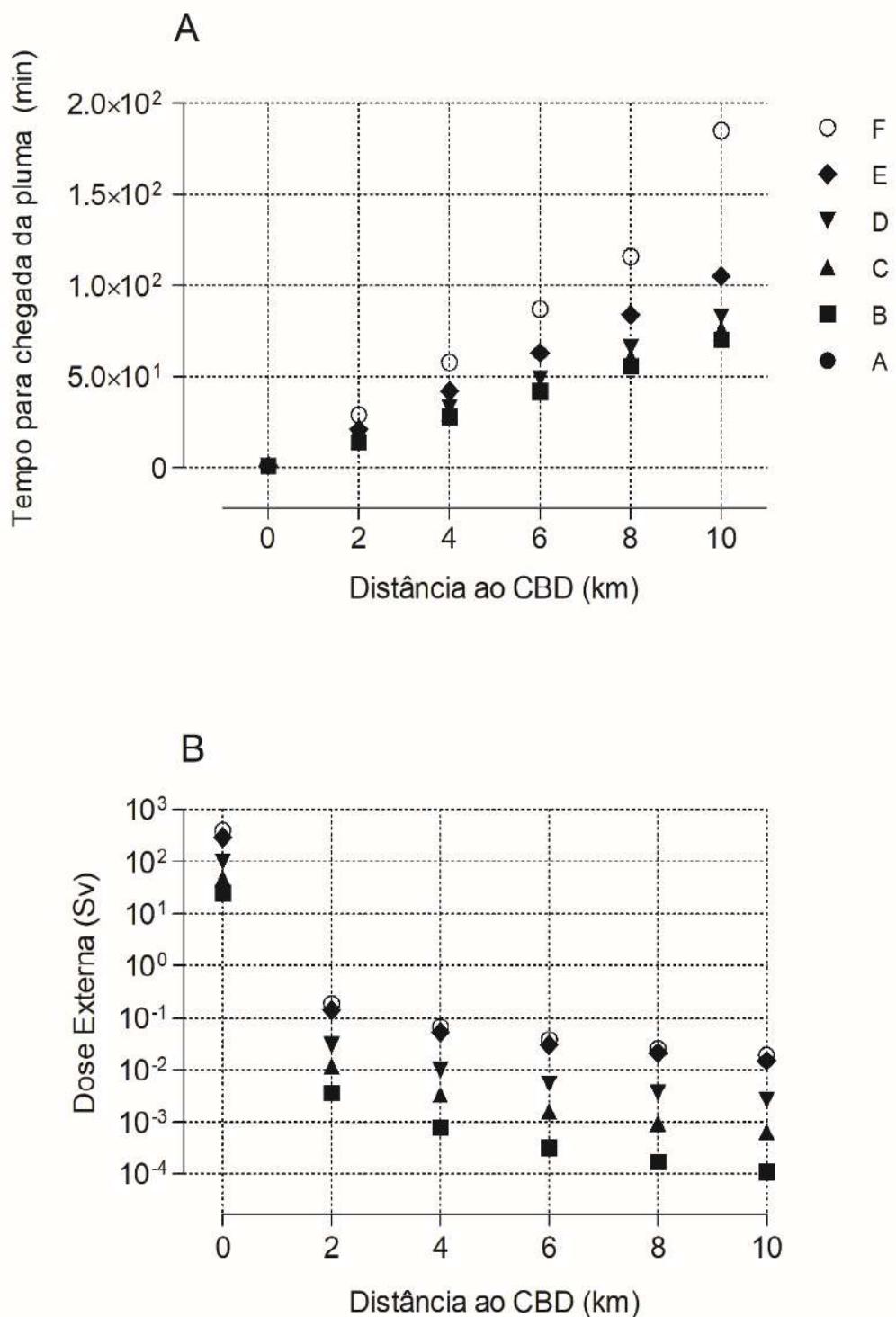


Figura 4.1 - Tempo de chegada da pluma (A) e dose externa devida ao *fallout* em função da distância desde o ponto de liberação no centro do CBD (B).

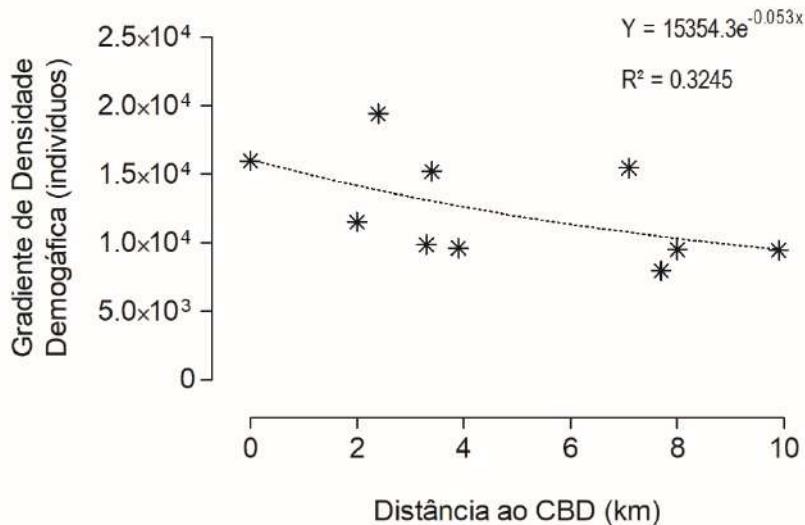


Figura 4.2 - Gradiente de densidade demográfica de Clark ao longo das distâncias referidas ao CBD.

A Figura 4.3 apresenta a evolução da área atingida pelas plumas de contaminação, já dividida em zonas limites em função da distância ao CBD. Os dados apresentados sugerem que essas zonas limites (interna, intermediária e externa) evoluem no tempo de forma individual e apresentam diferenças, quando comparadas entre si, apresentando também severa dependência com as classes de PG. Esta dependência se apresenta mais intensa para as classes D, E e F. Estas mudanças podem expandir as classificações de risco para áreas consideradas inicialmente seguras, alterando o mapa de risco tomado como base para a construção da estratégia de resposta. Este fato, caso não seja previsto antecipadamente pode influenciar dramaticamente as estimativas de recursos e impactar a viabilidade das operações logísticas em geral. Deve-se considerar que a infraestrutura crítica de transporte pode apresentar limitações. Os dados simulados sugerem que as áreas podem sofrer variações positivas (crescimento) por um fator de aproximadamente 20 dentro das primeiras 100 h, a depender das alterações das classes PG e da zona de interesse se interna, intermediária ou externa. Esse achado é relevante para subsidiar o processo de tomada de decisão, uma vez que permite estimar o tamanho da população sob ameaça (taxa de dose), local e momento específicos. Permite ainda uma avaliação conservadora da expectativa de crescimento de uma população sob risco em função do tempo, com impacto sobre alocação de recursos.

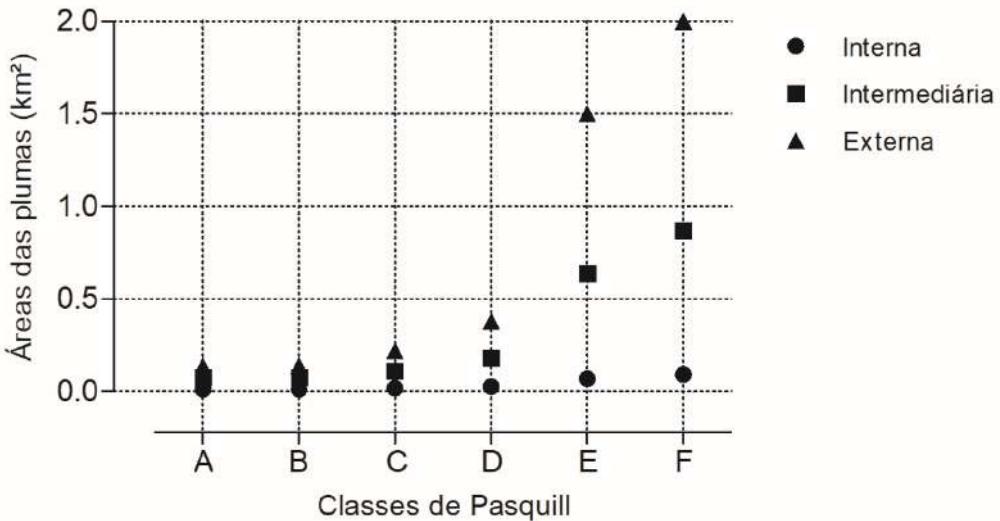


Figura 4.3 - Área de cada pluma de contaminação ao longo do período (100 h) para cada classe PG.

A Figura 4.4 apresenta a estimativa da população potencialmente afetada para os perfis corrigidos (A, C e E) e não corrigidos (B, D e F) com base no modelo de Clark para o gradiente de densidade populacional, para cada zona de interesse (interna, intermediária e externa) em cada pluma de contaminação. As distâncias apresentadas nas figuras 4.3 e 4.4 referem-se, como já comentado, à região central da cidade de São Paulo, considerando uma distância de 10 km a partir do ponto de liberação localizado no CBD.

Os resultados dos cálculos permitem inferir que há uma redução no tamanho da população potencialmente afetada para os dados corrigidos pelo método de Clark. Entretanto, a diferença entre as duas abordagens pode ser uma boa opção de verificação dos resultados, sendo apresentada na figura 4.5. Os dados apresentados sugerem pouca influência da aplicação do modelo de Clark à zona interna, a mais comprometida do ponto de vista radiológico, apresentando pouca sensibilidade também em relação ao tempo. Isto ocorre porque, quanto menores as distâncias tomadas em relação ao ponto de liberação, menores são as variações exponenciais do modelo de Clark e, na origem, os dois modelos devem convergir para valores na mesma ordem de grandeza ($x \rightarrow 0$ implica $e^x \rightarrow 1$) e o modelo de Clark tende ao valor de densidade populacional média (σ_{pop}) adotado como 10.000 hab/km². Essa condição torna esta zona preferencial para atendimento inicial, pois tende a valores conservadores para o tamanho das populações que são potencialmente afetadas, que embora possam ser pouco numerosas estão na área de TEDE mais elevada.

Como já comentado, a influência do tempo sobre o tamanho da população potencialmente afetada aumenta à medida que haja movimento no sentido da zona interna para a externa da pluma de contaminação. Este fato implica que as estimativas de recursos alocados para atender a população também são crescentes (e superestimadas) como função do tempo quando se desloca a atenção do ponto de liberação para a periferia, seguindo a direção do vento. Esta é uma informação relevante para os tomadores de decisão, considerando-se a escassez de recursos e a necessidade de constante realocação para atender as demandas.

Em geral, conhecer os dados conservadores permite superestimar consequências, tanto quanto pode ser uma forma mais conveniente de fazer uma avaliação inicial de uma catástrofe. Estimativas populacionais apoiadas no modelo de Clark podem contribuir para definir estratégias adequadas à fase inicial da resposta por apresentar uma população que é flutuante e que, mesmo estando hospedada na região não pertence a ela. A aplicação de ajustes dos dados pelo modelo de Clark permite introduzir flexibilidade no planejamento gerencial da crise pela introdução de um novo e importante fator, a mobilidade urbana necessária ao escoamento desta parcela flutuante da população. Entretanto, como já mencionado, num segundo momento da simulação, tanto a infraestrutura de transporte quanto de saúde é avaliada quanto à sua interdição, ligando então as duas etapas metodológicas no objetivo de oferecer suporte à tomada de decisão. O impacto disso possivelmente será percebido na alocação de recursos, pois quanto mais conservadora a estimativa, maiores as reservas destes recursos.

A figura 4.5 apresenta o resultado de operações simples de diferença entre os dados corrigidos pelo modelo de Clark e os dados conservadores (brutos) tomados à base de σ_{pop} . O fato da diferença ser negativa significa que a população vegetativa é menor que a residente estimada. Ao menos a ordem de grandeza do tamanho da população potencialmente afetada pode ser estimada. Os cálculos consideraram zonas de interesse em cada pluma (interna, intermediária e externa) integrando os valores da TEDE para um período de até 4,0 dias (≈ 100 horas). Os gráficos de diferenças apresentados em forma de cascata (*waterfall*) facilitam observar a sua importância. Mais uma vez se pode verificar que variações nas classes PG podem oferecer incrementos importantes nas expectativas sobre o tamanho da população potencialmente afetada em cada zona urbana de interesse.

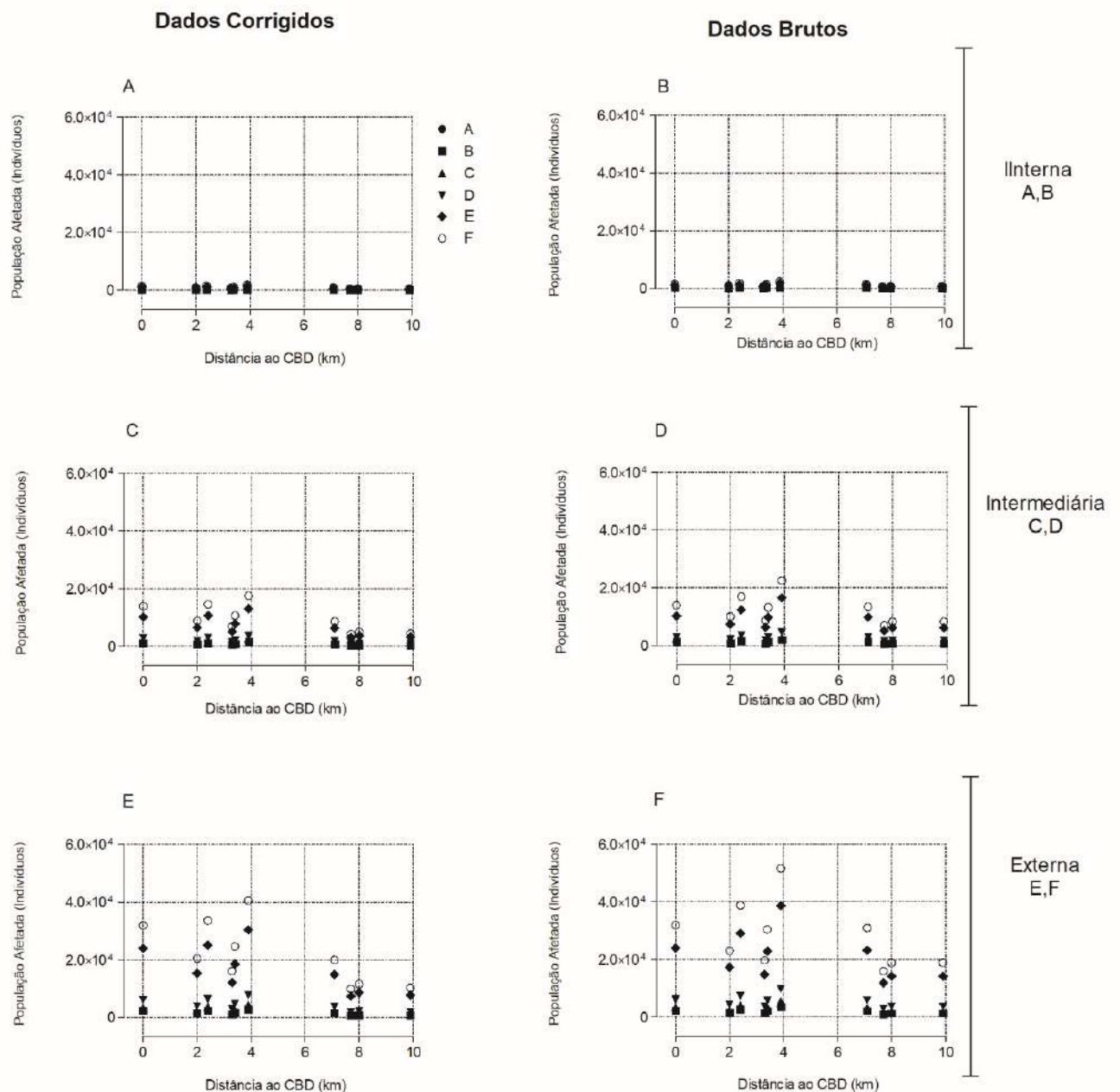


Figura 4.4 - População potencialmente afetada esperada (A, C, E) corrigida pelo modelo de gradiente de densidade de Clark e (B, D, F) não corrigida, para cada zona de interesse (interna, intermediária e externa) em cada pluma de contaminação.

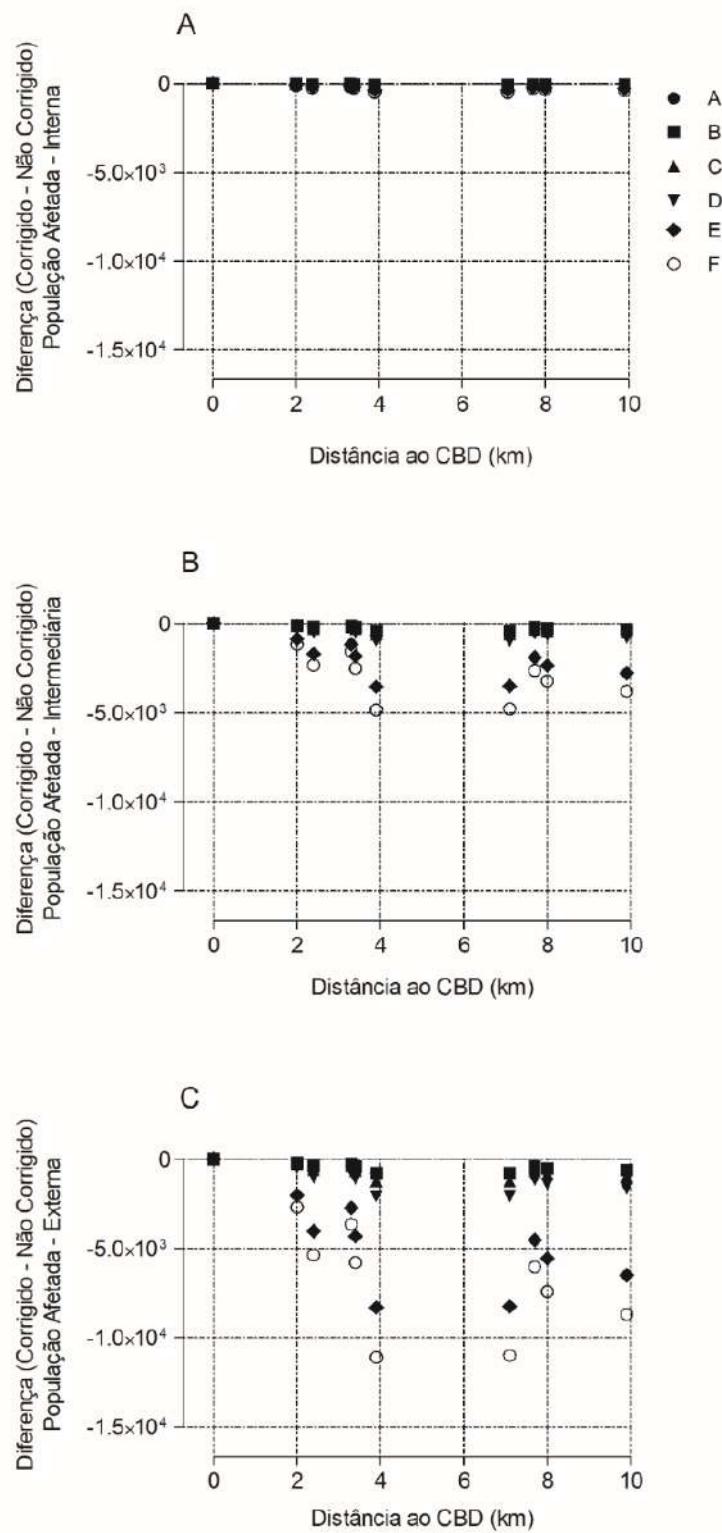


Figura 4.5 - Diferenças entre o tamanho da população afetada esperada, corrigida e não corrigida após 100 h, para cada zona de interesse: interna (A), intermediária (B), externa (C) e classe de Pasquill-Gifford.

A Figura 4.6 apresenta resultados estimados para valores de *ground shine*, produzidos pela contaminação decorrente da deposição por *fallout* de parte do conteúdo da pluma de contaminação. Esses dados foram calculados levando em consideração cada classe de Pasquill-Gifford (A a F) e todas as distâncias de interesse a favor do vento e a partir do CBD.

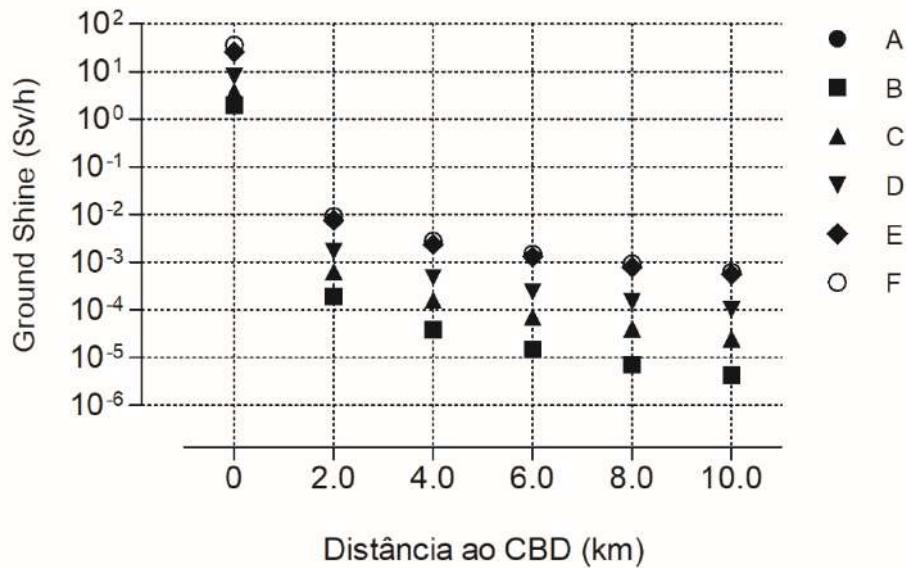


Figura 4.6 – *Ground shine* calculado para cada classe de Pasquill-Gifford (PG) (A a F) para todas as distâncias tomadas a favor do vento ao longo da linha central da pluma de contaminação radioativa.

Pelos dados apresentados na figura 4.6 verifica-se que a importância das variações nas classes PG se torna maior para os locais mais distantes do ponto de liberação. Esse comportamento sugere que diferentes estratégias devem ser desenvolvidas e aplicadas para diferentes condições meteorológicas e localizações para atender à população potencialmente afetada e sobretudo para caracterizar a resiliência da zona urbana em cada ponto. Variações significativas são esperadas nos valores das taxas de dose via *ground shine*. Os dados apresentados na figura 4.6 registram ainda variações da ordem de 10^5 quando se afasta do centro do CBD e se experimenta uma variação da classe PG A ou B para F. Variações desta ordem de grandeza nas taxas de dose podem inviabilizar a elaboração de uma estratégia de enfrentamento. Entretanto, em uma perspectiva conservadora, pode ser uma vantagem considerando que é estabelecido um sistema de

monitoramento atmosférico acessível em tempo real, cujas informações possam ser utilizadas na elaboração das estimativas e consequentemente de tal estratégia.

A Figura 4.7 (A) apresenta os resultados para os valores dos eixos principais das elipses interna, intermediária e externa que são as isodoses limites para cada nível da TEDE (700, 100 e 50 mSv), conforme já mencionado. As dimensões destas isodoses são função das variações das classes PG. A Figura 4.7 (B) apresenta as variações nas velocidades das plumas, que também dependem das classes PG e impactam a urgência e priorização das ações de resposta.

A influência das classes PG nos tamanhos dos eixos principais das elipses que determinam (de forma conservadora) as zonas de interesse (interna, intermediária e externa) permite verificar que uma zona de interesse pode triplicar sua área em decorrência de variações das classes PG. Este achado também pode ser verificado para a zona externa (50 mSv), ao se comparar as classes A e F na figura 4.7 (A). Variações das áreas afetadas em função de alterações das classes PG impactam diretamente no tamanho da população potencialmente afetada. Estimar antecipadamente os possíveis alcances das plumas é um fator decisivo para melhor aproveitamento dos recursos disponíveis, além do aproveitamento do tempo e avaliação da resiliência da zona urbana.

A velocidade das plumas varia mais rapidamente com variações da classe PG D para E e F (figura 4.7 B) em comparação à uma possível variação da classe A para C. Este dado é relevante para a tomada de decisões, considerando-se que variações microclimáticas interferem no tempo disponível para início de operações de resposta. Essa estimativa pode restringir a disponibilidade de recursos em um cenário de demanda crescente pelo gradual incremento da dificuldade de transporte. É importante notar que as avaliações e estimativas realizadas neste estudo são conservadoras e superestimam as consequências, sendo esta postura uma vantagem estratégica ao se tratar de ações iniciais de enfrentamento da crise. O suporte à decisão com base em recursos superestimados pode oferecer economia para demandas suprimidas ou inopinadas futuras, aumentando a resiliência esperada do sistema frente a um evento disruptivo.

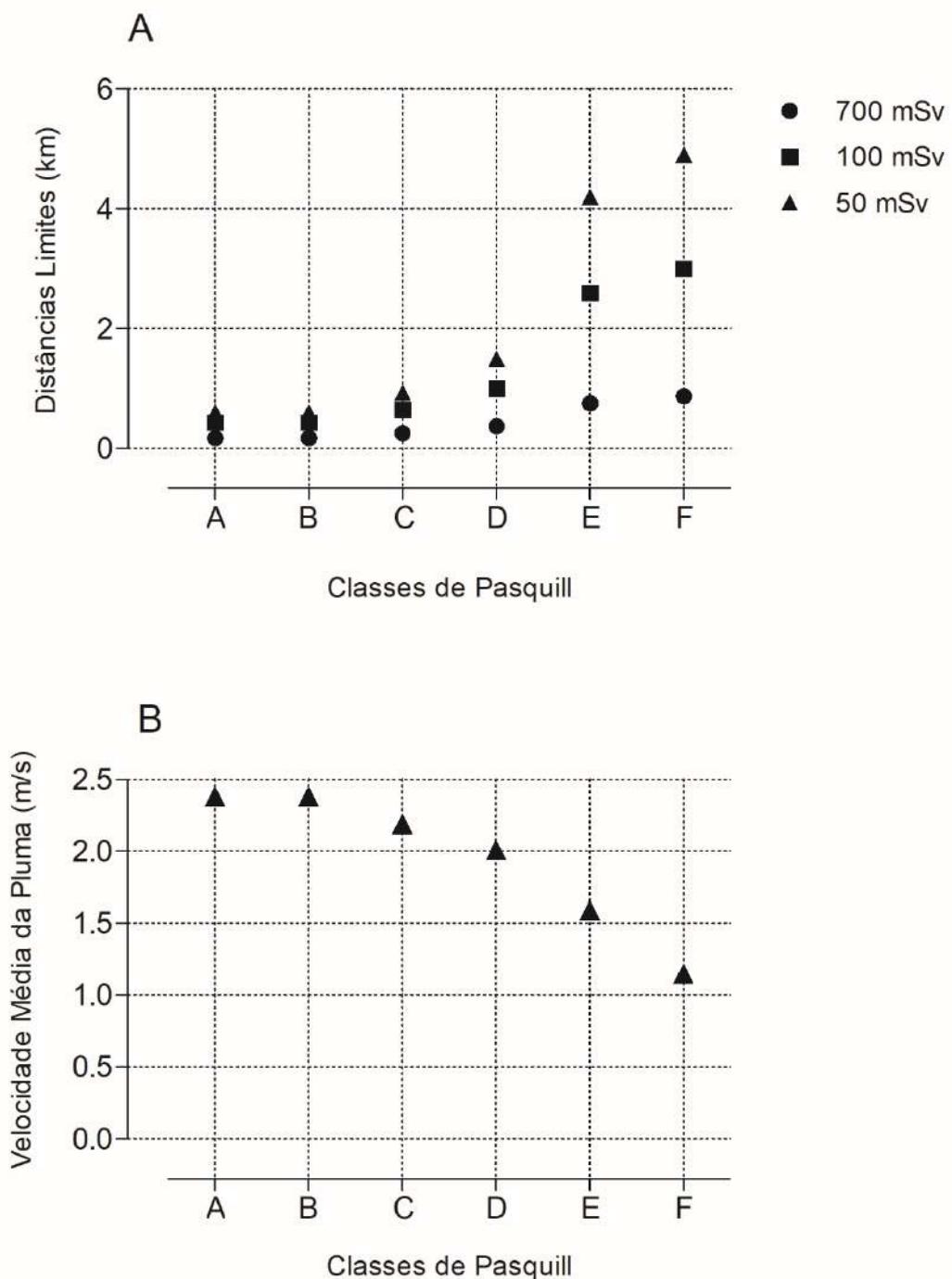


Figura 4.7 - Distâncias limites (A) e velocidade média da pluma de contaminação radioativa (B) para todas as classes PG.

A Figura 4.8 mostra os valores máximos da TEDE simulada para cada cenário de estabilidade atmosférica. A TEDE máxima é a dose recebida por um indivíduo na distância de dose máxima, estimada pelo código HotSpot. Este ponto é dependente da estabilidade atmosférica local (classes PG), da altura de liberação do contaminante e da velocidade de depleção da pluma (HOMANN, 2019). Com base nesses resultados, se pode estimar que a subida da curva deve ocorrer a partir da mudança da classe PG B para C com os pontos de maior TEDE ocorrendo para as classes E e F. Este resultado pode ser valioso na alocação dos recursos a serem aplicados nas operações nesses pontos. Como se pode verificar pelos valores estimados, as TEDE são elevadas e os locais sob este regime de taxa de dose abrigarão indivíduos sujeitos a óbito em poucas horas, além do desenvolvimento de síndrome aguda da radiação (SAR). Entretanto, conforme já apresentado na figura 4.7, estas zonas de altas doses são esperadas em localizações não mais distantes do que 6 km para a classe PG F, de maior alcance da dispersão. Um limite geográfico então se estabelece sobre o cenário indicando risco de óbitos e a necessidade de direcionamento dessa fração da população para unidades especiais de atendimento. Adicionalmente, há nesta zona urbana o desafio no campo da bioética pela possibilidade de se decidir sobre aplicação de recursos médicos escassos a casos de pacientes com limitadas chances de sobrevivência, adentrando o campo das questões sobre terminalidade.

A Figura 4.9 (A) apresenta uma estimativa do número de indivíduos potencialmente afetados e a deposição de material radioativo esperada no solo 4.9 (B). A deposição no solo é o resultado utilizado como interface entre o HotSpot e o RESRAD-RDD com vistas à estimativa do impacto sobre infraestruturas críticas, que neste estudo se referem apenas às estruturas de saúde (hospitais) e transporte. Os dados apresentados na figura 4.9 (A) apontam para um aumento do tamanho estimado da população potencialmente afetada (modo não corrigido, mais conservador) para as classes PG E e F nas plumas intermediária e externa. Isto se dá por conta das áreas abrangidas pelas plumas nessas classes PG serem maiores. É interessante verificar que as variações da classe PG têm pouco impacto na zona interna (700 mSv), provavelmente por estar próximo ao ponto de liberação, os tempos de propagação da pluma são pequenos e variações atmosféricas tem efeitos menores por estas estimativas serem tomadas próximo ao solo, como apresentado na equação 2.16 (dispersão gaussiana). Essa região da pluma é a mais hostil, pois existe a possibilidade de além de se desenvolver a SAR, os valores de TEDE ultrapassam os valores de LD_{50/30} e LD_{50/60} para humanos (THAUL S, 1999). Portanto,

este fato sugere que atender a população potencialmente afetada em sua totalidade considerando uma única estratégia pode ser insuficiente. Na realidade, o atendimento ao público e a tomada de decisão vai além da multi- e interdisciplinaridade, sendo espaço-dependente, necessitando de uma estrutura multiagência para gestão da crise. Adicionalmente, a falta de infraestrutura hospitalar e transporte é uma preocupação central em eventos de massa em grandes centros urbanos (METTLER, 2005).

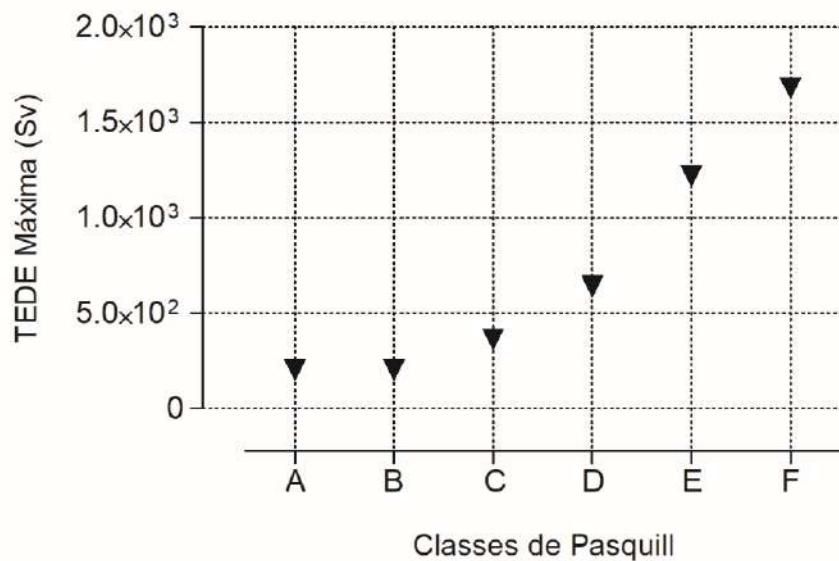


Figura 4.8 - TEDE Máxima para todas as classes PG.

Ainda na figura 4.9 (A), as classes PG E e F são as que mais impactam as zonas de 100 e 50 mSv. Estas zonas urbanas de interesse podem se enquadrar nos protocolos de evacuação para regiões além de 10 km. As operações nessas regiões dependem da infraestrutura, principalmente de transporte e saúde. Isso ocorre porque os limites de 100 e 50 mSv são considerados para o estabelecimento de um limite de controle de acesso e segurança (100 mSv), seguido por procedimentos de evacuação (50 mSv). Assim, com variações das classes PG ocorrendo e a população potencialmente afetada crescendo em função destas variações, os protocolos de evacuação devem ser atualizados periodicamente podendo provocar colapso dos serviços de operacionais além da imprevisibilidade no consumo de recursos, contribuindo para a redução da capacidade de resposta e consequentemente da resiliência. Fato importante apresentado pelos dados organizados nas figuras 4.9 (A e B) e que pode confundir os gestores da crise é que

deposição no solo e o tamanho da população potencialmente afetada evoluem de forma inversa parecendo paradoxalmente antagônicas.

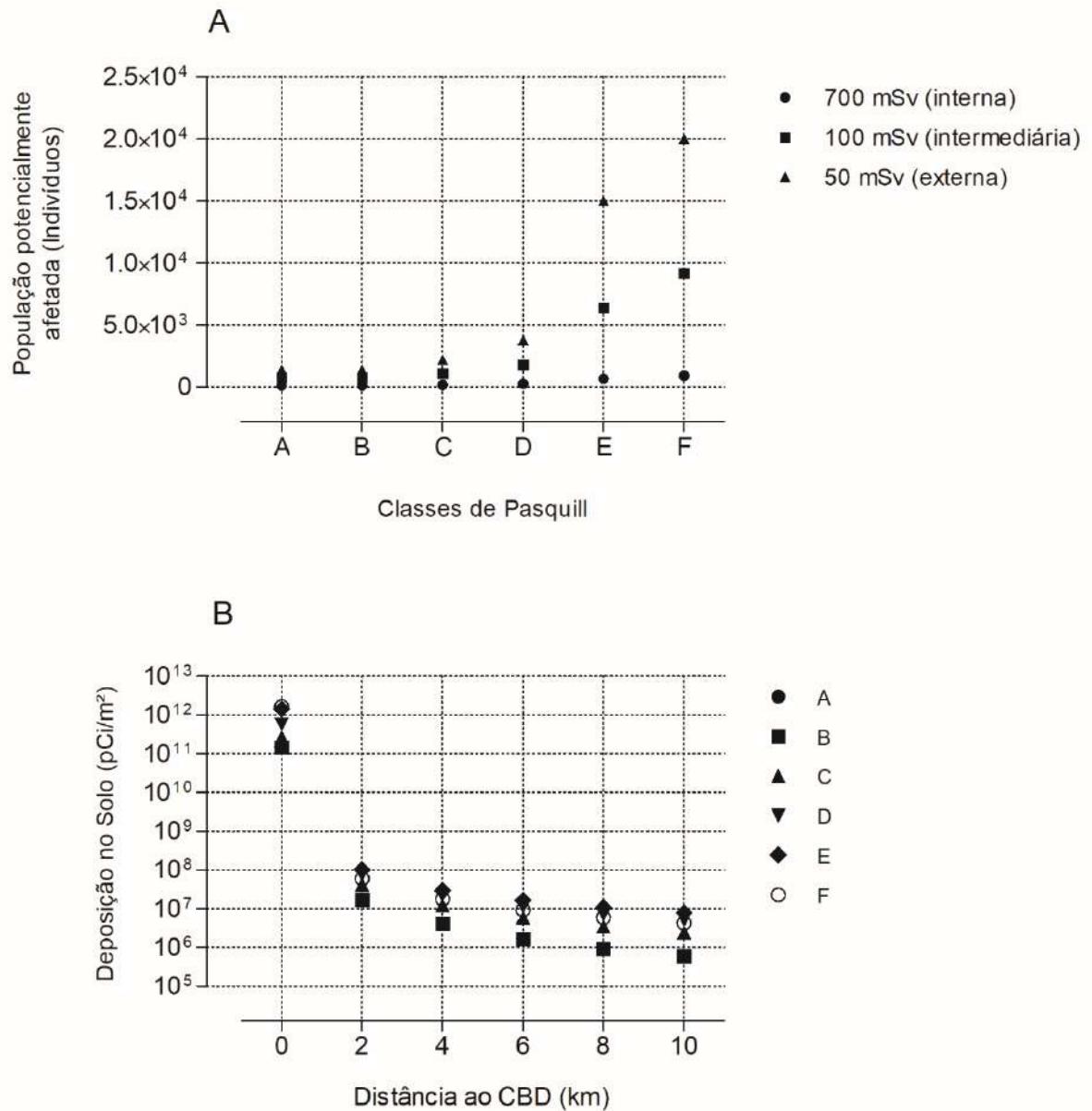


Figura 4.9 - População potencialmente afetada (A) e deposição no solo (B).

A Figura 4.9 (B) apresenta dados simulados para deposição de material radioativo no nível do solo. É possível verificar pelo gradual afastamento entre os símbolos que representam as classes PG para cada posição na figura, que as variações entre as classes se tornam mais importantes (maior afastamento entre os símbolos) para pontos mais distantes do CBD. Isto bem contabilizado pode servir de vantagem estratégica para o estabelecimento de locais especiais de administração da crise como pontos de controle e entrada e saída de áreas consideradas insalubres. Estes locais especiais podem facilitar a identificação e registro, quando possível, dos indivíduos integrantes de populações potencialmente afetadas facilitando estudos epidemiológicos futuros. Numa etapa posterior, informações provenientes das ações de identificação serão valiosas peças de um quebra-cabeças epidemiológico de reconstrução dos mapas de risco radiológico em cada zona, inserindo a componente humana na composição da estimativa da resiliência.

A Figura 4.10 apresenta os dados calculados pelo RESRAD-RDD com base na entrada fornecida (*ground shine*) estimada pelo HotSpot. As razões proporcionais foram calculadas pela comparação com as diretrizes mais restritivas para cada infraestrutura crítica e grupos de indivíduos (trabalhadores operacionais e público): (a) estabelecimentos de saúde (A - trabalhadores operacionais, B - público) e (b) transporte (C - trabalhadores operacionais, D - público) (KAMBOJ; CHENG; YU; DOMOTOR *et al.*, 2009). As razões operacionais representam a razão entre os valores estimados de contaminação no solo e os valores considerados máximos permitidos para atividade humana em ambiente contaminado por elementos radioativos. Para o cenário simulado neste estudo, os resultados apresentados na figura 4.10 sugerem que, na maioria dos casos, os valores estimados da contaminação são mais conservadores do que aqueles considerados pelas diretrizes operacionais mais restritivas ($razão > 1$). Para trabalhadores atuando em infraestruturas de saúde e transporte e para distâncias maiores que 4 km, as classes PG B e C apresentam razões menores que 1. Este achado, sugere que as medidas mais restritivas indicadas pelo código RESRAD-RDD são mais conservadoras e sugere queda de prioridade no endereçamento de ações para estas áreas ou zonas urbanas. Ou seja, para essas condições os valores estimados pela simulação com o HotSpot estão abaixo dos valores mais restritivos RESRAD-RDD. O mesmo comportamento ocorre para o público em geral, incluindo, entretanto, a classe PG D como fator de redução da prioridade. Estas reduções de prioridade para alocação e/ou aplicação de recursos e esforços de resposta é um indicador de aumento de resiliência urbana nestes setores, informação importante para os tomadores de decisão que dever gerir a melhor aplicação

das estratégias de enfrentamento. O potencial disruptivo sobre uma infraestrutura crítica depende, além da contaminação radioativa, da sua localização e das variações nas classes de estabilidade atmosférica (PG).

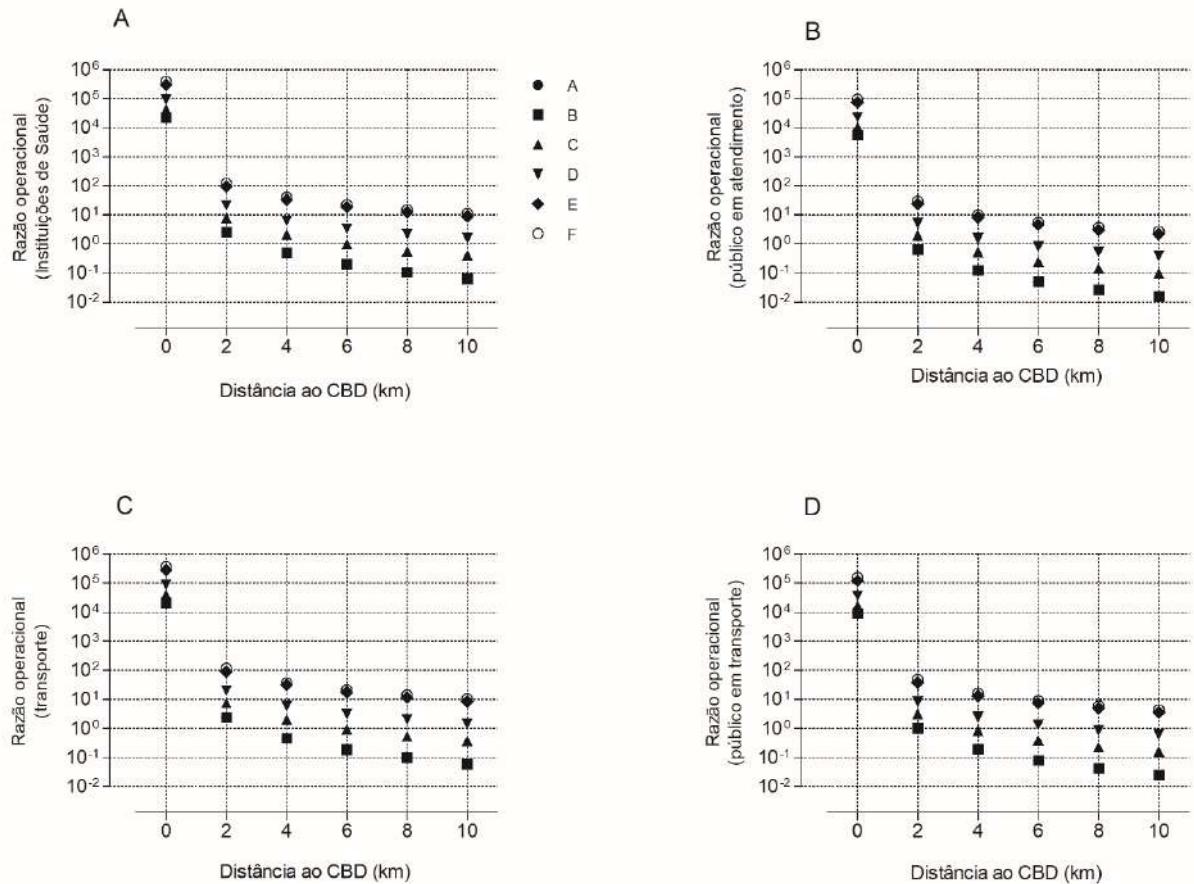


Figura 4.10 - Razões operacionais para o grupo de infraestrutura crítica (RESRAD-RDD) em comparação com as diretrizes mais restritivas para *instalações de saúde* (A - trabalhadores operacionais, B - públicas) e *transporte* (C - trabalhadores operacionais, D - públicas).

4.2 Etapa 2 - Avaliação da resiliência e suporte à decisão

A figura 4.11 (A) apresenta o gradiente populacional $\phi(x)$ ao longo de uma linha reta que parte do centro do CBD como resultado da aplicação do modelo de Clark na região. Como já comentado, esta reta é o eixo principal da elipse representativa de cada pluma de contaminação radioativa simulada pelo HotSpot. Este resultado difere daquele

apresentado na figura 4.2 por ser este uma aplicação direta da equação gerada empiricamente, assumida como a representativa da distribuição da população. Na figura 4.11 (B) são apresentados os valores esperados da TEDE em função das distâncias ao CBD para cada classe PG e respectivos domínios epidemiológicos, BEIR V ou VII.

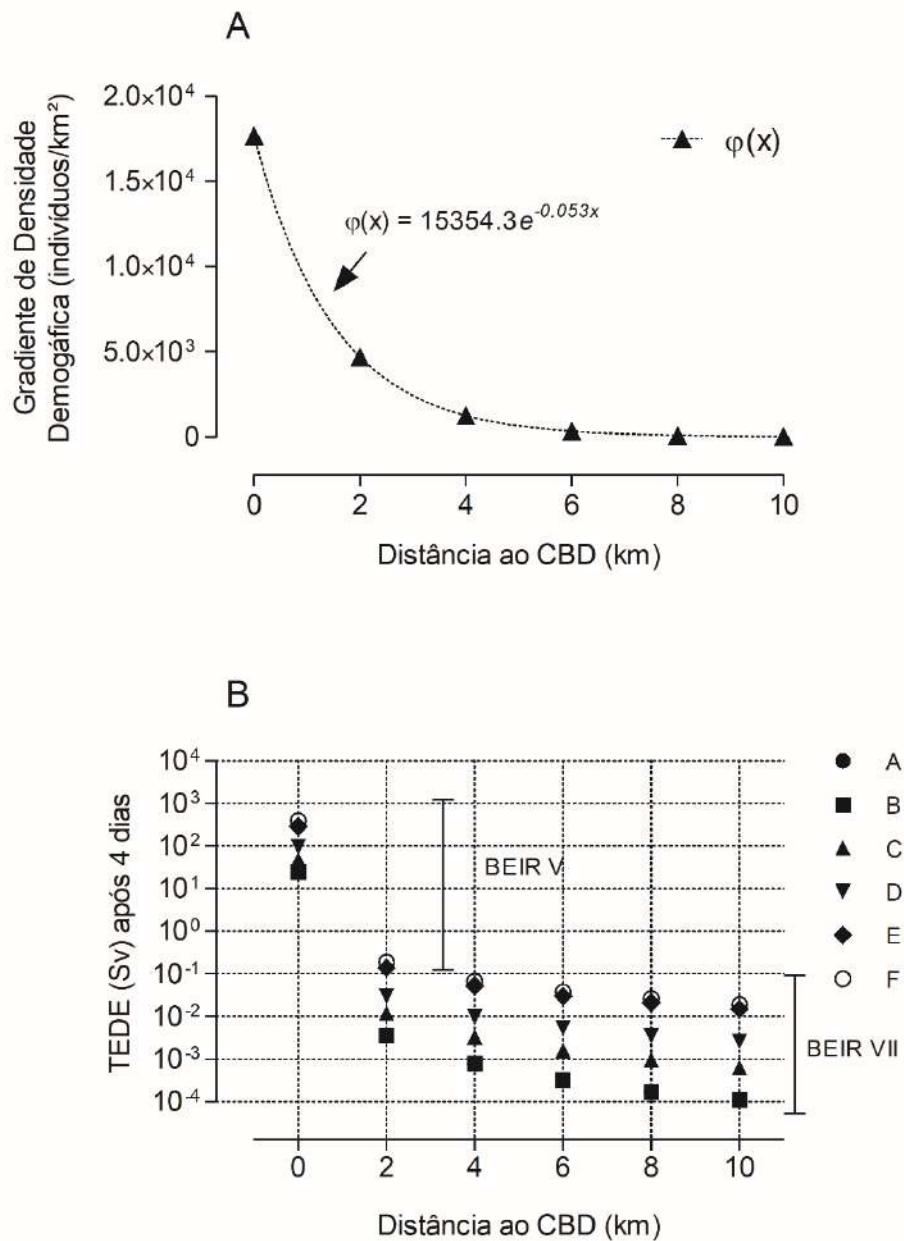


Figura 4.11 – (A) densidade de gradiente populacional $\varphi(x)$ estimada pelo modelo de Clark e (B) TEDE ao longo do eixo da elipse da pluma de contaminação radioativa.

Como já discutido anteriormente, a simulação do evento de liberação do material radioativo sobre uma zona urbana contribui não só para a estimativa da contaminação, como também da área afetada e do tamanho da população sob ameaça. Resultados apresentados na figura 4.11 (A) sugerem que concentrações populacionais maiores são esperadas até 4 km do CBD, quando a curva se estabiliza e decai lentamente de forma assintótica. Esta informação complementada pelos dados da figura 4.11 (B) sugere que as avaliações para o indicador I_4 deverão considerar as previsões dos modelos BEIR V e VII, em ambos os domínios teóricos epidemiológicos como função dos níveis de TEDE. A figura 4.11 (B) estima que a região crítica para efeitos determinísticos ($TEDE \geq 700$ mSv) fica limitada ao epicentro do evento na região próxima ao ponto de liberação (ver tabela 1). Este dado é importante porque, embora seja uma região limitada, é a que tem maior gradiente de densidade populacional $\varphi(x)$ e pode implicar em grande volume de indivíduos possivelmente pela presença de edifícios mais elevados, com necessidades médicas urgentes em um cenário com limitações de infraestrutura crítica implicando em redução da resiliência. O domínio de aplicação das equações BEIR V se estende até aproximadamente 2 km do ponto de liberação, mas com TEDE tendendo a valores limítrofes para o domínio do modelo BEIR VII naquela posição, que é de até 100 mSv. Ainda na figura 4.11 (B) se pode verificar na posição 2 km que há efeito acentuado das classes PG E e F sobre a determinação do modelo epidemiológico (BEIR V ou VII). Nesta localização o impacto das variações atmosféricas sobre a resiliência pode ser mais significativo. Nessa localização (2 km) as classes PG E e F entram no domínio BEIR V implicando que a classificação de risco depende mais fortemente de fatores ambientais para uma mesma posição. Assim, as variáveis intervenientes velocidade de deslocamento da pluma, condição do indivíduo do público (idade, sexo) e localização geram dependência sobre a escolha da estratégia a ser adotada e impactam a avaliação da resiliência. Procedimentos de triagem e atenção médica à população potencialmente afetada devem considerar não apenas a TEDE esperada e a localização, mas também incluir de forma prospectiva cenários decorrentes das variações das classes PG, além da caracterização da população potencialmente afetada.

A figura 4.12 apresenta a normalização dos dados de dano à infraestrutura crítica, onde o dano de 100% representa um valor nulo para I_1 . Esta avaliação de dano para infraestrutura crítica não inclui diretamente as classes PG, embora seja possível avaliar esta influência. A figura 4.12 representa um padrão para a avaliação de I_1 , não

representando valores a serem adotados, apenas um gabarito. Isto porque os danos à infraestrutura crítica dependem de outras variáveis além do escopo do estudo.

Com efeito sobre a estimativa de dano sofrido pela infraestrutura crítica, um padrão fundamental para a determinação do escore dado ao dano pode ser um recurso conveniente na ausência de dados atualizados. Os danos podem ser provenientes de diversas origens como contaminação radioativa de estruturas, interrupção de vias, convulsões sociais, fuga de presídios, pilhagem da propriedade privada dentre outros. Desta forma, para não extrapolar o escopo deste estudo expandindo para temas de relevo em outras áreas do conhecimento, optou-se por duas abordagens. Uma elege o dado de entrada para I_1 apenas variando o valor percentual de dano à infraestrutura crítica com aplicação das tabelas de restrição calculadas pelo RESRAD-RDD, mas sem considerar a aplicação dos termos- k . A outra aplica os termos- k , mas sem discutir as razões para valoração dos pesos, que são responsabilidade dos gestores da crise.

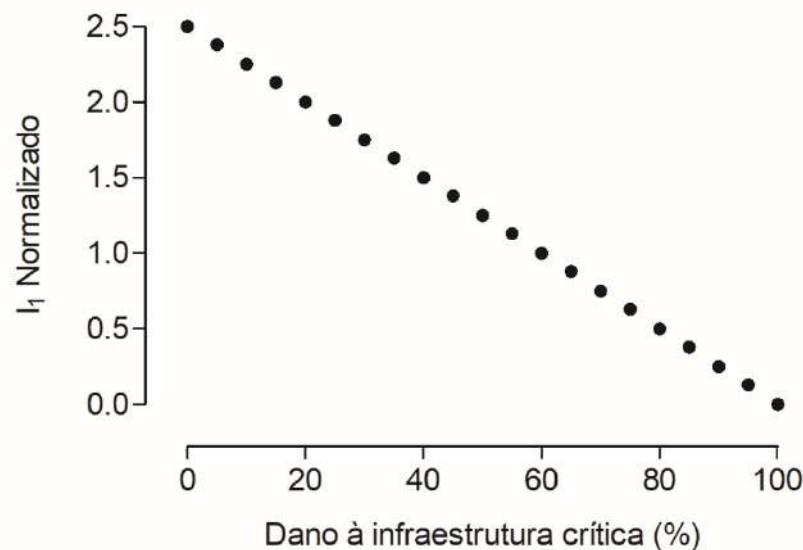


Figura 4.12 – Padrão da normalização do indicador de dano à infraestrutura crítica I_1 .

A tabela 4.1 apresenta via alternativa de estimativa dos valores de I_1 pela simulação RESRAD-RDD para infraestrutura crítica (saúde e transporte) para cada classe PG e distância ao CBD. Esses valores de I_1 são normalizados com base nas razões operacionais calculadas pelo RESRAD-RDD apresentados na figura 4.10. Os dados podem ser aplicados às equações BEIR, conforme a conveniência, e transportados para a

equação 3.4 para refinamento do cálculo da resiliência. Os dados apresentados na tabela 4.3 são para atualização do indicador I_1 com impacto sobre **Res** (eq. 3.4).

Tabela 4.1 – valores de I_1 são normalizados com base nas razões operacionais calculadas pelo código RESRAD-RDD para o evento simulado.

Classe PG	Distância ao CBD	I_1	
		Saúde	Transporte
A e B	0	0,00	0,00
	2	0,00	0,00
	4	0,00	0,00
	6	0,01	0,01
	8	0,04	0,04
	10	2,50	2,50
C	0	0,00	0,00
	2	0,00	0,00
	4	0,00	0,00
	6	0,01	0,01
	8	0,06	0,06
	10	2,50	2,50
D	0	0,00	0,00
	2	0,00	0,00
	4	0,00	0,00
	6	0,01	0,01
	8	0,07	0,07
	10	2,50	2,50
E	0	0,00	0,00
	2	0,00	0,00
	4	0,01	0,01
	6	0,04	0,04
	8	0,15	0,15
	10	2,50	2,50
F	0	0,00	0,00
	2	0,00	0,00
	4	0,01	0,01
	6	0,04	0,04
	8	0,16	0,16
	10	2,50	2,50

A figura 4.13 (A) apresenta o comprometimento esperado para os valores estimados da TEDE com relação à população potencialmente afetada. A figura 4.13 (B) apresenta I_2 normalizado em função da localização e classe PG. O indicador I_2 tem seu comportamento estimado com relação à distância ao CBD como apresentado na figura 4.13 (A). Nela se pode verificar tanto a influência da distância ao CBD quanto das classes PG sobre a relação entre a ameaça (TEDE) e a população potencialmente afetada. Apesar

da influência das classes PG, há uma tendência de crescimento do indicador (e da resiliência parcial) à medida que aumenta a distância ao CBD, corroborando as expectativas empíricas. Os espaçamentos dos marcadores representativos das classes PG no gráfico apresentam tendência de separação entre si à medida que a distância ao CBD aumenta, sugerindo que a influência das classes PG é proporcional à essa distância. Este achado poder ser de valor para se determinar um conjunto de operações na estratégia de resposta que incluem o monitoramento da variação das classes de estabilidade climática de localizações avançadas. Isto permitirá elevação da capacidade de previsão de recursos destinados ao atendimento (médico, realocação, evacuação etc.). A importância deste achado se confirma pela verificação de variações da ordem de 10^2 no indicador I_2 , dependendo da classe PG para uma mesma posição como se pode verificar na figura 4.13 (A). A normalização do indicador I_2 , apresentado na figura 4.13 (B), cuja influência da distância ao CDB se nota mais evidente a partir de 6 km quando os valores de $[TEDE \times \phi(x)]^{-1}$ assumem valores maiores que 1 para algumas classes PG. Este achado permite inferir que somente se podem esperar contribuições positivas de I_2 para a resiliência a partir desta posição e somente para algumas classes PG. Esta é uma restrição que é imposta pelo indicador para esta simulação e que pode ser utilizada para definir a estratégia de abordagem, incluindo mais uma vez a alocação de recursos para uma determinada região da zona urbana impactada. Este resultado revela posições onde ou as TEDE são altas, ou a população é menos densamente distribuída ou ambos os casos.

A tabela 4.2 apresenta o comprimento do eixo maior das elipses para cada isodose. As plumas são apresentadas pelo HotSpot como elipses cujo foco geométrico está colocado nas mesmas coordenadas do CBD.

Tabela 4.2 - Comprimento do eixo maior da elipse para cada isodose (700, 100 e 50 mSv) e cada classe PG.

Classe PG	Comprimento do eixo maior da elipse para cada isodose (km)		
	Interna (700 mSv)	Intermediária (100 mSv)	Externa (50 mSv)
A	0.17	0.43	0.60
B	0.17	0.43	0.60
C	0.25	0.65	0.93
D	0.37	1.0	1.5
E	0.75	2.6	4.2
F	0.87	3.0	4.9

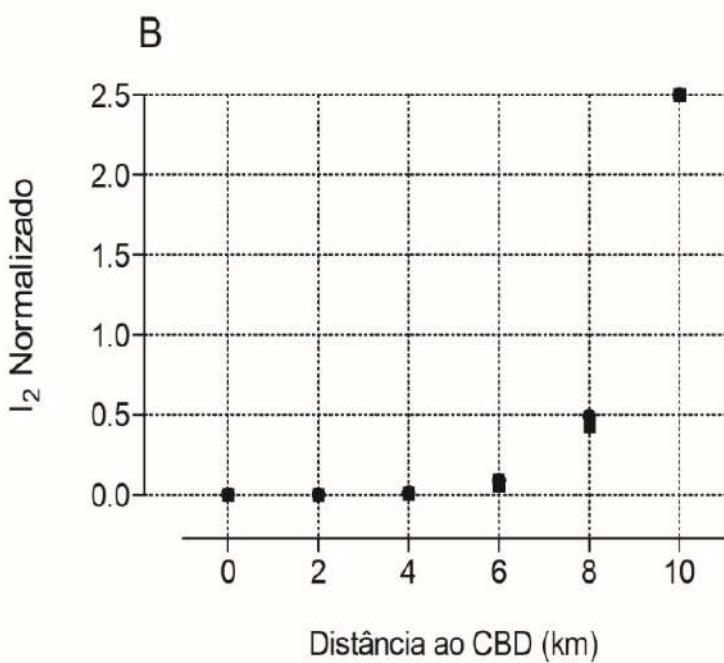
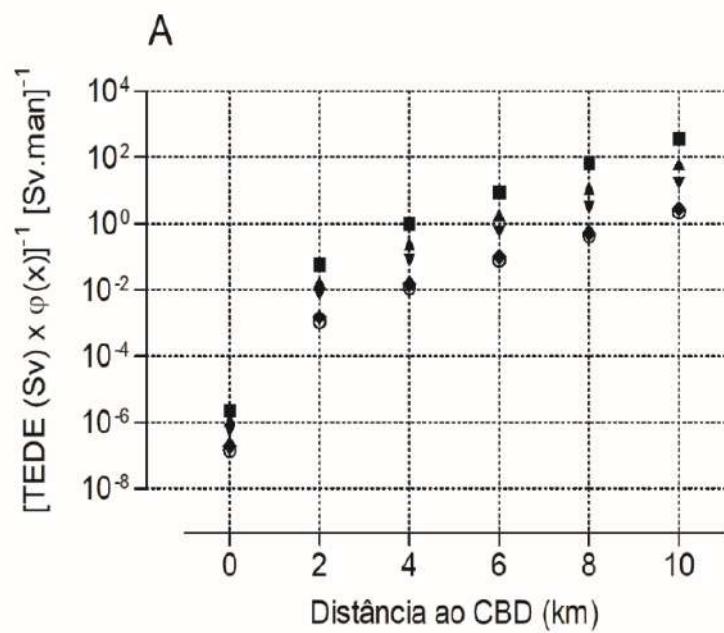


Figura 4.13 – (A) estimativa da ameaça sobre a população potencialmente afetada e corrigida pelo modelo de Clark, com relação à TEDE e (B) I₂ normalizado.

Os dados apresentados na Tabela 4.2 são relevantes, pois estando a favor do vento permitem estimar limites máximos para as isodoses selecionadas, no caso 700, 100 e 50 mSv integrados nas primeiras 100 h. Com base nesses dados e considerando a direção do vento constante, se pode estabelecer estratégias que incluam variações de classes PG e consequente a variação das distâncias estimadas para cada isodose de interesse. Estes dados permitem estimar novas prováveis localizações para bases de operações em função da variação da classe PG, contudo, sempre no sentido de afastamento em relação ao CBD por conta de contaminação do solo. Adicionalmente se deve ressaltar que um eixo da elipse pode crescer mais ou menos rapidamente, mas nunca diminuir seu módulo.

A figura 4.14 (A) apresenta o comprometimento esperado da população potencialmente afetada nas zonas $100 \text{ mSv} < \text{TEDE} < 700 \text{ mSv}$. A figura 4.14 (B) apresenta a normalização de I_3 . Ambas consideram todas as classes PG.

O indicador I_3 é específico para estimar populações potencialmente afetadas em áreas consideradas quentes ($100 \text{ mSv} \leq \text{TEDE} \leq 700 \text{ mSv}$) utilizando as áreas das plumas de contaminação radioativa simuladas pelo HotSpot dentro desses limites. A figura 4.14 (A) mostra estimativas de I_3 que apresentam variações de até uma ordem de grandeza para variações das classes PG. Este achado permite inferir que apenas alterações das classes PG no sentido de C para F tendem a aumentar a resiliência. Como o valor de σ_{pop} é constante, reduções nos valores de I_3 sugerem aumento das áreas das plumas apresentando coerência com os resultados entregues pela modelagem gaussiana. A normalização de I_3 apresentada na figura 4.14 (B) mostra com maior destaque o aumento do valor do indicador após tais variações das classes PG serem efetivadas.

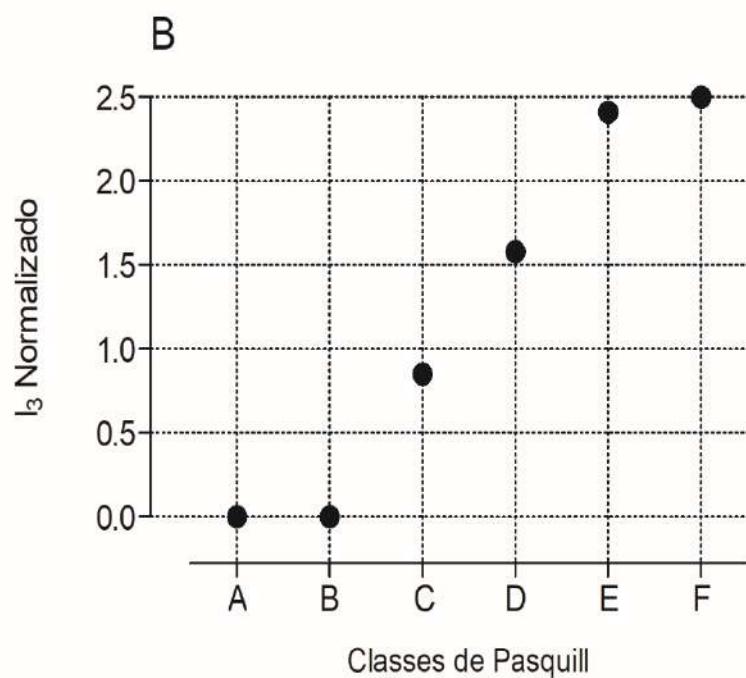
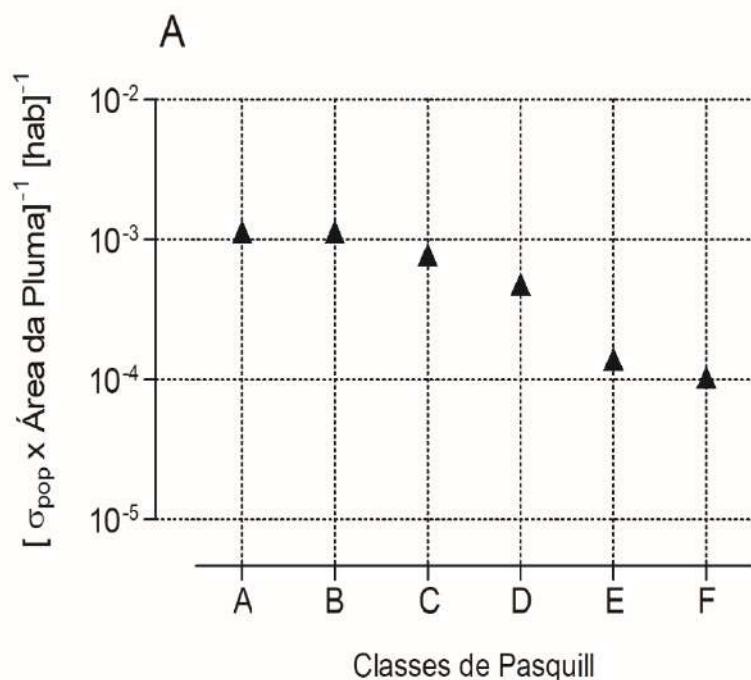


Figure 4.14 – (A) estimativa de comprometimento da população potencialmente afetada, corrigida e não corrigida pelo modelo de Clark, com relação à TEDE e (B) I_3 normalizado.

A figura 4.15 apresenta resultados da aplicação do indicador I_4 sobre uma fração da população potencialmente afetada. As figuras 4.15 (A) e 4.15 (C) se referem à aplicação seletiva das equações BEIR V e VII, dependendo da localização, nível de dose, idade e sexo dos indivíduos. As figuras 4.15 (B) e 4.15 (D) apresentam a normalização dos indicadores I_4 por localização, classes PG e sexo para idades assumidas como maiores que 30 anos.

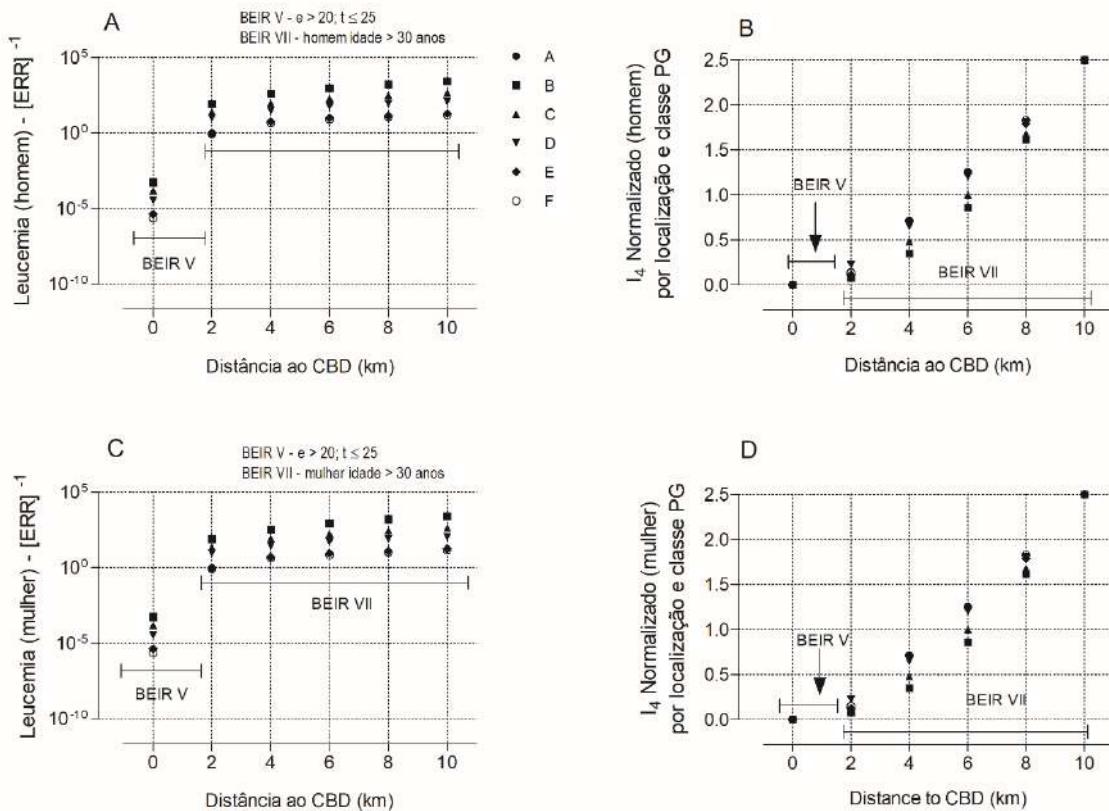


Figura 4.15 – (A), (C) aplicação das equações BEIR V e VII ao evento para fração da população potencialmente afetada. (B) e (D) apresentam valores normalizados para o indicador I_4 .

Pelos dados apresentados na figura 4.15 (A a D) sobre o indicador I_4 , são esperadas duas zonas bem definidas para os domínios dos modelos BEIR (V ou VII). A região de domínio do modelo BEIR V fica próximo ao ponto de liberação do material radioativo, onde as doses são mais elevadas, estendendo-se até uma distância de aproximadamente 2 km. Como o domínio BEIR V deve ser tratado com uma abordagem diferente daquela empregada no domínio BEIR VII, ter uma estimativa dos limites

geográficos das regiões para um ou outro domínio implica também em alocação inteligente de recursos, ainda que superestimados. É possível perceber que para o indicador I₄, as diferenças com relação à variável sexo são irrelevantes quando aplicada a equação 2.12 do modelo BEIR V que trata do ERR para leucemia em doses acima de 100 mSv. Este achado pode levar à otimização de recursos uma vez que o acolhimento diferenciado por sexo dentro de uma mesma localização poderia levar a uma duplicação da estrutura ou a um efeito social de separação familiar. Este importante efeito de separação de membros de uma mesma família, inclusive pais e filhos menores, é um fator de alto peso político que pode influenciar severamente a escolha do termo-*k* para I₄. Embora este exemplo de cenário seja dedicado aos indivíduos com idades superiores a 30 anos no momento da exposição, esta discussão mantém sua alta relevância pelo fato destes poderem ter filhos e serem separados deles por questões tanto de logística quanto de interesse epidemiológico por estarem fora do grupo de risco para uma determinada posição. Ainda na figura 4.15, os dados apresentados mostram que a influência das variações das classes PG é relevante para a determinação dos riscos, uma vez que a TEDE (ameaça) é fortemente dependente das condições de estabilidade atmosférica local.

Uma avaliação mais atenta dos dados apresentados na figura 4.15 (A e B), permite verificar que a razão entre os ERR para o grupo masculino e feminino é uma constante $R > 1$, ($R = 1,09$) para o domínio BEIR VII. Para o domínio BEIR V não há diferenças esperadas e o valor de $R = 1$ é registrado. Este achado sugere uma tendência de riscos maiores para homens deste grupo em relação às mulheres em todas as distâncias referidas ao CBD. Entretanto, há diferenças estatísticas significativas para os valores de ERR quando variações específicas de classe PG são consideradas. Estas diferenças foram estudadas aplicando-se o método estatístico ANOVA com teste de Bonferroni (conservador para comparação em pares) utilizando o software *GraphPad Prism 5.1*. Este resultado permite verificar diferenças significativas entre os riscos para homens e mulheres em algumas distâncias do CBD e em condições específicas. Os dados apresentados na tabela 4.3 sugerem que variações nas classes PG local têm influência estatisticamente significativa sobre a avaliação do risco e em última análise sobre a resiliência da zona urbana segundo o indicador I₄. Assim, estas diferenças podem gerar prioridade de atenção para indivíduos sob essas condições, refinando a estratégia de resposta inicial.

Na tabela 4.3 são destacadas comparações entre as classes PG. Após análise de variância (ANOVA), foram encontradas diferenças significativas tanto para os valores [1/ERR] quanto para os dados I_4 normalizados. A indicação M/F informa que o resultado da análise ANOVA independe da variável sexo. Esta avaliação acrescenta informação relevante para os dados apresentados na figura 4.15, sugerindo quais variações causadas pelas classes PG são significativas para a tomada de decisão. Variações significativamente diferentes ocorreram para [1/ERR] em todas as mudanças de classe PG apenas para 10 km do CBD. As mudanças de classe não passam pelas classes intermediárias, sendo de ponto a ponto (A↔C significa mudança da classe PG A para C).

Tabela 4.3 – Avaliação estatística (ANOVA) para I_4 normalizado e [1/ERR]. Os símbolos * e ** indicam significância estatística $p < 0.05$ e $p < 0.001$ respectivamente.

Classes PG		A↔C	A↔D	A↔E	A↔F	B↔C	B↔D	B↔E	B↔F	
Distância ao CBD (km)	0									
	2									
	4			M/F*	M/F*			M/F*	M/F*	
	6			M/F*	M/F*			M/F*	M/F*	
	8									
	10	M/F*	M/F*	M/F**	M/F**	M/F*	M/F*	M/F**	M/F**	
[1/ERR] é significativo apenas para 10 km										I_4 normalizado

A figura 4.16 (A) apresenta o resultado da aplicação da equação 3.4, \mathbf{R}_{es} , contando com 50% de disponibilidade da infraestrutura crítica ($I_1 = 1,25$), para os dois sexos e idades acima de 30 anos para as equações BEIR V e VII. A figura 4.16 (B) apresenta os cálculos dos desvios-padrão (SD) entre os resultados para cada classe PG para cada localização de interesse dentro da pluma de contaminação. A medida dos SD foi considerada neste estudo como um indicador simples e razoável de avaliação de variabilidade para os dados sob influência das variações das classes PG. Foi considerado que quanto maior o SD maior a influência isolada das classes PG.

Como forma de realizar um exercício de aplicação da equação 3.4, \mathbf{R}_{es} , que avalia a resiliência geral da zona urbana, porém considerando aspectos específicos do cenário, a figura 4.16 apresenta resultados para \mathbf{R}_{es} com respeito à leucemia. O termo- k não foi considerado em nenhum dos componentes I_n da equação 3.4 de modo que esta avaliação funcione como um padrão de comparação utilizando fatores puramente ambientais já que os termos- k são fatores que inserem subjetividade ao valor final da resiliência, \mathbf{R}_{es} . Os

resultados apresentados na figura 4.16 (A) mostram tanto a influência da distância ao CBD quanto das classes PG sobre a estimativa de R_{es} . O impacto da variável distância ao CBD é de fácil visualização, com forte influência capaz de gerar diferenças que podem chegar a cerca de 800%, como no caso de comparação das estimativas na origem e a 10 km do CBD para as classes B e F. Entretanto, não é intuitivo verificar a influência sobre a estimativa da resiliência total das variações das classes PG para cada localização. Os resultados apresentados na figura 4.16 (B) sugerem que variações nas classes PG são mais importantes entre 2 e 8 km de distância do CBD, com um máximo ocorrendo na posição 6 km. Os valores SD podem representar um mapa de atenção para a influência das classes PG sobre os níveis estimados de resiliência da zona urbana de interesse. Prioridades e ações de resposta podem ser definidas com base nesta informação, implicando em refinamento do modo de aplicação dos recursos disponíveis.

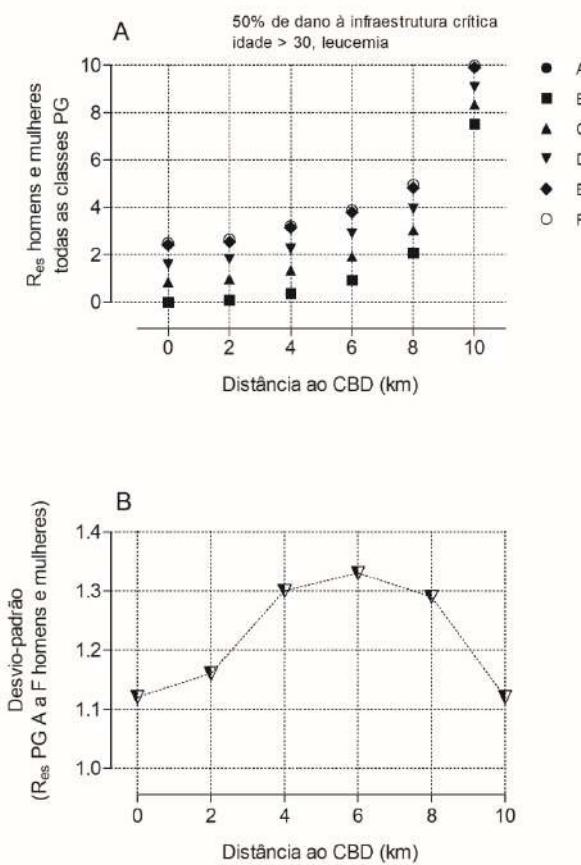


Figura 4.16 – (A) aplicação da R_{es} ao caso de 50% de dano à infraestrutura crítica sob as condições impostas pelos indicadores I₂ a I₄. (B) apresenta o SD para R_{es} como função da distância do CBD. Sem correção dos termos- k .

Uma avaliação mais detalhada dos resultados da aplicação da equação 3.4 (\mathbf{R}_{es}), figura 4.16, permite verificar que os termos- k podem ou não ser arbitrários. Estes termos não são necessariamente ajustes definidos com sustentação lógica matemática, podendo inclusive ser definidos de forma empírica, amparando-se na experiência dos profissionais envolvidos no processo de decisão. Também, os termos- k estão sujeitos a ruídos e influências políticas e pessoais podendo chegar ao caso de sofrerem influência de um conhecido efeito da psicologia, o efeito Dunning-Kruger (KRUGER; DUNNING, 1999) no qual a autoavaliação de competência influencia a qualidade da tomada de decisão. Assim, a definição dos termos- k pode ficar sujeitos a influências políticas, econômicas e sociais e sobretudo pessoais.

Para ilustrar um possível contexto na avaliação da resiliência, a figura 4.17 apresenta resultado sobre os mesmos dados apresentados na figura 4.16, mas com a diferença no termo- k associado ao indicador I_2 . Este indicador se refere à avaliação de consequências, considerando a população potencialmente afetada em um estado corrigido por $\varphi(x)$ dado pela teoria do gradiente populacional de Clark. A função $\varphi(x)$ depende do momento em que é avaliada e seu efeito é periódico por conta da população flutuante em torno do CBD ter rotina estabelecida com regras de funcionamento (horário comercial).

Considera-se o caso da ocorrência do evento em um momento em que $\varphi(x)$ passe por um mínimo. Neste caso, se pode esperar que o termo- k para o indicador I_2 , sendo influenciado por $\varphi(x)$ seja igualmente mínimo, mas não nulo na composição de \mathbf{R}_{es} . Para este cenário exemplo os termos- k foram tomados como $k_1 = 0,30$; $k_2 = 0,1$; $k_3 = 0,30$ e $k_4 = 0,30$ e o resultado para \mathbf{R}_{es} é apresentado na figura 4.17 (A). Comparando-se aos dados da figura 4.16 que não conta com os ajustes dos termos- k , verifica-se que com a aplicação dos ajustes k_n o resultado da avaliação da resiliência diminui em escala e altera o perfil da curva de resiliência para a zona urbana. A opção de não aplicar tais ajustes torna a avaliação apresentada na figura 4.16 um padrão fundamental ao qual se pode comparar as avaliações ajustadas posteriores. A despeito da escala para os SD na figura 4.17, se pode verificar que a aplicação dos termos- k produz efeito sobre as variações das classes PG. A figura 4.17 (B) mostra os valores de SD para os dados ajustados e o comportamento é semelhante, com pico de influência das variações das classes PG na região de 4 a 6 km e não mais de 4 a 8 km. Pela redução que produz, o ajuste aplicado a k_2 na equação 3.4 gerou impacto (redução) de I_2 no cálculo de \mathbf{R}_{es} para todas as classes PG e nas variações do SD quando comparados aos valores apresentados na figura 4.16.

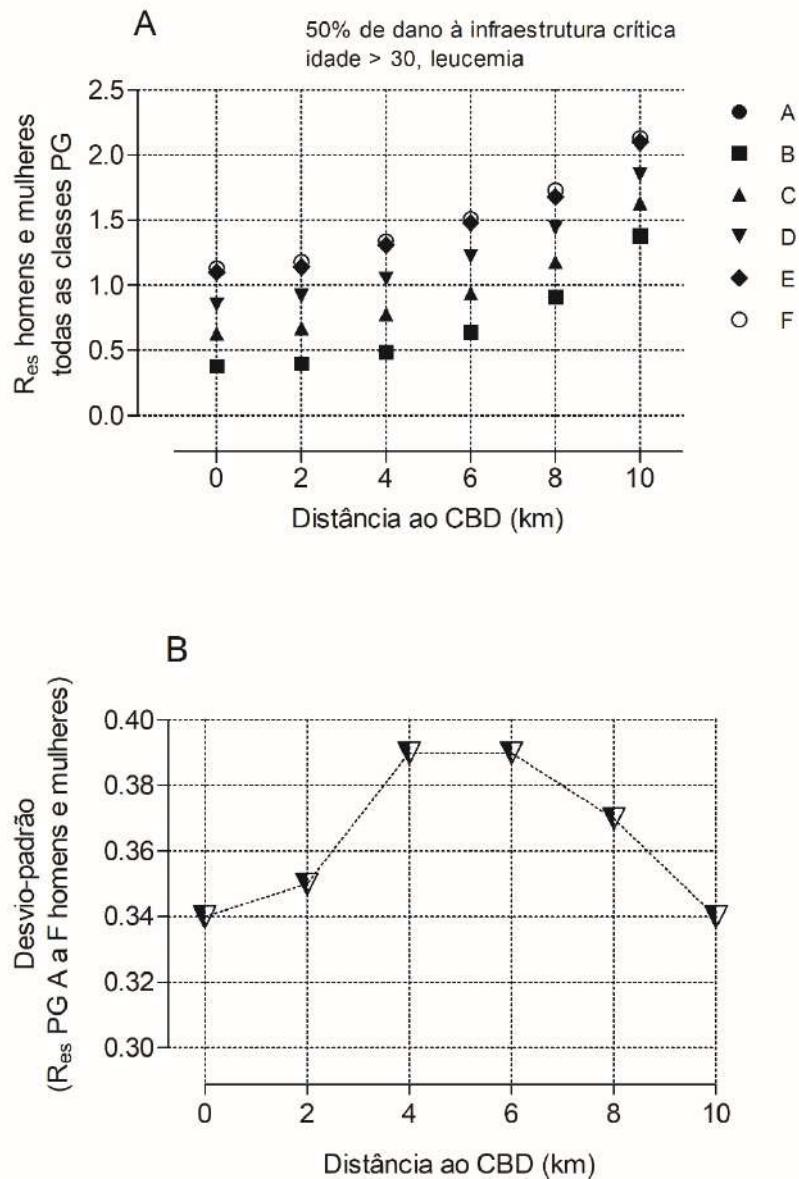


Figura 4.17 – (A) aplicação da **Res** ao caso de 50% de dano à infraestrutura crítica sob as condições impostas pelos indicadores I_2 a I_4 , (B) apresenta o SD para **Res** como função da distância ao CBD. Dados corrigidos pelos termos- k ($k_1 = 0,30$; $k_2 = 0,1$; $k_3 = 0,30$ e $k_4 = 0,30$).

A metodologia $4\pi^+$ é proposta para atender à fase inicial da tomada de decisão (100 horas iniciais) num processo de resposta a um evento disruptivo de origem nuclear ou radiológica sobre uma população em área urbana. Algumas vantagens e limitações da metodologia $4\pi^+$ foram organizadas e apresentadas na tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Principais vantagens e limitações da proposta de metodologia 4 π^+ .

Vantagens	Limitações
Rapidez, simplicidade e robustez do processo de simulação	Simulação conservadora implicando em significativas incertezas associadas aos valores estimados
Processamento simples dos dados simulados pelo <i>HotSpot</i> e RESRAD-RDD, podendo ser realizado por computadores ordinários em planilhas simples do <i>MS Office</i> ou similar	As etapas do processo de avaliação têm por base dados de outras agências (defesa civil, saúde pública, transporte, comunicações etc.) implicando em gestão multiagência, que pode gerar ruídos capazes de retardar a tomada de decisão
Os códigos são gratuitos, credenciados pela comunidade científica e disponíveis na rede mundial de computadores para download	Embora amigáveis, os códigos são especialistas e precisam ser operados por profissional treinado, o que implica em iniciativas de educação continuada e treinamentos
Os arquivos são leves e podem ser transmitidos de um ponto a outro por rede Bluetooth®, internet ou similar caso as simulações ocorram no local dos acontecimentos (<i>in situ</i>)	Os dados transmitidos podem ser manipulados por invasores ao longo do caminho de transmissão, necessitando de suporte de tecnologia da informação (TI) para garantia da trafegabilidade segura das informações talvez por utilização de metodologia de chaveamento público tipo <i>blockchain</i>
Resultados dão suporte à decisão, oferecendo avaliação conservadora para o problema otimizando recursos	Processos de triagem pública com base no risco individual podem levar à separação familiar, podendo provocar outras crises dentro da crise principal
A disponibilidade da infraestrutura crítica é incluída no processo de avaliação inicial possibilitando aos tomadores de decisão dimensionar esforços e recursos	Normalmente os registros dos sistemas de infraestrutura são defasados, inserindo vieses à modelagem, com reflexos sobre as incertezas associadas à estimativa da resiliência
A metodologia pode gerar dados do termo-fonte para a simulação	Para maior realismo o levantamento radiométrico deve estar previamente disponível em rede com acesso restrito, o que pressupõe estrutura de detecção de radiação e outras variáveis, normalmente indisponíveis ou inexistentes
A equação \mathbf{R}_{es} propõe avaliação do nível de resiliência em termos da integridade das infraestruturas críticas, distribuição populacional e risco radiológico. É flexível o bastante para ser adaptada à diferentes situações	Definir algumas variáveis não é trivial e exige integração de esforços numa abordagem multiagência, normalmente ausente. Também a definição do termo- k na equação que define \mathbf{R}_{es} pode sofrer influência da competência dos tomadores de decisão (efeito Dunning-kruger)
O processo de normalização é efetivo na facilitação da tarefa de selecionar prioridades	A normalização dos I_n não foi sensível às diferenças entre homens e mulheres para a leucemia quando aplicada às soluções das equações BEIR V e VII, não importando a faixa etária e a TEDE

Capítulo 5

Conclusões

Com a finalidade de organizar as conclusões, o capítulo 5 foi dividido em três partes respectivamente referentes às etapas 1 e 2 da aplicação da metodologia $4\pi^+$ e considerações sobre perspectivas futuras em relação ao estudo realizado.

5.1 Etapa 1 (*liberação off site*)

1. As simulações realizadas na etapa da liberação *off site* produziram informações relevantes, cuja aplicação produz um robusto suporte à decisão e estimativa da resiliência da zona urbana.
2. A simulação permitiu estimar de forma conservadora as dimensões das plumas de contaminação e o tamanho da população potencialmente afetada para cada zona de interesse. Os tamanhos das populações podem se alterar como função do tempo e das variações das classes PG, e conhecer esta característica adiciona previsibilidade ao processo de decisão.
3. O modelo de Clark permitiu simular maiores detalhes da distribuição populacional a partir do CBD mostrando dependência em relação aos ciclos de atividades profissionais locais. O efeito do modelo de Clark foi positivo sobre o dimensionamento da população potencialmente afetada em função do momento de ocorrência do evento.
4. Embora o modelo de Clark se afaste de uma abordagem conservadora, sua aplicação permite estabelecer limites mínimos e máximos para o tamanho da população potencialmente afetada. Este dado é vital para o suporte à decisão e orientação em relação à aplicação de recursos.
5. Os resultados do estudo reforçam o valor de se desenvolver estratégias de decisão que considerem a convergência de objetivos e a utilização de ferramentas computacionais gratuitas e certificadas, a exemplo da aplicação conjunta dos códigos HotSpot e RESRAD-RDD.

5.2 Etapa 2 (avaliação da resiliência e suporte à decisão)

6. A convergência de objetivos entre os softwares HotSpot e RESRAD-RDD mostrou-se efetiva para gerar informações de interesse para o suporte ao processo de decisão em sua fase inicial, principalmente pela possibilidade de estimar o comprometimento de infraestruturas críticas e seu impacto na resiliência.
7. Os cálculos confirmam a dependência espacial das ameaças, variando significativamente em função das distâncias ao ponto de liberação (CBD).
8. Forte dependência também foi confirmada em relação às variações das classes de estabilidade atmosférica locais, classes de Pasquill-Gifford.
9. A aplicação da metodologia $4\pi^+$ (e solução da equação 3.4) para avaliação da resiliência de uma zona urbana sob efeito de um evento disruptivo (R_{es}) é satisfatória, permitindo afirmar que foram atingidos os objetivos deste trabalho de tese. Apesar de suas limitações (apresentadas na tabela 4.4), a metodologia $4\pi^+$ se mostra adequada.
10. Os ajustes das parcelas R_{es} pela aplicação dos termos- k permitem flexibilidade aos gestores e tomadores de decisão para dimensionar impactos de cada indicador I. Este dimensionamento é de central importância para direcionar recursos de toda ordem, em todo o processo, mas principalmente na fase inicial da resposta.
11. A aplicação dos resultados deste trabalho de tese pode ser estendida a treinamentos de equipes de respondedores. Estas equipes, podem desenvolver tanto capacidades de grupo quanto verificar necessidades de implementação, adaptação e melhorias à metodologia.
12. A metodologia $4\pi^+$, apesar de suas limitações (apresentadas na tabela 4.4), se mostra adequada às finalidades para as quais foi criada e cumpre seus objetivos.

5.3 Perspectivas Futuras

Estudos mais avançados relativos aos efeitos potenciais de eventos disruptivos sobre infraestruturas críticas urbanas constituem uma necessidade, pois são fundamentais para a implantação de uma visão estratégica multiagência de suporte à tomada de decisão.

Estudos posteriores dedicados à uma avaliação mais refinada para o cálculo de R_{es} (determinação dos termos- k) deverá incluir componentes cognitivas dos tomadores de decisão e que podem ser determinadas com base no efeito Dunning-Kruger. O efeito Dunning-Kruger é o fenômeno descrito e estudado em 1999 pelos psicólogos Justin Kruger e David Dunning, da Cornell University (KRUGER; DUNNING, 1999). O efeito se refere a indivíduos que não são competentes em uma determinada área, mas acreditam profundamente que são. O que levou essas pessoas a tomar decisões erradas e a obter resultados indevidos ao insistir na aplicação de um corpo de conhecimentos que não dominavam foi objeto de investigação.

Ressalta-se também que a metodologia apresentada neste estudo mostra condições de ser aplicada a outras áreas (não apenas à nuclear) que necessitam de ferramentas para avaliar desastres em condições de pouca informação inicial. Implantando-se as necessárias adaptações, resultados semelhantes poderiam servir de apoio à decisão em outras áreas. Desastres como rompimento de barragens, enchentes e deslizamentos podem figurar como eventos potenciais em interesse para o desenvolvimento de novas abordagens.

É possível que estudos sejam realizados no sentido de estimar o indicador I_4 para todas as faixas etárias e morbidades constantes nos documentos BEIR V e VII, além de ampliar as aplicações para o espectro DQBRN.

Referências Bibliográficas

- AKIYAMA, N. Nuclear weapons: arms-control efforts need China. **Nature**, 584, n. 7819, p. 40-42, Aug 2020.
- ALVES, I. S.; CASTRO, M. S. C.; STENDERS, R. M.; SILVA, R. W. *et al.* The vertical radiation dose profile and decision-making in a simulated urban event. **J Environ Radioact**, 208-209, p. 106034, Nov 2019.
- ANDRADE, C. P.; SOUZA, C. J.; CAMERINI, E. S.; ALVES, I. S. *et al.* Support to triage and public risk perception considering long-term response to a Cs-137 radiological dispersive device scenario. **Toxicology and Industrial Health**, p. 748233718762920, Jan 1 2018.
- ANDRADE, E. R., BAUERMANN, L. F. . **Introdução á Radiobiologia – Conexões Bioquímicas e Biomoleculares**. Santa Maria: UFSM, 2010.
- ANDRADE, E. R.; REIS, A. L. Q.; ALVES, D. F.; ALVES, I. S. *et al.* Urban critical infrastructure disruption after a radiological dispersive device event. **J Environ Radioact**, 222, p. 106358, Oct 2020.
- ATTIX, F. Introduction to Radiological Physics and Radiation Dosimetry. p. 506-524, 12/01 2007.
- BARSS, N. M.; WEITZ, R. L. Reconstruction of external dose from beta radiation sources of nuclear weapon origin. **Health Phys**, 91, n. 4, p. 379-389, Oct 2006.
- BELLAMY, M.; DEWJI, S.; LEGGETT, R.; HILLER, M. *et al.* **Federal Guidance Report No. 15: External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil.** 2018.
- BIRNBACH, D. J.; ROSEN, L. F.; WILLIAMS, L.; FITZPATRICK, M. *et al.* A framework for patient safety: a defense nuclear industry--based high-reliability model. **Jt Comm J Qual Patient Saf**, 39, n. 5, p. 233-240, May 2013.
- BLAND, S. A.; LOCKEY, D. J.; DAVIES, G. E.; KEHOE, A. D. Military perspective on the civilian response to the London bombings July 2005. **J R Army Med Corps**, 152, n. 1, p. 13-16, Mar 2006.
- BOLUS, N. E. History of the Nuclear Medicine Advanced Associate (NMAA). **J Nucl Med Technol**, 48, n. Suppl 1, p. 66S, Jun 2020.
- BOUVILLE, A. Fallout from Nuclear Weapons Tests: Environmental, Health, Political, and Sociological Considerations. **Health Phys**, 118, n. 4, p. 360-381, Apr 2020.
- BOYD, M.; NELSON, C. STANDARDIZED RADIOGENIC CANCER RISK COEFFICIENTS: A REVIEW OF THE METHODOLOGY PRESENTED IN FEDERAL GUIDANCE REPORT NO. 13. 11/16 2020.

BRENNER, A. V.; SUGIYAMA, H.; PRESTON, D. L.; SAKATA, R. *et al.* Radiation risk of central nervous system tumors in the Life Span Study of atomic bomb survivors, 1958-2009. **Eur J Epidemiol**, 35, n. 6, p. 591-600, Jun 2020.

BROWNE, D.; WEISS, J. F.; MACVITTIE, T. J.; PILLAI, M. V. Protocol for the treatment of radiation injuries. **Adv Space Res**, 12, n. 2-3, p. 165-168, 1992.

BUNN, M., Wier, A. Terrorist nuclear weapon construction: How difficult? **Annals of the American Academy of Political and Social Science**, 607, 2006.

BURNETT, J. L.; MILBRATH, B. D. Radionuclide observables of underwater nuclear explosive tests. **J Environ Radioact**, 192, p. 160-165, Dec 2018.

BURNS, R. D. Wash 1400—Reactor safety study. **Progress in Nuclear Energy**, 6, n. 1, p. 117-140, 1980/01/01/ 1980.

CASE, C., Jr.; COLEMAN, C. N.; BADER, J. L.; HICK, J. *et al.* Guidance, Training and Exercises for Responding to an Improvised Nuclear Device: First Receivers, Public Health. **Health Phys**, 114, n. 2, p. 165-172, Feb 2018.

CHEN, S. Y.; TENFORDE, T. S. Optimizing decision making for late-phase recovery one year after the Fukushima nuclear accident. **J Radiol Prot**, 32, n. 2, p. 191-192, Jun 2012.

CISA. A Guide to Critical Infrastructure Security and Resilience. (CISA), I. S. A. : U.S. Department of State 2019.

CLARK, C. Urban Population Densities. **Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)**, 114, n. 4, p. 490-496, 1951.

CNEN. COEFICIENTES DE DOSE PARA EXPOSIÇÃO DO PÚBLICO. : 101 p. 2011.

COHEN, A. B.; TRENTALANGE, M.; FRIED, T. Surrogate Decision Making for Patients Without Nuclear Family. **JAMA**, 314, n. 4, p. 408, Jul 28 2015.

COLEMAN, C. N.; BADER, J. L.; KOERNER, J. F.; HRDINA, C. *et al.* Chemical, Biological, Radiological, Nuclear, and Explosive (CBRNE) Science and the CBRNE Science Medical Operations Science Support Expert (CMOSSE). **Disaster Med Public Health Prep**, 13, n. 5-6, p. 995-1010, Dec 2019.

DARBY, S.; HILL, D.; DEO, H.; AUVINEN, A. *et al.* Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. **Scand J Work Environ Health**, 32 Suppl 1, p. 1-83, 2006.

DEME, S.; JANOSY, J. S.; LANG, E.; SZABO, I. C., 2003, Slovakia. **Radionuclide dispersion calculation in environmental radiation monitoring system of the PAKS NPP**. Nuclear Regulatory Authority of the Slovak Republic. 573. Disponível em: http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:36097682.

DI GIOVANNI, D. L., E.; Marchi, F.; Latini, G.; Carestia, M.; Malizia, A.; Gelfusa, M.; Fiorito, R.; D'Amico, F.; Cenciarelli, O.; et al. Two realistic scenarios of intentional release of radionuclides (Cs-137, Sr-90)—The use of the HotSpot code to forecast contamination extent. **WSEAS Trans. Environ. Dev**, 10, p. 106-122, 2014.

DOE. Estimating Radiation Risk from Total Effective Dose Equivalent (TEDE) - ISCORS Technical Report No. 1. Office of Environmental Policy and Guidance. 2003. (DOE/EH-412/0015/0802 rev.1).

DONNELLY, E. H.; NEMHAUSER, J. B.; SMITH, J. M.; KAZZI, Z. N. *et al.* Acute radiation syndrome: assessment and management. **South Med J**, 103, n. 6, p. 541-546, Jun 2010.

DONS RF, C. T. **Triage and treatment of radiation.** TMM Publications, 1989.

DOUGLAS, D. B.; CAGLE, Y. The Life of Don Shields: from Atmospheric Nuclear Tests to the Lunar Module. **Aerosp Med Hum Perform**, 91, n. 1, p. 56-58, Jan 1 2020.

DROZDOVITCH, V.; DE VATHAIRE, F.; BOUVILLE, A. Ground deposition of radionuclides in French Polynesia resulting from atmospheric nuclear weapons tests at Mururoa and Fangataufa atolls. **J Environ Radioact**, 214-215, p. 106176, Apr 2020.

DUARTE-DAVIDSON, R.; ORFORD, R.; WYKE, S.; GRIFFITHS, M. *et al.* Recent advances to address European Union Health Security from cross border chemical health threats. **Environ Int**, 72, p. 3-14, Nov 2014.

ECKERMAN, K.; WOLBARST, A.; RICHARDSON, A. C. B. Limiting values of radionuclide intake and air concentration and dose conversion factors for inhalation, submersion, and ingestion: Federal guidance report No. 11. 09/01 1988.

ELLINGSEN, S. A. Deliberations of a Nuclear Terrorist: Patience or Opportunism? **Defense & Security Analysis**, 26, n. 4, p. 353-369, 2010/12/01 2010.

EPA. PAG Manual - Protective Action Guides and Planning Guidance for Radiological Incidents. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC 20460. 2016. (EPA-400/R-16/001).

EPA. Protective Action Guides and Planning Guidance for Radiological Incidents. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC 2017.

FISHER, D. R.; FAHEY, F. H. Appropriate Use of Effective Dose in Radiation Protection and Risk Assessment. **Health physics**, 113, n. 2, p. 102-109, 2017.

FISHER, R. E.; NORMAN, M. Developing measurement indices to enhance protection and resilience of critical infrastructure and key resources. **J Bus Contin Emer Plan**, 4, n. 3, p. 191-206, Jul 2010.

FLETCHER, J. L., Jr. Social and health effects of a nuclear weapons exchange. **J Med Assoc Ga**, 77, n. 9, p. 686, Sep 1988.

GARDNER, E. Empowered to improve. Memorial Hermann uses lessons from the nuclear energy industry to make quality and safety strides, help win annual NQF award. **Mod Healthc**, 39, n. 20, p. 28-31, May 18 2009.

GAUTHIER, R. The Electron is a Charged Photon with the De Broglie Wavelength. 02/12 2015.

GERARD G., T., I., Helming, K. Soil roughness and overland flow. **Agronomie**, 20, p. 131-146, 2000.

GIFFORD, F. A. Turbulent Diffusion-Typing Schemes: A Review. **Nucl. Saf.**, v. 17, no. 1, pp. 68-86, 17, 01/01 1976.

GLASER, Z. M. a. A. Nuclear Weapons and Fissile Material Stockpiles and Production. In: NPT Review Conference, 2015, New York. Disponível em: <http://fissilematerials.org/library/ipfm15.pdf>. Acesso em: 21 Jan 2016.

GLASSTONE, S.; DOLAN, P. J. **The Effects of Nuclear Weapons. Third edition.** ; Department of Defense, Washington, D.C. (USA); Department of Energy, Washington, D.C. (USA), p. Medium: ED; Size: Pages: 660. 1977. (TID-28061; TRN: 78-014841 United States 10.2172/6852629 TRN: 78-014841 GPO. TIC English).

GOANS, R.; HOLLOWAY, E.; BERGER, M.; RICKS, R. Early dose assessment in criticality accidents. **Health physics**, 81, p. 446-449, 10/01 2001.

GOANS, R. E.; HOLLOWAY, E. C.; BERGER, M. E.; RICKS, R. C. Early dose assessment following severe radiation accidents. **Health Phys**, 72, n. 4, p. 513-518, Apr 1997.

GOVERNMENT, U. Uniting and Strengthening America by Providing Appropriate Tools Required to Intercept and Obstruct Terrorism (USA PATRIOT ACT) Act of 2001. Washington, DC 2001.

GREENAWALD, L. A.; KARWACKI, C. J.; PALYA, F.; BROWNE, M. A. *et al.* Conducting an evaluation of CBRN canister protection capabilities against emerging chemical and radiological hazards. **J Occup Environ Hyg**, 17, n. 10, p. 480-494, Oct 2020.

GUIDOTTI, R.; CHMIELEWSKI, H.; UNNIKRISHNAN, V.; GARDONI, P. *et al.* Modeling the resilience of critical infrastructure: the role of network dependencies. **Sustain Resilient Infrastruct**, 1, n. 3-4, p. 153-168, 2016.

HALL, E. J.; GIACCIA, A. J. **Radiobiology for the radiologist: Seventh edition.** 2012. 1-576 p.

HANNA, S.; BRITTER, R. Wind Flow and Vapor Cloud Dispersion at Industrial and Urban Sites. 01/04 2002.

HARDING, K. ICRP 60 and future legislation. **Nucl Med Commun**, 12, n. 9, p. 753-755, Sep 1991.

HARDY, C. J. **Atomic rise and fall : the Australian Atomic Energy Commission, 1953-1987** / Clarence Hardy. Peakhurst, N.S.W: Glen Haven Publishing, 1999. v. Accessed from <https://nla.gov.au/nla.cat-vn1388396>. 0958630305.

HARLEY, N. H.; FISENNE, I. M.; ROBBINS, E. S. Attempted validation of ICRP 30 and ICRP 66 respiratory models. **Radiat Prot Dosimetry**, 152, n. 1-3, p. 14-17, Nov 2012.

HARWELL, M.; GROVER, H. Biological Effects of Nuclear War I: Impact on Humans. **Bioscience**, 35, 10/01 1985.

HEILBRON, P. F. L. **BREVE HISTÓRICO SOBRE A PROTEÇÃO RADIOLÓGICA PAULO HEILBRON** Encontro da Academia Brasileira de Medicina Setembro de 2017. 2019.

HESSENBRUCH, A. A brief history of x-rays. **Endeavour**, 26, n. 4, p. 137-141, Dec 2002.

HIATT, J. W. Commercial Nuclear Power Industry: Assessing and Meeting the Radiation Protection Workforce Needs. **Health Phys**, 112, n. 2, p. 160-164, Feb 2017.

HIGSON, D. Beir Vii-2. **J Radiol Prot**, 25, n. 3, p. 324-325, Sep 2005.

HIROSE, K. Atmospheric effects of Fukushima nuclear accident: A review from a sight of atmospheric monitoring. **J Environ Radioact**, 218, p. 106240, Jul 2020.

HOMANN, S. G. **HotSpot Health Physics Codes Version 3.0 User's Guide**. Lawrence Livermore National Laboratory. CA, USA. 2019.

HOVEN, I. Deposition of Particles and Gases. **Meteorology and Atomic Energy. Report No. TID-24190**, p. 202-207, 01/01 1968.

HUNTER, C. **A Recommended Pasquill-Gifford Stability Classification Method for Safety Basis Atmospheric Dispersion Modeling at SRS**. U.S. Department of Energy United States of America 2012.

I. Introduction. **Journal of the International Commission on Radiation Units and Measurements**, os21, n. 1, p. 1-2, 2016.

IAEA. **Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: Beir V** Washington (DC). 1990.

IAEA. **Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency**. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Vienna. 1994.

IAEA. IAEA-TECDOC-870 - Methods for Estimating the Probability of Cancer from Occupational Radiation Exposure. SECTION, R. S. Vienna: International Atomic Energy Agency 1996.

ICRP. **Recommendations of the International Commission on Radiological Protection**. Thousand Oaks, CA: 1991. 202 p. (ICRP Publication 60. 9780080411446.

ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 103. **Ann ICRP**, 37, n. 2-4, p. 1-332, 2007.

ICRP publication 30. **Annals of the ICRP**, 8, n. 1-3, p. 917-948, 1982.

IMANI, M.; HAJIALIZADEH, D. A resilience assessment framework for critical infrastructure networks' interdependencies. **Water Sci Technol**, 81, n. 7, p. 1420-1431, Apr 2020.

ISAKSSON, M.; RÄÄF, C. **Environmental radioactivity and emergency preparedness**. 2017. 978-1-4822-4464-9.

JHA, P. The hazards of smoking and the benefits of cessation: a critical summation of the epidemiological evidence in high-income countries. **eLife**, 9, p. e49979, 2020.

KAKO, M.; HAMMAD, K.; MITANI, S.; ARBON, P. Existing Approaches to Chemical, Biological, Radiological, and Nuclear (CBRN) Education and Training for Health Professionals: Findings from an Integrative Literature Review. **Prehosp Disaster Med**, 33, n. 2, p. 182-190, Apr 2018.

KAMBOJ, S.; CHENG, J. J.; YU, C.; DOMOTOR, S. *et al.* Modeling of the EMRAS urban working group hypothetical scenario using the RESRAD-RDD methodology. **J Environ Radioact**, 100, n. 12, p. 1012-1018, Dec 2009.

KARAM, P. Radiological Terrorism. **Human and Ecological Risk Assessment - HUM ECOL RISK ASSESSMENT**, 11, 06/01 2005.

KING, J.; CHALFIE, M.; CHOMSKY, N.; CIRINCIONE, J. *et al.* Uphold the nuclear weapons test moratorium. **Science**, 369, n. 6501, p. 262, Jul 17 2020.

KNOLL, G. **Radiation Detection and Measurement**. 2000. 0-471-07338-5.

KOENIG, K. L.; GOANS, R. E.; HATCHETT, R. J.; METTLER, F. A., Jr. *et al.* Medical treatment of radiological casualties: current concepts. **Ann Emerg Med**, 45, n. 6, p. 643-652, Jun 2005.

KOZHAKHANOV, T. E.; LUKASHENKO, S. N.; LARIONOVA, N. V. Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests. **J Environ Radioact**, 137, p. 217-226, Nov 2014.

KRUGER, J.; DUNNING, D. Unskilled and unaware of it: how difficulties in recognizing one's own incompetence lead to inflated self-assessments. **J Pers Soc Psychol**, 77, n. 6, p. 1121-1134, Dec 1999.

LAGZI, I.; KÁRMÁN, D.; TURÁNYI, T.; TOMLIN, A. S. *et al.* Simulation of the dispersion of nuclear contamination using an adaptive Eulerian grid model. **J Environ Radioact**, 75, n. 1, p. 59-82, 2004.

LEMYRE, L.; CLÉMENT, M.; CORNEIL, W.; CRAIG, L. *et al.* A psychosocial risk assessment and management framework to enhance response to CBRN terrorism threats and attacks. **Biosecur Bioterror**, 3, n. 4, p. 316-330, 2005.

LI, H. L.; TANG, W. J.; MA, Y. K.; JIA, J. M. *et al.* Emergency response to nuclear, biological and chemical incidents: challenges and countermeasures. **Mil Med Res**, 2, p. 19, 2015.

LIKHTAREV, I.; KOVGAN, L.; JACOB, P.; ANSPAUGH, L. Chernobyl accident: Retrospective and prospective estimates of external dose of the population of Ukraine. **Health physics**, 82, p. 290-303, 04/01 2002.

LINDELL, M. K. An overview of protective action decision-making for a nuclear power plant emergency. **J Hazard Mater**, 75, n. 2-3, p. 113-129, Jul 28 2000.

LIPOTI, J.; BENNETT, G. Recovery, Resilience and Reality: Going Beyond NCRP Report No. 175, Progress and Possibilities. **Health Physics**, 114, p. 176-181, 02/01 2018.

LYON, J. L. Nuclear weapons testing and research efforts to evaluate health effects on exposed populations in the United States. **Epidemiology**, 10, n. 5, p. 557-560, Sep 1999.

MAGNUSON, M.; ERNST, H.; GRIGGS, J.; FITZ-JAMES, S. *et al.* Analysis of environmental contamination resulting from catastrophic incidents: part 1. Building and sustaining capacity in laboratory networks. **Environ Int**, 72, p. 83-89, Nov 2014.

MARSHALL, E. If Terrorists Go Nuclear: A study of high-tech terrorism finds that the risk of nuclear extortion is increasing and recommends coded locks for every weapon. **Science**, 233, n. 4760, p. 148-149, Jul 11 1986.

MARTORI, J. C.; SURIÑACH, J. Classical models of urban population density. The case of Barcelona Metropolitan Area. **Nederlandse Geografische Studies**, 09/01 2001.

MAXWELL, R.; ANSPAUGH, L. An improved model for prediction of resuspension. **Health physics**, 101, p. 722-730, 12/01 2011.

MEIT, M.; REDLENER, I.; BRIGGS, T. W.; KWANISAI, M. *et al.* Rural and suburban population surge following detonation of an improvised nuclear device: a new model to estimate impact. **Disaster Med Public Health Prep**, 5 Suppl 1, p. S143-150, Mar 2011.

METTLER, F. A., Jr. Medical resources and requirements for responding to radiological terrorism. **Health Physics**, 89, n. 5, p. 488-493, Nov 2005.

MICHAEL DILLON; JAVE KANE; JOHN NASSTROM; STEVE HOMANN *et al.* **Summary of Building Protection Factor Studies for External Exposure to Ionizing Radiation.** Lawrence Livermore National Laboratory. USA. 2016.

MIKKELSEN, T.; LARSEN, S.; THYKIERNIELSEN, S. DESCRIPTION OF THE RISO PUFF DIFFUSION-MODEL. **Nuclear Technology**, 67, p. 56-65, 10/01 1984.

MIKKELSEN, T.; THYKIER-NIELSEN, S.; ASTRUP, P.; SANTABÁRBARA, J. M. *et al.* MET-RODOS: A Comprehensive Atmospheric Dispersion Module. **Radiation Protection Dosimetry**, 73, n. 1-4, p. 45-55, 1997.

MLAKAR, P.; BOZNAR, M. Z.; GRASIC, B.; BREZNIK, B. Integrated system for population dose calculation and decision making on protection measures in case of an accident with air emissions in a nuclear power plant. **Sci Total Environ**, 666, p. 786-800, May 20 2019.

NATURE. Researchers: help free the world of nuclear weapons. **Nature**, 584, n. 7819, p. 7, Aug 2020.

NEAL, K. History of the Nuclear Medicine Technology Certification Board (NMTCB). **J Nucl Med Technol**, 48, n. Suppl 1, p. 67S-71S, Jun 2020.

NEUMEISTER, S. M.; GRAY, J. P. The Strategic National Stockpile: identification, support, and acquisition of medical countermeasures for CBRN incidents. **Toxicol Mech Methods**, p. 1-33, Dec 28 2020.

NEUSCHATZ, M. Can a nuclear weapon really be "safer"? **Science**, 316, n. 5825, p. 689, May 4 2007.

NISBET, A. F.; CHEN, S. Y. Decision making for late-phase recovery from nuclear or radiological incidents: new guidance from NCRP. **Ann ICRP**, 44, n. 1 Suppl, p. 162-171, Jun 2015.

NOORDERHAVEN, N. G. **Strategic Decision Making**. Addison-Wesley, 1995. 9780201593938.

NRC. **Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII Phase 2**. Washington, DC: The National Academies Press, 2006. 422 p. 978-0-309-09156-5.

PARTICIPANTS, A. P. S. S. G.; WILSON, R.; ARAJ, K. J.; ALLEN, A. O. *et al.* Report to The American Physical Society of the study group on radionuclide release from severe accidents at nuclear power plants. **Reviews of Modern Physics**, 57, n. 3, p. S1-S144, 07/01/ 1985.

PASQUILL, F. The estimation of the dispersion of windborne material. **Meteorological Magazine**, 90, p. 33-491, 1961.

PATEL, S. S.; GRACE, R. M.; CHELLEW, P.; PRODANCHUK, M. *et al.* "Emerging Technologies and Medical Countermeasures to Chemical, Biological, Radiological, and Nuclear (CBRN) Agents in East Ukraine". **Confl Health**, 14, p. 24, 2020.

PETERSON, S. R.; KIRCHNER, T. B. Data quality and validation of radiological assessment models. **Health Phys**, 74, n. 2, p. 147-157, Feb 1998.

PITROU, I. Nuclear tests in French Polynesia: need for clarification of the radiological situation. **Asia Pac J Public Health**, 27, n. 2, p. 232-233, Mar 2015.

PONTEDEIRO, E. M.; HEILBRON, P. F.; COTTA, R. M. Assessment of the mineral industry NORM/TENORM disposal in hazardous landfills. **J Hazard Mater**, 139, n. 3, p. 563-568, Jan 31 2007.

PORTER, L. E. Bethe-Bloch stopping-power parameters for Mylar, Kapton, and Havar targets derived from measurements with proton, alpha -particle, and carbon-ion projectiles. **Phys Rev B Condens Matter**, 40, n. 12, p. 8530-8535, Oct 15 1989.

PRAVALIE, R. Nuclear weapons tests and environmental consequences: a global perspective. **Ambio**, 43, n. 6, p. 729-744, Oct 2014.

PRLIC, I.; MOSTECAK, A.; MIHIC, M. S.; VEINOVIC, Z. *et al.* Radiological risk assessment: an overview of the ERICA Integrated Approach and the ERICA Tool use. **Arh Hig Rada Toksikol**, 68, n. 4, p. 298-307, Dec 20 2017.

PSILLAKIS, H. M. Marketing imobiliário: contribuição ao planejamento. **Revista de Administração de Empresas**, 18, p. 37-43, 1978.

RADIATION, U. N. S. C. o. t. E. o. A. **Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2017 Report.** 2018.

RAKESH, P. T.; VENKATESAN, R.; HEDDE, T.; ROUBIN, P. *et al.* Simulation of radioactive plume gamma dose over a complex terrain using Lagrangian particle dispersion model. **J Environ Radioact**, 145, p. 30-39, Jul 2015.

RAZA, S.; IQBAL, M. Atmospheric dispersion modeling for an accidental release from the Pakistan Research Reactor1 (PARR1). **Annals of Nuclear Energy - ANN NUCL ENERG**, 32, p. 1157-1166, 07/01 2005.

RESEARCH, U. S. N. R. C. O. o. N. R. **Regulatory Guide 1.183: Alternative Radiological Source Terms for Evaluating Design Basis Accidents at Nuclear Power Reactors.** U.S. Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Regulatory Research, 2000.

ROPEIK, D. Critical Areas for Improvement in Communications Regarding Radiological Terrorism. **Health Phys**, 114, n. 2, p. 214-217, Feb 2018.

RUNNER. DOD (Department of Defense) response to Improvised Nuclear Device (IND) incidents. Directive. 11/17 2020.

SAINT-PIERRE, S. Global nuclear industry views: challenges arising from the evolution of the optimisation principle in radiological protection. **Ann ICRP**, 41, n. 3-4, p. 275-281, Oct-Dec 2012.

SCHIECK, H. P. g. The first true nuclear reaction and the discovery of the proton. In: **Key Nuclear Reaction Experiments**: IOP Publishing, 2015. p. 3-1-3-4. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1088/978-0-7503-1173-1ch3>.

SHIN, H.; KIM, J. Development of realistic RDD scenarios and their radiological consequence analyses. **Appl Radiat Isot**, 67, n. 7-8, p. 1516-1520, Jul-Aug 2009.

SIMON, S. L.; BOUVILLE, A. Health effects of nuclear weapons testing. **Lancet**, 386, n. 9992, p. 407-409, Aug 1 2015.

SMITH, C. L.; BORGONOVO, E. Decision making during nuclear power plant incidents: a new approach to the evaluation of precursor events. **Risk Anal**, 27, n. 4, p. 1027-1042, Aug 2007.

SORENSEN, J. H.; SHUMPERT, B. L.; VOGT, B. M. Planning for protective action decision making: evacuate or shelter-in-place. **Journal Hazardous Material**, 109, n. 1-3, p. 1-11, Jun 18 2004. Review.

SUCIU, N.; TANAKA, T.; TREVISAN, M.; SCHUHMACHER, M. *et al.* Environmental Fate Models. *In*, 2013. p. 47-71.

TAKAHARA, S.; IIJIMA, M.; WATANABE, M. Assessment Model of Radiation Doses from External Exposure to the Public after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. **Health Phys**, 118, n. 6, p. 664-677, Jun 2020.

THAUL S, O. M. H. **Potential Radiation Exposure in Military Operations: Protecting the Soldier Before, During, and After**. Washington (DC): National Academies Press (US), 1999. (Institute of Medicine (US) Committee on Battlefield Radiation Exposure Criteria.

THYKIER-NIELSEN, S.; DEME, S.; LANG, E. **Calculation method for gamma dose rates from Gaussian puffs**. Denmark, p. 22. 1995. (87-550-2019-4).

TILL, J. E.; GROGAN, H. **Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis**. 2008. 1-728 p.

TURNER, D. B. **Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion Modeling, Second Edition**. 2nd ed. CRC Press, 1994. 192 p. 9781566700238 - CAT# L1023.

UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION, W. D. C. **Reactor safety study An assessment of accident risks in US commercial nuclear power plants Executive summary**. International Atomic Energy Agency (IAEA), p. 28. 1975.

UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. **Health Phys**, 80, n. 3, p. 291, Mar 2001.

WAKEFORD, R.; TAWN, E. J. IAEA/WHO International Conference on Low Doses of Ionizing Radiation: Biological Effects and Regulatory Control, Seville, Spain, 17-21 November 1997 (IAEA-CN-67). International Atomic Energy Agency. **J Radiol Prot**, 18, n. 1, p. 52-56, Mar 1998.

WHITE, S. C.; MALLYA, S. M. Update on the biological effects of ionizing radiation, relative dose factors and radiation hygiene. **Aust Dent J**, 57 Suppl 1, p. 2-8, Mar 2012.

WILLIAM POTTER, G. M. (ed.). **Forecasting Nuclear proliferation in the 21st Century**. Stanford University Press, 2010.

WINN, J. History of the Joint Review Committee on Educational Programs in Nuclear Medicine Technology (JRCNMT). **J Nucl Med Technol**, 48, n. Suppl 1, p. 62S-63S, Jun 2020.

WOLBARST, A. B.; WILEY, A. L.; NEMHAUSER, J. B.; CHRISTENSEN, D. M. *et al.* Medical Response to a Major Radiologic Emergency: A Primer for Medical and Public Health Practitioners. **Radiology**, 254, n. 3, p. 660-677, 2010/03/01 2010.

YEDDANAPUDI, N.; CLAY, M. A.; DURHAM, D. P.; HOFFMAN, C. M. *et al.* Informing CONOPS and medical countermeasure deployment strategies after an improvised nuclear device detonation: the importance of delayed treatment efficacy data. **Int J Radiat Biol**, 96, n. 1, p. 4-11, Jan 2020.

YOSHIMURA, K.; WATANABE, T.; KURIKAMI, H. Vertical and horizontal distributions of (137)Cs on paved surfaces affected by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. **J Environ Radioact**, 217, p. 106213, Jun 2020.

YU, C., Cheng, J.J., Kamboj, S., Domotor, S., Wallo, A. **Preliminary report on operational guidelines developed for use in emergency preparedness and response to a radiological dispersal device incident, Interim final**. Department of Energy. 2009.

ZAPP, N.; CUCINOTTA, F.; ATWELL, W. A comparison of quality factors and weighting factors for characterizing astronaut radiation exposures. **Advances in Space Research**, 30, n. 4, p. 965-974, 2002/01/01/ 2002.

ZIMMERMANN, D. Terrorism Transformed: The "New Terrorism," Impact Scalability, and the Dynamic of Reciprocal Threat Perception. **Connections**, 3, n. 1, p. 19-40, 2004.

ZINGER, I.; COPPLESTONE, D.; HOWARD, B. Decision-making in environmental radiation protection: using the ERICA Integrated Approach. **Journal of environmental radioactivity**, 99, p. 1510-1518, 05/01 2008.