

**INSTITUTO DE ENGENHARIA NUCLEAR**

**PAULA CAROLINE ALVES DE SOUZA**

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO RADIOLÓGICO DE ACIDENTE POSTULADO NO  
REATOR ARGONAUTA**

**Rio de Janeiro**

**2020**

PAULA CAROLINE ALVES DE SOUZA

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO RADIOLÓGICO DE ACIDENTE POSTULADO NO  
REATOR ARGONAUTA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Nucleares do Instituto de Engenharia Nuclear da Comissão Nacional de Energia Nuclear como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências e Tecnologias Nucleares.

Orientador: Francisco Fernando Lamego Simões Filho

Co-orientador: André Silva de Aguiar

Rio de Janeiro

2020

SOUZ, Souza Paula

Avaliação do Impacto Radiológico de Acidente Postulado no Reator Argonauta / Paula Caroline Alves de Souza. – Rio de Janeiro: CNEN/IEN, 2020.

xi, 89f. : il. ; 31 cm.

Orientador: Francisco Fernando Lamego Simões Filho

Dissertação (mestrado) – Instituto de Engenharia Nuclear, PPGIEN, 2020.

1. Avaliação de Impacto. 2 Acidente Radiológico. 3. Dispersão Atmosférica.

AVALIAÇÃO DO IMPACTO RADIOLÓGICO DE ACIDENTE POSTULADO NO  
REATOR ARGONAUTA

Paula Caroline Alves de Souza

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E  
TECNOLOGIA NUCLEARES DO INSTITUTO DE ENGENHARIA NUCLEAR DA  
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR COMO PARTE DOS REQUISITOS  
NECESSÁRIOS PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIA E  
TECNOLOGIA NUCLEARES

Aprovada por:

---

Prof. Dr. Francisco Fernando Lamego Simões Filho. D. Sc.  
(Orientador)

---

Dr. André, da Silva Aguiar, D. Sc.  
(Coorientador)

---

Prof. Dr. Celso Marcelo Franklin Lapa, D. Sc.  
(PPG-IEN)

---

Dr. Pedro Paulo de Lima e Silva, D. Sc.  
(DRS/CNEN)

RIO DE JANEIRO, RJ-BRASIL

JANEIRO 2021

## DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha filha Olívia, pois foi ela quem me deu força e motivação para encerrar este importante ciclo da minha vida.

Dedico também a minha mãe, que não mediu esforços para que eu pudesse alcançar meus objetivos, dando total apoio e sendo meu grande exemplo.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço minha família por todo o carinho, amor e força. Sou grata, especialmente, aos meus pais Vera e Diógenes, que tanto lutaram pela minha educação, sendo sempre os meus maiores exemplos.

Agradeço a Vinícius, meu marido pela paciência, compreensão e constante incentivo.

Agradeço ao Instituto de Engenharia Nuclear que sempre forneceu todas as condições necessárias para o aprendizado.

Ao meu orientador Prof. Dr. Francisco Fernando Lamego Simões Filho., por toda dedicação, apoio e paciência sem os quais não seria possível elaborar este projeto.

Agradeço imensamente a Comissão Nacional de Energia Nuclear pelo suporte financeiro que me foi fornecido.

## RESUMO

Nos primórdios da energia nuclear no Brasil, um reator projetado no *Argonne National Laboratory*, originando o nome ARGONAUT da combinação do nome do Laboratório com as iniciais de “*Nuclear Assembly for University- Training*”, atingiu a criticalidade no Instituto de Engenharia Nuclear. A presença de um centro de pesquisa nuclear no campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) ainda causa preocupações quanto à segurança radiológica da comunidade do entorno, embora esse centro esteja operando com segurança há mais de cinquenta anos. Além disso, o risco potencial desta instalação para os trabalhadores do IEN também foi discutido pelas autoridades nacionais. Assim, o objetivo deste estudo é avaliar o impacto radiológico e o risco potencial de liberações acidentais do reator Argonauta. Uma recente reavaliação do cenário de acidentes concluiu que um dano físico grave do núcleo após o desligamento do reator deve ser a situação de emergência com o maior risco potencial entre os possíveis acidentes postulados. De acordo com o procedimento de desligamento, a água usada como moderador e refrigerante, drena o núcleo e as tampas de concreto (cada uma pesando 2,5 toneladas) são rotineiramente removidas do topo do reator por meio de uma ponte rolante. Os danos causados pela quebra da ponte ao derrubar as tampas do núcleo levariam ao rompimento do revestimento de alumínio e das placas de combustível nuclear com seu lançamento para a sala do reator. O modelo PAVAN foi utilizado para estimar as concentrações de atividade de radionuclídeos no ar, por meio do cálculo de fatores de dispersão derivados de dados de vento. Este trabalho determinou as taxas de dose efetiva de curto prazo para trabalhadores e membros do público relacionadas com a liberação parcial para a atmosfera. Para o cálculo da dose, foram utilizados os coeficientes de conversão por inalação e imersão da pluma estabelecidos pela ICRP. Os resultados mostram que o risco potencial está acima de 1/10 do limite de dose anual para os trabalhadores, enquanto se mantém abaixo dos níveis transitórios para o público em áreas não restritas.

Palavras-chave - Liberação atmosférica, Fatores de dispersão, Limite de Dose Anual, Acidente com Reator de Argonauta

## ABSTRACT

In the early days of nuclear energy in Brazil, a reactor designed at the Argonne National Laboratory, originating the name ARGONAUT from the combination of the name of the Laboratory with the initials of Nuclear Assembly for University Training, reached criticality at the Institute of Nuclear Engineering. The presence of a nuclear research facility at the campus of Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ) still cause concerns about radiological safety of the community around, even though this facility has been securely operating for more than fifty years. Besides, the potential risk of this facility to IEN workers has also been argued by National Authorities. Thus, the aim of this study is the assessment of radiological impact and potential risk from Argonaut reactor accidental releases. A recent accident scenario reassessment concluded that a severe physical damage of the core after reactor shutdown should be the emergency situation with the greater potential risk among the feasible postulated accidents. According with the shutdown procedure, the water used as moderator and coolant, drains out of the core and the concrete covers (each weighing 2.5 tons) are routinely removed from the top of reactor using a handling crane. The damage caused by the failure of the crane dropping the covers on the core would lead to breaking of the aluminum coating and the nuclear fuel plates with their release to the reactor hall. PAVAN model was used to estimate the air radionuclide activity concentrations, through the calculation of dispersion factors derived from wind data. This article determined the short-term effective dose rates for workers and members of the public related with partial inventory release to the atmosphere. For the dose calculation, the conversion coefficients by inhalation and plume immersion established by the ICRP were used. The results show that potential risk is above 1/10 of the limit of annual dose for workers, while they stay below the transient levels for members of the public in unrestricted areas.

Keywords – Atmospheric release, Dispersion factors, Annual Dose Limit, Argonaut Reactor Accident

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Número de reatores de pesquisa construídos ao longo dos anos. Fonte: IAEA, 2020.....	17
Figura 2: IEA-R1: piscina, núcleo do reator e outros elementos vistos de cima.....	21
Figura 3: Vista de cima do Reator TRIGA IPR-R1.....	22
Figura 4: Tanque do Reator.....	25
Figura 5: Conjunto núcleo-refletor.....	26
Figura 6: Vista aérea do reator nuclear IPEN/MB-01.....	27
Figura 7 Vista do núcleo: configuração retangular do reator IPEN/MB-01.....	28
Figura 8: Reator Argonauta.....	30
Figura 9: Perspectiva em corte do Reator Argonauta.....	32
Figura 10: Vista superior do núcleo e perspectiva da localização dos elementos combustíveis.....	34

## LISTAS DE TABELAS

Tabela 1: Distribuição dos reatores TRIGA no mundo (IAEA, 2020) .....	23
Tabela 2: Classes de Estabilidade Atmosférica.....	39
Tabela 3: Classificação dos Parâmetros de Estabilidade Horizontal e Vertical.....	40

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVO.....	16
2.1. OBJETIVO GERAL.....	16
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3. BASE TEÓRICA.....	17
3.1 REATORES DE PESQUISA .....	17
3.1.1 REATORES DE PESQUISA NO BRASIL .....	18
3.1.2 REATOR IEA-R1.....	19
3.1.3 REATOR TRIGA- IPR1.....	21
3.1.4 REATOR IPEN/MB-01.....	27
3.1.5 REATOR ARGONAUTA.....	30
3.2 MODELAGEM DA DISPERSÃO ATMÓSFERICA.....	36
3.2.1 CLASSES DE ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA.....	37
3.2.2 PAVAN.....	41
3.2.3 MODELOS DE DISPERSÃO.....	42
3.2.3.1 MODELO DE DIFUSÃO GAUSSIANO.....	43
3.2.3.2 MODELO DE DIFUSÃO PUFE.....	43
3.2.3.3 MODELO DE DIFUSÃO SCREENING.....	45
3.2.4. FATORES DE DISPERSÃO E CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO RELATIVA NO AR.....	45
3.2.5 CÁLCULO DE TAXAS DE DOSE E DOSE EFETIVA PARA INDIVÍDUOS OCUPACIONALMENTE EXPOSTOS E MEMBROS DO PÚBLICO.....	48
4. CORPO DA DISSERTAÇÃO NA FORMA DE ARTIGO ACEITO.....	50
5. CONCLUSÕES .....	85
6. REFERÊNCIAS.....	86

## 1. INTRODUÇÃO

Reatores nucleares de pesquisa têm um papel fundamental dentro da ciência e tecnologia nuclear. Desde que os primeiros protótipos foram projetados e colocados em operação na década de 1940, o número de reatores de pesquisa tem aumentado rapidamente como resultado do desenvolvimento da indústria nuclear em geral e de programas nucleares em particular. Neste sentido, os reatores nucleares de pesquisa continuarão a ser uma componente chave para o desenvolvimento de aplicações pacíficas da energia atômica e essenciais para a ciência nuclear relacionada ao desenvolvimento de recursos humanos através da educação e treinamento. Para cumprir estes objetivos, os reatores de pesquisa devem ser operados de forma segura e confiável, adequadamente utilizados, e remodelados quando necessário (IAEA, 2006).

Esses reatores são utilizados por diversas ciências na investigação das propriedades da matéria, como por exemplo, o desenvolvimento de novos materiais, análises químicas por ativação neutrônica. Eles produzem radioisótopos cada vez mais usados em tratamentos e exames médicos, em aplicações industriais e na agricultura (DALLE, 2005).

Como muitos estão localizados em universidades e instituições de pesquisa, os reatores de pesquisa também estabeleceram um legado considerável na educação e treinamento de estudantes de ciências e engenharia e funcionários de usinas nucleares.

Desde 1965 o ARGONAUTA vem sendo utilizado em pesquisas envolvendo nêutrons nas áreas da física de reatores e nuclear. Cerca de 70 alunos de instituições e universidades brasileiras obtiveram seus títulos de mestre ou doutor utilizando este reator no desenvolvimento de suas pesquisas. Dentre os muitos trabalhos realizados no Argonauta, podemos citar CNOP (2016), XAVIER & CARDOSO (2019), FERREIRA E (2005), entre outros.

Atualmente, entre as principais linhas de pesquisas estão ensaios não destrutivos com nêutrons térmicos nas áreas de biologia, indústria, meio ambiente e segurança pública nacional. Também são produzidos radioisótopos para serem utilizados como traçadores em pesquisas nas áreas do meio ambiente e industrial. Colaborando com universidades e instituições, disciplinas e aulas

diversas são ministradas em suas dependências completando a formação de alunos, da graduação ao doutorado (IEN, 2020).

O Argonauta vem operando, desde a primeira criticalidade ocorrida em 19 de fevereiro de 1965, com uma média anual de 115 operações, considerando suas principais aplicações voltadas para a pesquisa, desenvolvimento tecnológico e formação de recursos humanos. São inúmeras as montagens experimentais realizadas, muitas com a necessidade de acesso ao núcleo. Além disso, há acessos para as manutenções dos dispositivos de controle. O acesso ao núcleo se dá pela remoção das quatro blindagens superiores, que são movimentadas com o auxílio de uma ponte rolante (5 ton) instalada junto ao teto do salão do reator. Sendo que uma nova partida no reator só ocorre quando as blindagens são novamente posicionadas no topo do Reator. Embora a equipe de operação e manutenção do reator seja experiente e disciplinada na utilização dos procedimentos de segurança, há o risco de, por falha do equipamento ou operação inadvertida ocorrer a queda de uma dessas blindagens em cima da estrutura que sustenta o núcleo, construída unicamente de alumínio, causando severos danos aos elementos combustíveis no núcleo do reator.

O dano causado poderia levar ao rompimento do revestimento de alumínio que serve de barreira de proteção, isolando o material radioativo gerado durante o funcionamento do reator, expondo esse material formado por produtos altamente radioativos, voláteis e particulados.

Mesmo com alto nível de segurança e baixa probabilidade de ocorrência de um acidente severo, devem ser feitas considerações de possíveis acidentes com liberação de material radioativo para a atmosfera e suas respectivas análises de consequências para o público.

O estudo da liberação de materiais radioativos pode ser dividido em quatro etapas distintas. A primeira delas diz respeito à estimativa do inventário de material radioativo que existe dentro do reator nuclear, incluindo suas quantidades e propriedades físicas, químicas e biológicas. Tal estimativa foi previamente realizada através do cálculo da queima do combustível nuclear durante mais de 50 anos de operação (ALVES et al. 2020). A segunda etapa envolve o estudo dos possíveis caminhos pelos quais esse material pode ser liberado, depois de falhas sucessivas das barreiras. Estima-se os parâmetros do termo fonte, incluindo a taxa e o tipo da liberação (e.g. altura em relação ao solo, gradiente de temperatura, vazão da descarga, retenção na contenção, forma

química do material). A terceira etapa abrange a dispersão de material radioativo no meio ambiente. No caso da dispersão atmosférica, deve ser considerado o comportamento da pluma radioativa e a avaliação da concentração de radionuclídeos para receptores em diferentes distâncias a partir do reator nuclear (LAMARSH, 1975). Finalmente, a quarta etapa envolve o cálculo da dose recebida por um indivíduo do público ou ocupacionalmente exposto e o impacto radiológico ambiental provocado pela liberação. A dose de radiação recebida e seus efeitos associados à saúde dependem da meia-vida, energia e formas de decaimento dos radionuclídeos, bem como das propriedades biológicas dos seres vivos (LEWIS, 1977).

Dessa forma, o presente estudo avaliou o impacto radiológico, associado ao risco potencial de um acidente no reator Argonauta, através da estimativa do termo fonte, modelagem da dispersão e cálculo da dose efetiva, compreendendo as três últimas etapas acima descritas.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto da liberação radioativa acidental causado pela perda de controle da fonte através do estudo de caso de um acidente severo postulado no reator Argonauta no Instituto de Engenharia Nuclear (IEN), com liberação da pluma radioativa.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Com base na simulação de inventário anterior, identificar uma via de liberação realista de efluentes radioativos, avaliar a possível retenção de radionuclídeos na sala do reator e liberação taxa para o meio ambiente;
- Modelagem de fatores de dispersão para diferentes receptores utilizando o PAVAN, tempos médios e estabilidade atmosférica para avaliar as concentrações de atividade de radionuclídeos no ar;
- Cálculo da dose efetiva e quociente de risco para trabalhadores e membros do público.

## BASE TEÓRICA

### 3.1 REATORES DE PESQUISA

Segundo dados da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 2020), 844 reatores de pesquisa foram construídos desde o início da era nuclear. No banco de dados no site da agência é possível encontrar todos os reatores de pesquisa existentes no mundo e seu status de funcionamento. Segundo dados, existem 221 reatores de pesquisa em operação em 52 países, 87 estavam desligados, 444 descomissionados, 66 em descomissionamento e 26 em estágio de planejamento ou construção. Na figura 1 estão expostos o número de países que possuem reatores de pesquisa em seu território desde 1950 até o ano de 2010, explicitando que em sua maioria se encontram em países em desenvolvimento. (IAEA, 2010).

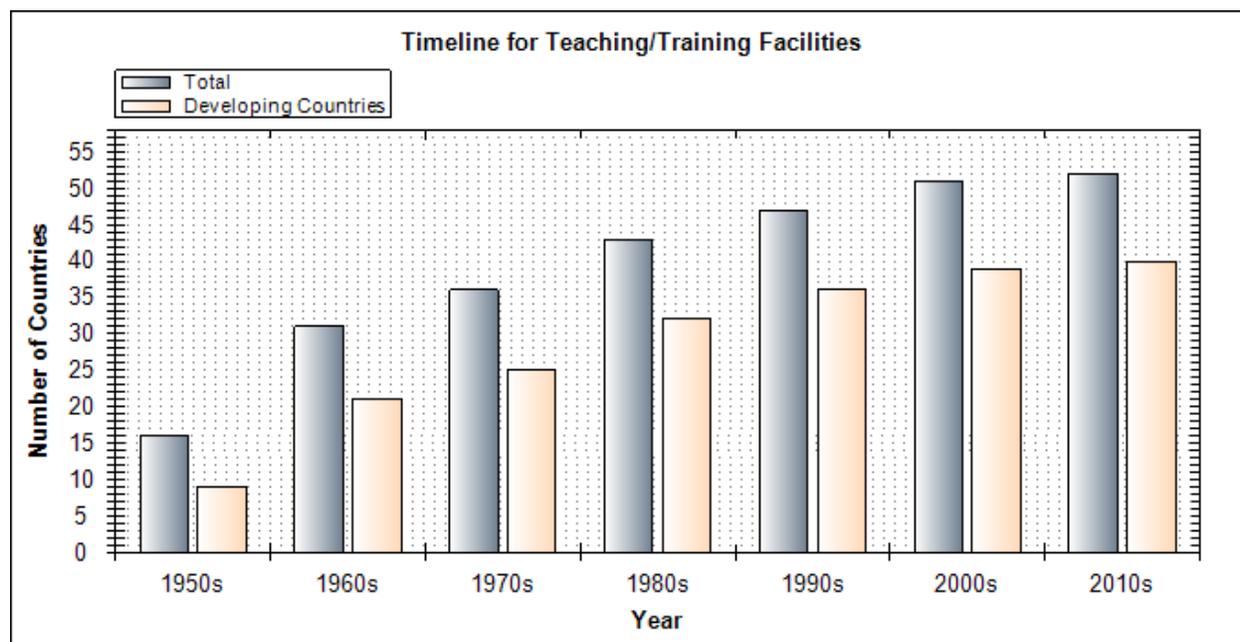


Figura 1: Número de reatores de pesquisa construídos ao longo dos anos. Fonte: IAEA, 2020.

### 3.1.1 Reatores de Pesquisa no Brasil

Os reatores de pesquisa são dispositivos sofisticados para pesquisa básica e aplicada nos campos de partículas e energia nuclear, física, radioquímica, análise de ativação, ciências dos materiais, energia nuclear e medicina nuclear. Eles também servem como instrumentos poderosos para a produção de commodities de alta tecnologia, como uma grande variedade de isótopos radioativos, bem como materiais modificados por radiação importantes para microeletrônica, programas espaciais e outras áreas tecnologicamente avançadas. Esses reatores também permitem o teste de vários tipos de combustível nuclear e o estudo da resistência à radiação de novos materiais. Como fonte de fluxos de alta intensidade de nêutrons, gama quanta, neutrinos e outros tipos de radiação, os reatores de pesquisa desempenham um papel insubstituível na ciência, na indústria e na medicina (IAEA, 2014).

A descoberta e o avanço da tecnologia nuclear deram início a corrida armamentista mundial, motivando o Brasil a iniciar estudos nessa área. A evolução dos trabalhos investigatórios no país começou na década de 40, no campo da Física Nuclear, junto à Universidade de São Paulo, estendendo-se a outras universidades.

Em 1953, o presidente americano Dwight Eisenhower anunciou à Assembleia Geral das Nações Unidas a realização de um programa chamado “Átomos pela paz” (*Atoms for Peace*) que visava o uso pacífico da energia nuclear. Segundo CNEN, em 1956 houve a criação do IEA, Instituto de Energia Atômica, nos moldes do convênio firmado entre o CNPq e a USP (11/01/56), para desenvolver a pesquisa de energia atômica com a instalação de um reator de pesquisa do programa Átomos para Paz. (BIBLIOTECA DIGITAL MEMÓRIA CNEN, 2020)

Nesse contexto, o Brasil e os Estados Unidos firmaram acordos visando à descoberta e pesquisa de urânio no Brasil e ao desenvolvimento e uso de isótopos radioativos para a agricultura e a indústria. Dentro desta iniciativa, foi incentivada a construção de reatores nucleares de pesquisa ao redor do mundo.

Com os incentivos deste programa, foram criados institutos de pesquisa nas cidades de Belo Horizonte, São Paulo e Rio de Janeiro equipados com reatores experimentais, laboratórios

sofisticados e grupos de estudos, obtendo significativos resultados. Ainda foram criados vários organismos de planejamento e administração, objetivando promover as diretrizes políticas ao setor, mobilizando os cientistas em direção à tecnologia do urânio natural e água pesada, o que ensejaria a independência da nação brasileira ao monopólio externo e às regras de salvaguardas internacionais.

Segundo a CNEN, no Brasil existem quatro reatores de pesquisa, todos localizados em Universidades federais. A seguir, serão expostas as particularidades de cada um (BIBLIOTECA DIGITAL MEMÓRIA CNEN, 2020).

### **3.1.2 Reator IEA-R1**

O IEA-R1, o primeiro reator nuclear do Brasil e primeiro reator de pesquisa da América Latina está localizado no IPEN (Instituto de Pesquisas Energéticas e nucleares) no Campus da Universidade de São Paulo (USP). Foi projetado e construído pela empresa norte-americana Babcock & Wilcox e trazido ao Brasil em 1956. Sua primeira criticalidade ocorreu em 16 de setembro de 1957 e em 2018 completou 60 anos de operação ininterrupta.

Segundo o IPEN, O IEA-R1 é um reator de pesquisa tipo piscina, moderado e refrigerado a água leve e que utiliza elementos de berílio e de grafite como refletores. Após a fase inicial de testes e comissionamento ele passou a operar na potência de 2 MW, segundo um ciclo de 8 horas por dia, 5 dias por semana. (IPEN,2020)

A partir de 1993 passou a operar em ciclos de 64 horas contínuas semanais a 3,5 MW de potência permitindo irradiar materiais com fluxos de nêutrons térmicos de até  $8,5 \times 10^{13}$  n.cm-2s-1 e nêutrons epitérmicos e rápidos da ordem de  $10^{13}$  n.cm-2.s-1, num arranjo de 24 elementos combustíveis padrões, todos fabricados no próprio IPEN. (IPEN, 2020)

Em meados de 1995, iniciaram o projeto de modernização do reator, incluindo o aumento da sua potência para 5 MW. Isto foi necessário devido aumento na demanda de radioisótopos para a medicina, indústria e agricultura, bem como para readequação aos novos requisitos de segurança.

O reator dispõe de 144 posições de irradiação no núcleo, distribuídas em 15 elementos de irradiação para irradiações longas e um sistema pneumático para irradiações curtas (até 5 minutos). Além disso, possui nove tubos de irradiação horizontais ("Beam Holes") que fornecem feixes de nêutrons, utilizados em experimentos de física nuclear, física de estado sólido, pesquisas em terapia de câncer por captura de nêutrons em boro (BNCT) e neutronografia. (IPEN, 2020)

De acordo com SBPMat (Sociedade Brasileira de Pesquisa em Materiais) O IEA-R1 é bastante conhecido por produzir isótopos radioativos que são usados em medicina, indústria e agricultura, suprimindo parcialmente as necessidades nacionais. São exemplos o Iodo-131, que se produz no IEA-R1 desde 1959 e é utilizado no diagnóstico e tratamento de câncer de tireoide, e o Samário-153, utilizado como paliativo da dor em metástases ósseas (SAVIGNANO, 2018).

Outra finalidade para o reator é a produção de fontes radioativas para gamagrafia industrial e de radioisótopos que são usados como traçadores em processos industriais, como Cobalto-60 (fonte utilizada em gamagrafia industrial), Bromo-82 (na forma de KBr é utilizado para medição de vazão em rios e em efluentes líquidos industriais), Mercúrio-203 (utilizado no controle de processos industriais), Criptônio-79, Argônio-40 e Lantânio-140 (utilizados na inspeção de tubulações em refinarias de petróleo). (REIS, 2009).

Além de fornecer esses elementos a hospitais, indústrias e outras entidades, o IEA-R1 é utilizado, em trabalhos de pesquisa em diversas áreas, inclusive a de Materiais. Utilizando a técnica AAN (Análise por Ativação com Nêutrons) é feita a irradiação de amostras para a realização de análises multielementares, em materiais geológicos, produtos industriais (plásticos e resinas), catalisadores, petróleo, metais e ligas metálicas, amostras arqueológicas, tecidos animais e humanos, vegetais alimentos e amostras ambientais.

O IEA-R1 utiliza urânio como combustível este tem sua produção totalmente realizada no Brasil. O minério é extraído e processado na Bahia, enriquecido até pouco menos de 20% no Centro Tecnológico da Marinha de Iperó (SP), e, finalmente, acondicionado dentro dos "elementos combustíveis" que depois são colocados no núcleo do reator. O Brasil pertence ao grupo de apenas 12 países que podem enriquecer urânio. Na figura 2, pode-se observar a piscina do reator.



Figura 11: IEA-R1: piscina, núcleo do reator e outros elementos vistos de cima.

O IEA-R1 foi pioneiro e a partir dele, o Brasil pôde desenvolver conhecimento nacional para produzir combustível nuclear, instrumentos para pesquisa com nêutrons e radioisótopos, os quais tem sido largamente usado nos segmentos de saúde, agricultura e diversas indústrias. Além disso, foi usado para treinar operadores de reatores e para realizar trabalhos acadêmicos.

### **3.1.3 Reator TRIGA-IPR1**

O Reator Nuclear TRIGA IPR-R1, do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear - CDTN, é um modelo Mark I fabricado pela General Atomic de San Diego - Califórnia, refrigerado por água leve desmineralizada e tendo como combustível urânio enriquecido a 20% em U235. Foi projetado para treinamento, pesquisa e ativação neutrônica de materiais e produção de radioisótopos. (MESQUITA, 2005). Foi adquirido em 1960 pelo governo instalado em Belo Horizonte, Minas Gerais.

Abaixo, na figura 3, pode-se observar o reator visto de cima.

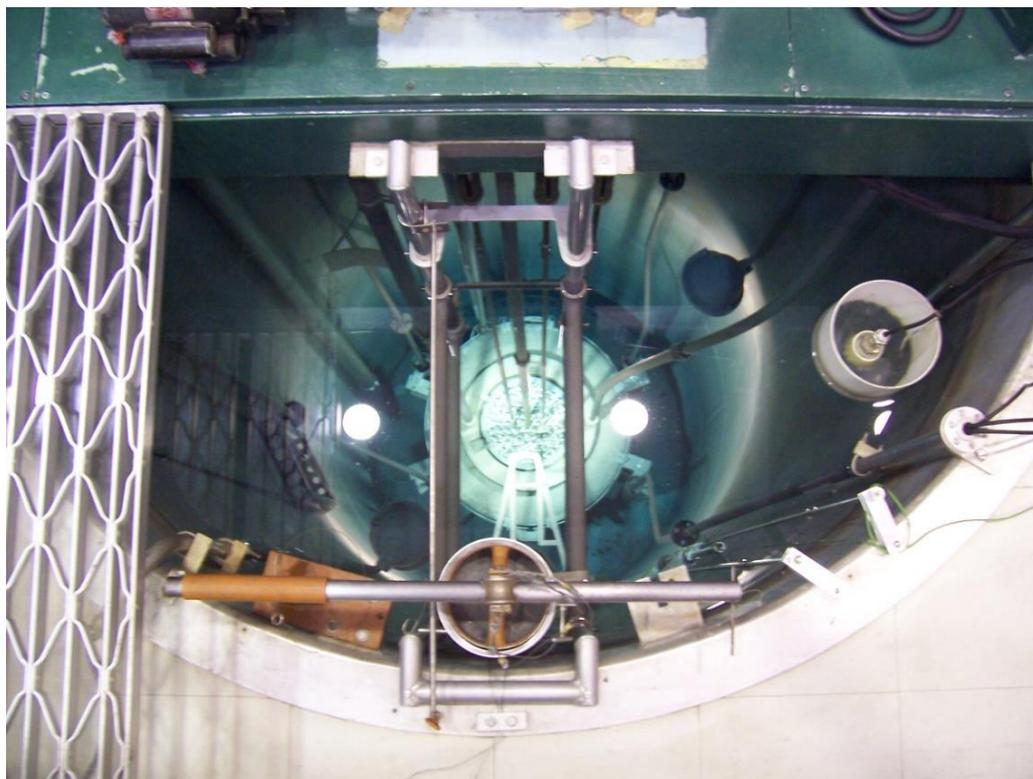


Figura 12: Vista de cima do Reator TRIGA IPR-R1

A sigla TRIGA (Training, Research, Isotopes, General Atomic) representa uma classe de reatores de pequeno porte e que podem ser instalados sem a necessidade de um edifício para conter radioatividade. Foi projetado para instituições de pesquisa científica e universidades. É usado em cursos de graduação, pesquisa privada, testes não destrutivos e produção de isótopos. Nos últimos 46 anos foram construídos 69 reatores do tipo TRIGA, sendo sua maioria deles nos EUA (24 unidades) e 45 distribuídos em 24 países. A Tabela 1 apresenta a relação, fornecida pela IAEA, dos reatores tipo TRIGA espalhados no mundo.

Tabela 1: Distribuição dos reatores TRIGA no mundo (IAEA, 2020)

<b>País</b>	<b>Situação em 2020</b>
Alemanha	1 em operação 1 em descomissionamento 4 descomissionados
Áustria	1 em operação
Bangladesh	1 em operação
Brasil	1 em operação
Colômbia	1 em operação
Congo	2 desligados
Coréia	2 descomissionados
Eslovênia	1 em operação
Estados Unidos	18 em operação 3 em descomissionamento 13 descomissionados
Finlândia	1 desligado
Indonésia	2 em operação
Itália	2 em operação
Japão	1 desligado 2 em descomissionamento
Malásia	1 em operação
México	1 em operação
Marrocos	1 em operação
Reino Unido	1 descomissionado
Romênia	2 em operação

Taiwan	1 em operação
Tailândia	1 em operação
Turquia	1 em operação

Segundo MESQUITA (2005), num reator deste tipo, quando ocorre um aumento de potência, ocorre um conseqüente aumento da temperatura da mistura combustível-moderador, causando o aparecimento de uma reatividade negativa que amortece gradualmente a taxa de aumento de potência e esta tende a se estabilizar. Por isso uma de suas principais características é a segurança intrínseca que ele apresenta devido ao grande coeficiente negativo de temperatura/reatividade.

O IPR-R1 é um reator nuclear de pesquisa do tipo piscina, refrigerado por circulação natural. O calor acumulado na água do poço pode, entretanto, ser removido por circulação forçada por um sistema de refrigeração dotado de circuito primário e circuito secundário. (MESQUITA, 2005).

O reator TRIGA IPR-R1 teve sua primeira criticalidade em 06/11/1960, com uma potência máxima de 30 kW. O núcleo do reator, atualmente, está configurado para operar a uma potência de 250 kW, mas tem operado a uma potência de 100 kW, aguardando autorização da CNEN para poder operar a 250 kW. (REIS, 2009).

O núcleo do reator TRIGA IPR-R1 está posicionado no fundo de um tanque cilíndrico com diâmetro interno de 1,92 m e profundidade de 6,625 m. O espaço livre do tanque até a posição aproximada de 54 cm abaixo do nível do topo ocupado por água leve desmineralizada que, além de servir como fluido refrigerante, atua como meio moderador e refletor de nêutrons e como blindagem biológica as radiações provenientes do núcleo.

A estrutura do tanque, mostrada na Figura 4, é formada por cinco paredes cilíndricas, sendo a mais interna feita de uma liga especial de alumínio (liga AA-5052-H34) com espessura de 10 mm. Duas camadas de concreto com espessuras de 7,2 em e 20,3 cm, separadas por uma estrutura de aço com espessura de 6,3 mm, envolvem a parede de alumínio. Uma parede de aço reveste o conjunto. (VELOSO, 2004)

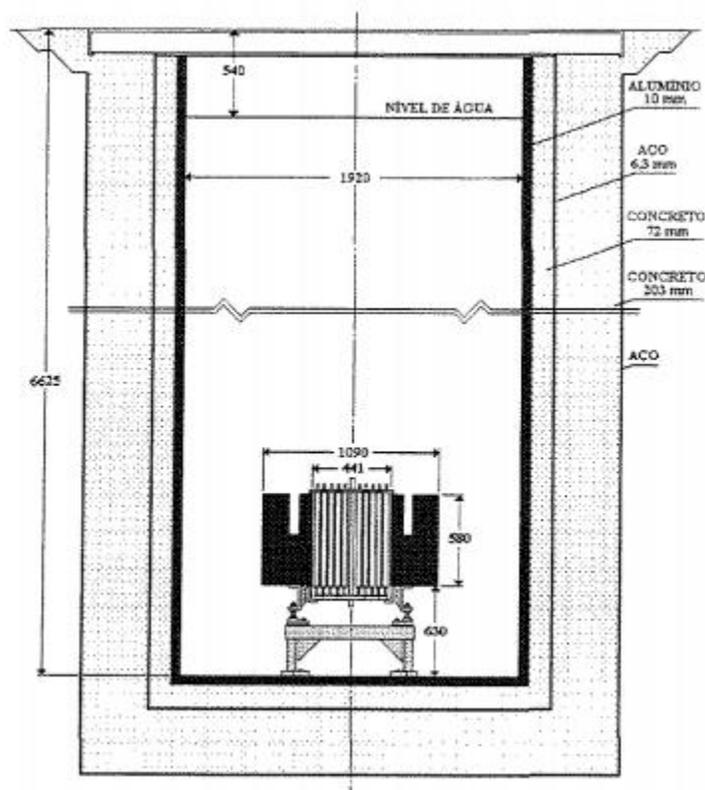


Figura 13: Tanque do Reator

O núcleo do reator, representado na figura 5, é envolvido por um refletor anular de grafita com 44 cm, diâmetro externo de 109 cm e altura de 58 cm. A cavidade anular na face superior do refletor aloja a mesa giratória destinada a receber as cápsulas com amostras para irradiação. A estrutura do núcleo compreende uma placa inferior e uma placa superior, ambas confeccionadas em alumínio anodizado, que se destinam ao posicionamento dos vários elementos que compõem o núcleo, de modo a manter um adequado espaçamento entre eles. O núcleo do IPR-R1 encontra-se carregado com dois tipos de elementos combustíveis: (i) 59 elementos com revestimento de alumínio 1100F e (ii) 4 elementos com revestimento de aço inoxidável AISI 304. (REIS, 2009).

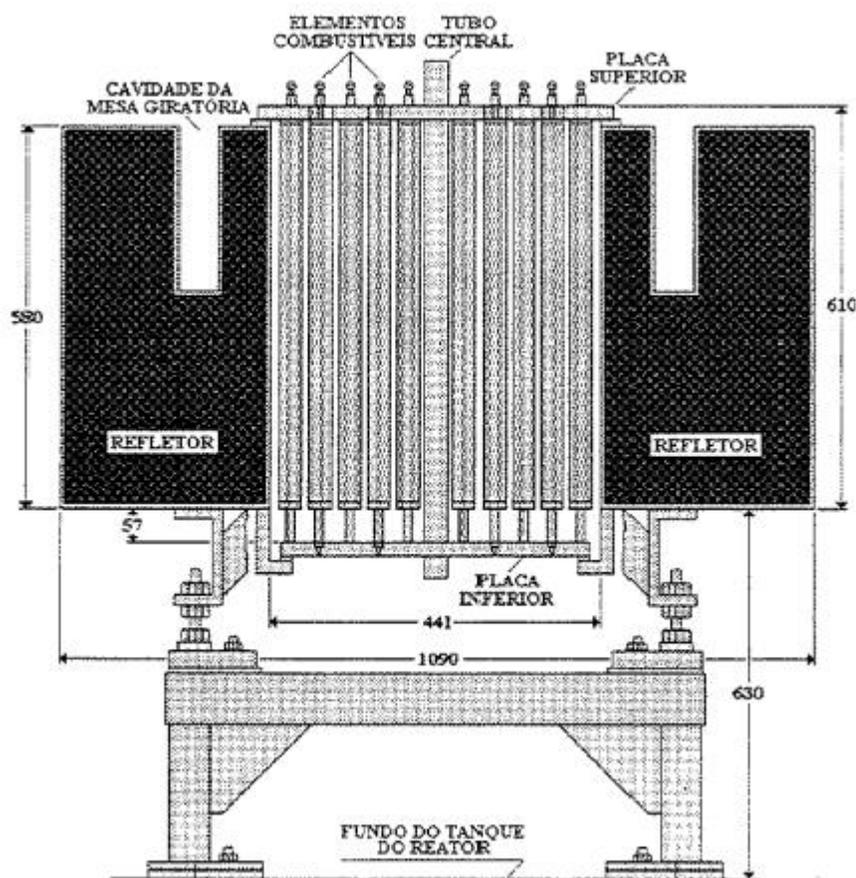


Figura 14: Conjunto núcleo-refletor

A principal utilização do Reator TRIGA IPR-R1 é a análise por ativação neutrônica e a produção de radioisótopos sendo, pois, otimizado para a utilização dos fluxos de nêutrons. Várias pesquisas na área de neutrônica já foram realizadas em suas instalações, mas existe uma carência de dados, principalmente experimentais, sobre seu comportamento termo hidráulico. (MESQUITA, 2005).

### 3.1.4 Reator IPEN/MB-01

O IPEN/MB-01 é o primeiro reator nuclear totalmente brasileiro pois foi concebido e executado por pesquisadores e Engenheiros do IPEN-CNEN/SP, financiado e construído pela Marinha do Brasil. No dia 9 de novembro de 1988 atingiu sua primeira criticalidade e após isso foi oficialmente entregue para operação ao IPENCNEN/SP em 28 de novembro deste mesmo ano. Na figura 6, está ilustrado o prédio do reator MB-01.



Figura 15: Vista aérea do reator nuclear IPEN/MB-01.

Este reator é uma instalação nuclear que permite a simulação de todas as características nucleares de um reator de grande porte em escala reduzida, sem que haja a necessidade de construir-se um complexo sistema de remoção de calor. Esse tipo de reator é conhecido mundialmente como reator de potência zero ou Unidade Crítica, sendo no nosso caso, projetado para operar a uma potência máxima de 100 watts. Esses reatores representam uma ferramenta básica, que permitem aos pesquisadores estudar não apenas por cálculos teóricos, mas também com medidas experimentais, o desempenho e as características do núcleo de um reator de potência ou de propulsão naval, antes da sua efetiva instalação, simulando as condições de projeto na própria instalação. (IPEN, 2020)

Em reatores navais, o controle de reatividade é feito por barras de controle uma vez que em manobras de fuga e de perseguição se faz necessária uma rápida variação de potência. Por isso a filosofia que norteou o projeto do reator nuclear IPEN/MB-01, foi a de se projetar e testar um núcleo típico para uso em propulsão naval, ou seja, que o controle de reatividade se desse a partir da inserção ou retirada de barras de controle, contrariando o modelo de muitas unidades críticas em que o controle se dá pelo nível de água no tanque moderador.

O núcleo do reator IPEN/MB-01 possui a forma de paralelepípedo com dimensões ativas de 39 x 42 x 54,84 cm, sendo constituído de um arranjo de 28x26 varetas, sendo 680 varetas combustíveis e 48 tubos guias destinados à inserção das varetas absorvedoras de controle/segurança responsáveis pelo controle da reação em cadeia e desligamento do reator. As varetas combustíveis são constituídas de tubos de aço inox AISI-304, contendo em seu interior um total de 52 pastilhas combustíveis de UO<sub>2</sub> enriquecidas a 4,3% com altura ativa de 54,84 cm. As varetas absorvedoras são constituídas de uma liga de Ag-In-Cd e o moderador empregado no reator é a água leve. (GONÇALVES, 2008). Na figura 7 pode-se observar a configuração retangular do reator.

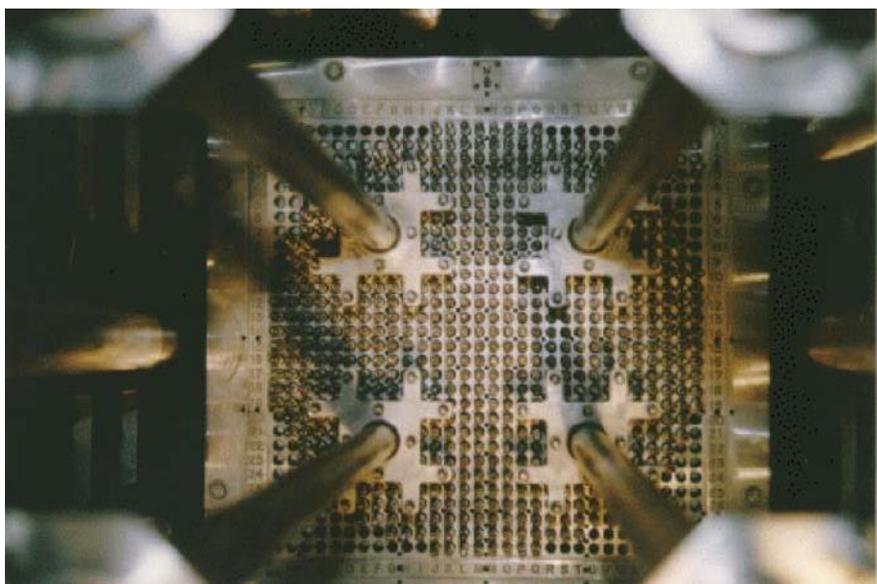


Figura 16 Vista do núcleo: configuração retangular do reator IPEN/MB-01.

Todo o núcleo do reator, bem como os mecanismos de acionamento de barras, as guias para as aranhas e o amortecedor de queda de barras, é apoiado por uma estrutura suporte, fixada na parte superior por uma plataforma metálica, e na parte inferior mantida suspensa no interior do tanque moderador, o qual contém água tratada e desmineralizada, utilizada como elemento moderador da energia dos nêutrons.

Além das barras de controle e segurança, o sistema de controle de reatividade inclui um sistema de esvaziamento rápido do tanque moderador que provoca o desligamento do reator por perda do fluido moderador. No desligamento por barras, dito de primeiro nível, as 4 barras caem por gravidade no núcleo, a partir do sinal de corte de energia dos magnetos enquanto no desligamento de segundo nível, além de todas as 4 barras caírem, são abertas duas válvulas tipo borboletas de abertura rápida de 50,8 cm de diâmetro, situadas na parte inferior do tanque moderador, causando a retirada de toda água em aproximadamente 4 segundos. (IPEN, 2020)

A moderação da energia dos nêutrons rápidos de fissão é feita utilizando água que os termaliza, tornando muito maiores as probabilidades de fissão dos núcleos de Urânio-235 para os nêutrons de baixa energia, os chamados nêutrons térmicos.

A água drenada caindo por gravidade é estocada no primeiro subsolo do reator, mais propriamente no Tanque de estocagem, onde ficará armazenada até ser novamente bombeada para o tanque moderador numa futura operação do reator, ou mesmo para tratamento da mesma, através de filtragem e controle de seu nível de condutividade em um vaso trocador de leito de resina mista ou mesmo para o controle de sua temperatura em trocadores de calor aquecedores ou resfriadores. (GONÇALVES, 2008).

Segundo IPEN, O núcleo, tanque moderador, detectores dos canais nucleares, controle das barras, entre outros sistemas, se encontram dentro de um prédio estanque, mantido à pressão negativa, situada na faixa de  $-50$  a  $-200$  Pa, denominado de célula crítica, construído com paredes de concreto, com funções de confinamento e blindagem. Um dos intertravamentos de segurança é impedir a partida do reator caso a pressão negativa no interior da célula crítica não atinja a valores

operacionais pré-estabelecidos em projeto, ou mesmo provocar o seu desligamento automático, caso a pressão negativa diminua em sua magnitude (IPEN, 2020)

### 3.1.5 Reator Argonauta

Localizado no Instituto de Engenharia Nuclear (IEN), no campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro, foi projetado no ARGONNE NATIONAL LABORATORY originando o nome ARGONAUT da combinação do nome do Laboratório com as iniciais de “Nuclear Assembly for University- Training”. Ilustrado na figura 8, ele é o único reator nuclear de pesquisa localizado no Rio de Janeiro.



Figura 17: Reator Argonauta

O Argonauta começou a ser construído em 1962, marcando o início das atividades do IEN. Seu projeto foi doado ao Brasil através do programa “Átomos pela Paz”. Foi o terceiro reator nuclear de pesquisa instalado no Brasil e o primeiro construído e montado por empresas nacionais. Engenheiros brasileiros redesenharam, adaptaram e detalharam o projeto norte-americano, adequando-o às nossas condições de engenharia e tecnologia da época. Em apenas três anos foram

terminadas as etapas de fabricação, montagem, carregamento dos elementos combustíveis, instalação e testes da instrumentação, controle e segurança do reator. (CNEN, 2017)

O Argonauta é um reator térmico moderado por água leve e com refletores de grafite e o mesmo vem operando, desde a primeira criticalidade, ocorrida em 19 de fevereiro de 1965, com uma média anual de 115 operações, considerando suas principais aplicações voltadas para a pesquisa, desenvolvimento tecnológico e formação de recursos humanos.

Este reator destina-se a treinamento e pesquisa, em Física de Reatores e Física Nuclear Aplicada, de pessoal visando especialização em ciência e tecnologia nucleares. Cabe ressaltar que, nesse tipo de reator, a segurança é a sua principal característica.

A potência máxima de projeto do reator é de 10 KW para carregamento em 2 lâminas de combustível e 5KW para 1 lâmina. Na atual configuração, de uma só lâmina de combustível, o reator pode atingir a uma potência de pico de 1 KW, para 1 hora de operação e de até 500 W para operação contínua.

O reator é constituído de dois cilindros de alumínio colocados concentricamente de modo a formar uma coroa cilíndrica ou anel cilíndrico. O cilindro de menor diâmetro é preenchido com grafite e é denominada coluna térmica interna.

No anel formado entre os dois cilindros estão localizados os elementos combustíveis que são constituídos de placas formadas por uma mistura sintetizada de óxido de urânio ( $U_3O_8$ ) com alumínio em pó, mistura essa necessária para a ligação "cermet"/revestimento. As placas são revestidas de alumínio, espaçadas de modo que a água entre elas sirva de moderador dos nêutrons e refrigere os elementos combustíveis.

O núcleo é envolvido por blocos de grafite empilhados e possui uma região de maior comprimento, denominada coluna térmica externa, contendo várias gavetas para introdução de amostras no reator.

Lâminas de cádmio revestidas de alumínio são os absorvedores de nêutrons térmicos, deslocam dentro de canais na grafite refletora, paralelamente à geratriz do cilindro maior e tem a função de

controlar o fluxo de nêutrons. São em número de seis. Três destas barras funcionam como barras de segurança e três, tem a função de controle.

Envolvendo todo o conjunto acima descrito existe a blindagem biológica de concreto e um tanque contendo água para experiências, e que possibilita o acesso às câmaras de ionização e serve também como blindagem.

Blindagens removíveis são colocadas na parte superior do reator permitindo um fácil acesso ao núcleo.

Na figura 9, pode-se observar uma vista geral em corte de todos os componentes do Reator Argonauta.

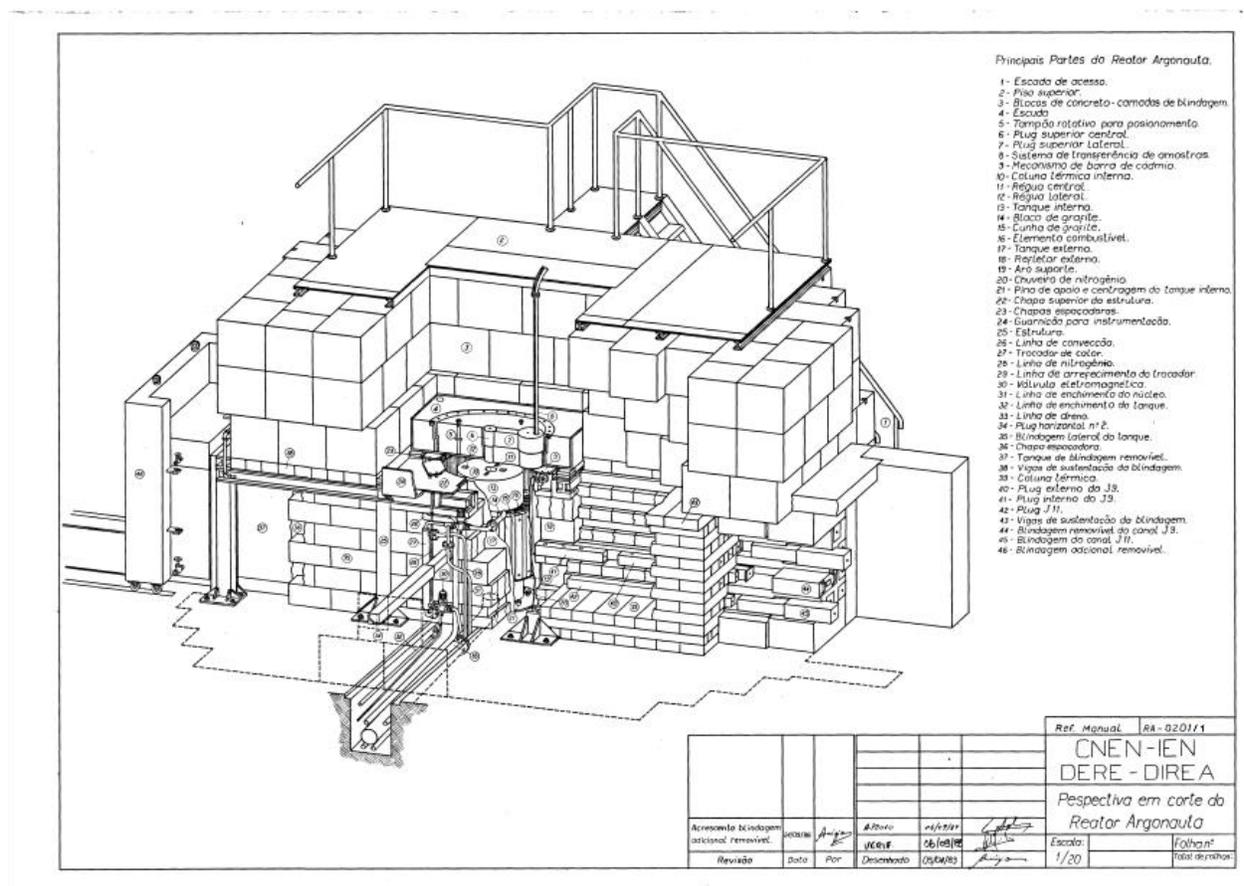


Figura 18: Perspectiva em corte do Reator Argonauta

É denominado região do combustível, o anel formado entre os dois tanques interno e externo de alumínio ASTM-6061-T6 com 3mm de espessura. Como mostrado na figura 10, o núcleo possui 24 posições nas dimensões dos elementos combustíveis (72,5mm x 150mm de seção e 609,6mm de altura), espaçados por vinte e quatro cunhas de grafita para completá-lo geometricamente. Blocos de mesma dimensão dos elementos combustíveis foram usinados e servem para substituição dos mesmos nos diversos arranjos.

Todos os componentes dos suportes de apoio são feitos de alumínio e a fixação do aro a cada um deles é feita por meio de quatro parafusos (4) com diâmetro igual a 6,35 mm.

Atualmente existem três tipos de elementos combustíveis, a saber: 4 elementos com 17 placas (aproximadamente 20g de  $^{235}\text{U}$ ); 2 elementos (EMX) com 11 placas (aproximadamente 20,0 g  $^{235}\text{U}$ ) + 6 placas (aproximadamente 10,0 g  $^{235}\text{U}$ ); 2 elementos (EGP) com 7 placas (aproximadamente 10,0 g  $^{235}\text{U}$ ) +  $\frac{1}{2}$  prisma de grafita.

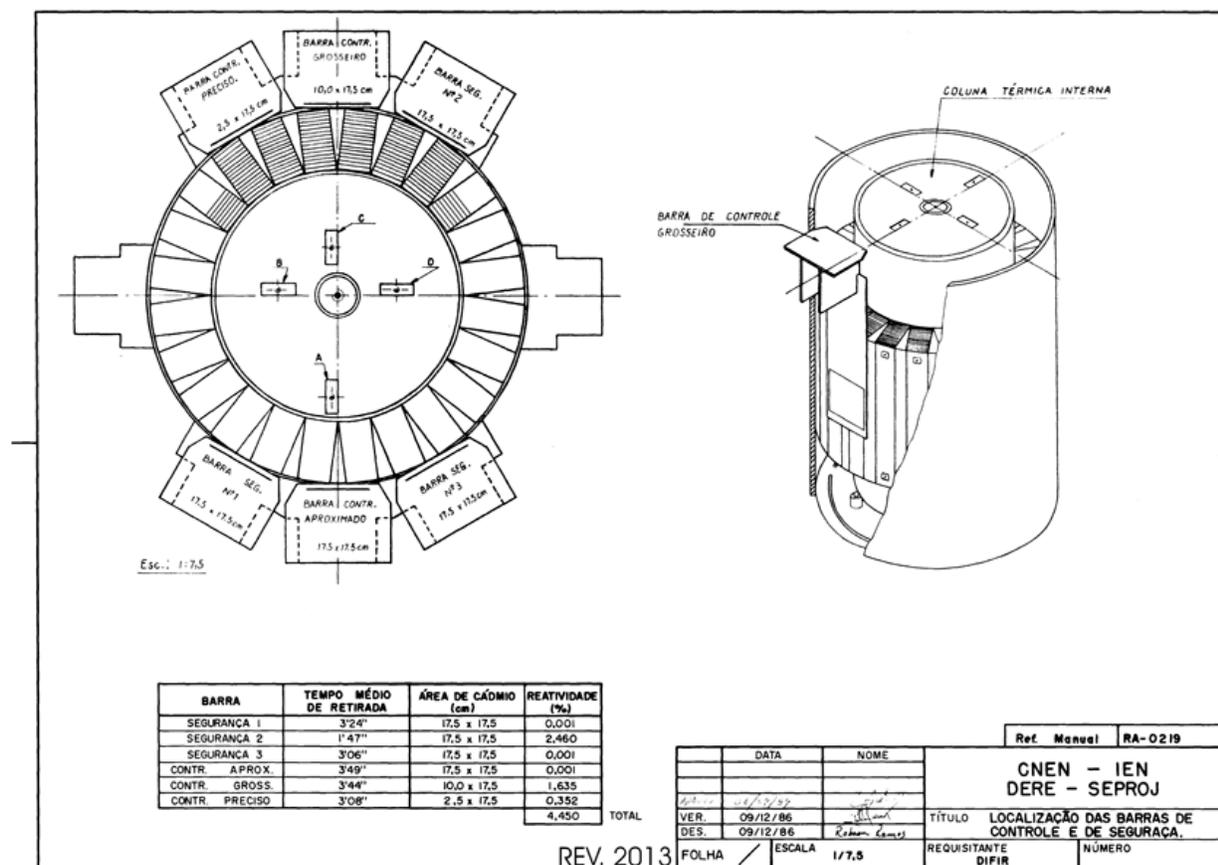


Figura 19: Vista superior do núcleo e perspectiva da localização dos elementos combustíveis

Para fazer a blindagem, existem blocos de concreto comum empilhados em torno do refletor espessura mínima de 1800 mm. Além dos blocos há uma parede de concreto de 914 mm de espessura que foi construída em frente à coluna térmica, possuindo aberturas normalmente blindadas por tarugos de concreto, que permitem a retirada da peça de grafita removíveis da coluna.

No lado oposto à coluna térmica, encontra-se o tanque d'água removível (tanque de blindagem), para permitir acesso às câmaras de ionização localizadas em canais existentes no refletor externo. Este tanque, de dimensões 1219 mm x 2133 mm e altura 1067 mm, além de servir de blindagem, constitui uma disponibilidade experimental.

Na parte superior do reator, uma placa de alumínio está apoiada sobre uma estrutura de vigas de alumínio rebitadas. Nesta chapa, que é vazada de maneira a permitir o acesso ao núcleo do reator, ficam apoiadas as barras de controle, os espigões de centralização do escudo superior e os "micro switch" que indicam a existência de blindagem no topo do reator. A blindagem do topo é constituída de um escudo construído em concreto de 1537 mm x 1537 mm x 305 mm revestido com chapa de aço, possuindo no centro uma abertura de 1009,7 mm de diâmetro permitindo o acesso ao núcleo

Nesta abertura é colocado um tampão circular, construído em chapa de aço e preenchido com concreto e minério de ferro, de mesmo diâmetro (990,6 mm), e espessura de 305 mm, possuindo dois bujões: um central circular, que permite acesso ao orifício central da coluna térmica interna, e o outro radial, que permite a carga e descarga dos elementos combustíveis no núcleo. O tampão circular pode girar e possui furos permitindo posicionar a abertura do tampão radial acima da posição do elemento combustível correspondente ao furo no tampão, posicionando-o no pino do escudo.

Blindagens adicionais, em número de quatro, constituídas de camadas alternadas de ferro, fenolite e concreto, de dimensões 1680 mm x 1680 mm x 210 mm, são colocadas no topo do reator, no caso de operações em níveis de potência elevada. Estas blindagens possuem furos para acesso ao orifício central da coluna térmica interna e para acesso à cunha especial de grafita.

O reator, no eixo central (tanque de blindagem e coluna térmica externa), possui partes em que as blindagens de concreto não são sobrepostas. Tal fato gerou a necessidade de se projetar uma estrutura formada de chapas de alumínio, ligadas por parafusos de aço, para sustentar o peso das blindagens fixas e removíveis.

### 3.2 MODELAGEM DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

O uso de modelos matemáticos facilita o processo de simulação dos mecanismos de transporte e deposição de poluentes. Esses modelos fornecem uma estimativa teórica conservadora dos níveis de concentração de poluentes no ar, possibilitando a avaliação da evolução espacial e temporal destes poluentes na atmosfera.

O potencial de risco de uma liberação depende das formas pelas quais os efluentes são diluídos e transportados pela atmosfera, além dos mecanismos em que os mesmos são depositados na superfície. Nesta perspectiva, a fim de se prever estes processos atmosféricos, faz-se uso dos modelos numéricos de dispersão atmosférica.

Os modelos utilizam as equações de conservação para produzir uma previsão do estado futuro da atmosfera e parametrizações com base no conhecimento teórico e empírico para modelar fenômenos onde há dificuldade de se estabelecer leis gerais. Normalmente, as parametrizações disponíveis nos modelos são referentes ao balanço de radiação e sua interação com a superfície e atmosfera.

Após serem emitidos e alcançarem uma posição afastada de uma determinada fonte (far-field) os poluentes passam a comportarem-se de forma neutra em termos do seu transporte e dispersão atmosféricos, de acordo com os parâmetros meteorológicos locais (LISBOA, 2007).

O prognóstico realista do processo de dispersão tem grande importância para delimitar faixas de valores médios diários de poluição. Além disso, fatores de natureza meteorológica podem influir de modo a provocar fortes variações nos valores de concentração de poluentes, tais como:

- Movimentos verticais
- Movimentos horizontais
- Turbulência atmosférica
- Irregularidades na superfície do terreno (topografia)

- Natureza da cobertura do solo (e.g. floresta, área urbana, área rural, hidrografia)
- Fenômenos sinóticos e de mesoescala (e.g. entrada de frente)

Esses fatores de dispersão são responsáveis, a partir do instante da emissão, pelo transporte do poluente e sua trajetória na atmosfera.

A modelagem da dispersão atmosférica constitui-se numa técnica de simulação dos fenômenos que ocorrem na natureza, permitindo estimar a concentração dos poluentes num conjunto de pontos, baseados num conjunto de variáveis que as influenciam (AGUIAR, 2010). A modelagem da dispersão atmosférica é útil não só na identificação de fontes emissoras, bem como na gestão de efluentes gasosos e de qualidade do ar, notabilizando-se como uma ferramenta importante para as entidades reguladoras e constituindo-se atualmente numa das técnicas de avaliação da qualidade do ar indicadas pela legislação ambiental.

A metodologia desenvolvida num estudo de dispersão se baseia na análise das emissões de poluentes, bem como na modelagem do transporte e dispersão dos poluentes atmosféricos emitidos por uma determinada atividade, seja ela industrial e/ou outras.

### **3.2.1 Classes de Estabilidade Atmosférica**

A estabilidade da atmosfera é um dos fatores fundamentais para o estudo dos fenômenos de dispersão de poluentes e seus efeitos têm sido estudado intensivamente nas últimas décadas. Em termos simples, pode-se dizer que a estabilidade da atmosfera é a sua tendência a resistir ou intensificar o movimento vertical, ou alternativamente suprimir ou aumentar a turbulência existente. O grau de turbulência na baixa atmosfera depende fortemente do gradiente vertical de temperatura, embora este seja também influenciado pela rugosidade do terreno, velocidade e cisalhamento do vento, além dos efeitos da viscosidade (LISBOA, 2007).

A classificação da estabilidade atmosférica é necessária para quantificar a capacidade de dispersão da atmosfera ambiente. Algumas classificações são usadas como rotinas nos Modelos de Qualidade do Ar (MQAr) e nos modelos convencionais gaussianos (SEINFELD e PANDIS, 2000). A estabilidade atmosférica pode ser dinâmica ou estática, sendo que ambas as classificações fornecem medidas incompletas da existência da turbulência em uma região. A estática não inclui os efeitos de cisalhamento, ao passo que a dinâmica não inclui o processo não-local. Por isso, na prática para se determinar se o fluido é turbulento, avalia-se as duas classificações. Os critérios do gradiente vertical de temperatura potencial ( $d\theta/dz$ ) e temperatura do ar ( $dT/dz$ ), quando isolados, não são considerados bons indicadores da turbulência, por não conter informação do cisalhamento do vento. Porém, podem ser usados na caracterização da estabilidade estática (Holton, 1992). Por isso, muitos estudos observacionais e numéricos utilizam o Número de Richardson e Froude (Fr), que por sua vez pode ser associado a outros critérios, tais como, Monin-Obhukov, Classes de estabilidade de Pasquill-Gifford e outros na avaliação e prevenção de episódios de qualidade do ar em uma região (LANDAU et al, 2010).

Existem diferentes tipos de classificação, que são baseadas na disponibilidade de parâmetros e variáveis meteorológicas, e na avaliação de processos atmosféricos que ocorrem na baixa atmosfera, sendo a classificação de Pasquill a mais utilizada. Ela foi reformulada, e passou a ser conhecida por Pasquill-Gifford (P-G), sendo aplicada na maioria dos estudos de poluentes, efluentes gasosos ou partículas sólidas. Foi amplamente testada, com resultados de experimentos de campo e modelos numéricos, sendo rigorosa na microescala, e frequentemente estendida na mesoescala (LANDAU et al, 2010).

O método P-G, define sete classes (A-G), passando da classe mais instável A até a mais estável G. Para que seja feita a classificação é necessária uma coleta de dados, baseando-se em condições meteorológicas tais como a velocidade do vento, associada a insolação durante o dia ou a fração de cobertura de nuvens durante a noite. Suas vantagens consistem na fácil aplicabilidade e simplicidade de conceitos, enquanto a subjetividade pode ser uma desvantagem (OLIVEIRA et al., 2016). Na tabela 2, estão expostas tais classes de estabilidade (CNEN, 1989):

Tabela 2: Classes de Estabilidade Atmosférica. Fonte (CNEN, 1989)

CLASSES DE ESTABILIDADE	
A	Fortemente instável
B	Moderadamente instável
C	Ligeiramente instável
D	Neutra
E	Ligeiramente estável
F	Moderadamente estável
G	Fortemente estável

Originalmente, a classificação P-G foi proposta pela British Meteorological Office, em 1958, e sendo depois publicada por PASQUILL (1961); onde a estimativa usava o espalhamento angular da pluma ( $\theta_p$ ) e a altura vertical de espalhamento ( $z_p$ ) como função da distância da fonte próxima a superfície ( $x$ ). Gifford (1961) converteu esses parâmetros dentro de desvios-padrão da distribuição de concentração nas direções lateral ( $\sigma_y$ ) e vertical ( $\sigma_z$ ), respectivamente. O autor ainda propôs a relação em escala logarítmica dos desvios-padrão em função da distância, sendo depois, denominado de curvas de dispersão de P-G. O critério de P-G possui base teórica e experimental, porém existem restrições envolvendo a rugosidade aerodinâmica da superfície ( $z_0$ ), o tempo de amostragem e a distância, e o tipo de fonte e sua altura (ARYA, 2000)

A categoria de estabilidade atmosférica deve ser determinada com emprego de um dos seguintes métodos (CNEN, 1989):

a) Método  $\Delta T$  - baseado no gradiente vertical de temperatura e aplicável, com qualquer velocidade de vento, na classificação da estabilidade atmosférica. A relação entre o gradiente vertical de temperatura e as classes de estabilidade atmosférica de Pasquill está na Tabela 3;

b) Método  $\sigma_\theta$  - baseado no desvio padrão da flutuação horizontal do vento ( $\sigma_\theta$ ), que reflete diretamente o grau de turbulência mecânica da atmosfera. Tal parâmetro, obtido mediante dispositivos eletrônicos e expresso em graus, exibe uma amplitude de sinal diferente para as distintas categorias de estabilidade atmosférica de Pasquill, conforme a Tabela 3. Deve ser respeitado o critério de velocidade mínima do vento (0,5 m/s), quando deve ser aplicado apenas o método  $\Delta T$ .

c) Método Misto - em locais de terreno complexo, pode ser necessária a utilização de ambos os métodos acima descritos, de modo a permitir a determinação dos coeficientes de dispersão atmosférica através do método de sigma combinado que consiste na utilização dos métodos  $\Delta T$  e  $\sigma_\theta$  simultaneamente.

Tabela 3: Classificação dos Parâmetros de Estabilidade Horizontal e Vertical (Fonte: CNEN 1989).

CATEGORIAS DE PASQUILL	GRADIENTE VERTICAL DE TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ )	SIGMA TETA ( $\sigma_\theta$ ) <sup>*</sup> (graus)
A	$\Delta T / \Delta z \leq -1,9$	$\sigma_\theta \geq 22,5$
B	$-1,9 < \Delta T / \Delta z \leq -1,7$	$22,5 > \sigma_\theta \geq 17,5$
C	$-1,7 < \Delta T / \Delta z \leq -1,5$	$17,5 > \sigma_\theta \geq 12,5$
D	$-1,5 < \Delta T / \Delta z \leq -0,5$	$12,5 > \sigma_\theta \geq 7,5$
E	$-0,5 < \Delta T / \Delta z \leq -1,5$	$7,5 > \sigma_\theta \geq 3,8$
F	$1,5 < \Delta T / \Delta z \leq -4,0$	$3,8 > \sigma_\theta \geq 2,1$
G	$4,0 < \Delta T / \Delta z$	$2,1 > \sigma_\theta$

A estabilidade atmosférica é importante na caracterização dos fatores de dispersão local, a curto (acidente) e longo prazo, bem como na necessidade de se determinar os caminhos de liberação do termo fonte a partir de Instalações Nucleares. Estas análises seguem requisitos de segurança baseados em guias, relatórios e normas técnicas estabelecidas pelos principais órgãos regulatórios.

### 3.2.2 PAVAN

O modelo de dispersão atmosférica usado neste trabalho é o PAVAN, “Programa de Dispersão Atmosférica para Avaliação da Liberação Acidental de Materiais Radioativos de Estações de Energia Nuclear” que implementa a metodologia do Guia Regulatório 1.145 “Modelos de Dispersão Atmosférica para Avaliações de Consequências de Acidentes Potenciais em Usinas de energia nuclear” da U.S. Nuclear Regulatory Commission (BANDER, 1982).

PAVAN é um código computacional em linguagem Fortran IV, utilizado para fornecer condições de dispersão atmosférica para a análise das consequências de acidentes nucleares, necessárias para a requisição de licenças de construção e operação de uma instalação nuclear. (SERRÃO, 2018).

O programa calcula um conjunto de valores conhecidos como fatores de dispersão ( $X/Q$ ) para estimar a concentração relativa do ar, usando uma distribuição de frequência conjunta da direção, velocidade do vento e classe de estabilidade. Os cálculos dos valores de  $X/Q$  são baseados na suposição de que o material liberado na atmosfera terá ao longo do tempo uma distribuição normal em torno do centro da pluma radioativa (modelo gaussiano). O programa calcula os valores de  $X/Q$  em dois conjuntos de distâncias, chamados limite 1 e limite 2, normalmente definidos como Limite da Área de Exclusão, do inglês *Exclusion Area Boundary (EAB)* e Zona de Baixa População ou *Low Population Zone (LPZ)*. Essas distâncias são de escolha do usuário do código, que organiza os dados de entrada. Um caminho linear é assumido entre o ponto de liberação e todas as distâncias fornecidas pelo usuário, o que produz uma limitação que pode ser relevante, conforme a complexidade do terreno sobre o qual a pluma viaja, para os critérios de avaliação no escopo do cálculo das doses de interesse.

O PAVAN utiliza dados meteorológicos na forma de distribuição de frequências conjuntas de direção, velocidade e classe de estabilidade do vento. A rotina principal converte todas as frequências inseridas em valores percentuais, se inseridos como contagens. Essas frequências são somadas e apresentadas em arquivos de saída por classe de estabilidade. As características da construção e a altura de liberação, os dados do terreno (se estiver em um local mais alto), as distâncias de interesse nas quais os cálculos foram feitos e os fatores de correção específicos da instalação (se houver) também são mostrados no arquivo de saída.

### **3.2.3. Modelos de Dispersão**

Os modelos matemáticos desempenham um papel fundamental na avaliação do impacto real ou potencial dos radionuclídeos liberados na atmosfera. O propósito básico de qualquer modelo de difusão é dar conta de todo o material liberado para a atmosfera de uma fonte particular. (GROGAN & TILL, 2008)

O modelo deve abordar três questões fundamentais (BARR e CLEMENTS, 1984):

- Para onde vai o material lançado e quando chega a uma determinada localização?
- Com que rapidez o material se dilui durante o trajeto?
- Quão rápido e por qual mecanismo o material é removido da atmosfera e para onde vai?

As respostas a essas perguntas costumam ser difíceis de obter e dependem das interações entre as muitas propriedades meteorológicas fundamentais previamente estabelecidas. Ao longo dos anos várias teorias de difusão têm sido propostas e estas vêm a servir de base para modelos práticos de dispersão atmosférica. Ao usar um modelo, no entanto, deve-se sempre lembrar que qualquer modelo, não importa quão simples ou complexo, é uma aproximação da realidade, e as previsões feitas pelo modelo contêm algum nível de incerteza. Modelos são ferramentas muito úteis para fins de avaliação radiológica, mas devem ser usados com cuidado, sempre com explicação sobre suas incertezas inerentes, para serem úteis ao avaliador. (GROGAN & TILL, 2008)

### 3.2.3.1 Modelo de Dispersão Gaussiano

Modelos de difusão gaussiana surgem da solução analítica para a equação de condução tridimensional. A diferença nos fluxos de entrada e saída de um cubo elementar é igual à mudança no conteúdo do cubo com o tempo. Isso funciona bem para processos moleculares (por exemplo, condução de calor no metal) porque a condutividade térmica é constante em todo o metal. O caso de uma condutividade ou difusividade constante é frequentemente chamado de difusão Fickian. Existem limitações a este conceito quando aplicado à difusão atmosférica porque os processos moleculares são pequenos em comparação com os processos de transferência turbulentos, e a difusividade turbulenta efetiva não é invariante com o espaço ou o tempo. Em qualquer caso, com uma média de tempo adequada, as soluções analíticas fornecem soluções em formato gaussiano e a massa é conservada. Apesar de suas limitações teóricas, os modelos gaussianos simples para difusão atmosférica não foram descartados, principalmente porque eles produzem resultados que muitas vezes concordam muito bem com dados experimentais medidos e porque seus resultados são obtidos rapidamente. (GROGAN & TILL, 2008)

Os modelos gaussianos fornecem soluções onde as concentrações de material liberado na atmosfera são descritas pela distribuição gaussiana em todas as três direções (direção ao longo do vento [x], direção do vento cruzado [y] e direção vertical [z]). As soluções podem ser obtidas para muitos cenários diferentes, dependendo das condições iniciais e de contorno.

### 3.2.3.2 Modelo de Dispersão de Pufe

É preciso saber se uma determinada liberação é um sopro (pufe) ou uma pluma antes de decidir qual modelo usar. Por exemplo, as estatísticas da difusão da nuvem são diferentes daquelas da difusão da nuvem. Uma regra prática útil é que se a duração da liberação do efluente for curta em comparação com o tempo de viagem de interesse, então é uma baforada (PASQUILL E SMITH 1983).

### *Transporte Pufe*

A determinação do caminho percorrido por um sopro (sua trajetória) é baseada no campo de vento sobre o domínio que o modelo foi projetado para simular. Este campo de vento pode ser baseado em observações ou na saída de um modelo de campo de vento (por exemplo, SULLIVAN et al. 1993) e geralmente depende do tempo. O modelo mais simples para interpolação de observações do vento em uma grade é assumir uma ponderação  $1 / r^2$  ( $r$  é a distância radial) de pontos onde os dados do vento estão disponíveis para pontos de grade usados no modelo de trajetória.

Técnicas de análise de campo de vento de massa consistente têm sido ferramentas úteis para analisar dados esparsos de vento em situações de terreno complexo e inversões de temperatura que restringem a difusão vertical (DICKERSON 1973). Modelos de trajetória de sopro são mais aplicáveis a distâncias a favor do vento além de 10 km.

Uma combinação de cálculos de trajetória e difusão por sopro tem sido usada para muitos eventos de interesse de longo alcance. O rastreamento mundial de destroços do acidente do reator de Chernobyl em 1986 é um exemplo clássico.

Uma das principais desvantagens do modelo de trajetória do sopro é que ele é muito sensível a erros na seleção de valores para o campo de vento, o que direciona toda a análise da trajetória (NCRP 1984).

### *Pufe*

Embora as curvas de Pasquill-Gifford sejam frequentemente usadas para distâncias de microescala a mesoescala para estimar os valores de pufe  $\sigma$ , outros esquemas podem ser usados, como as teorias de similaridade discutidas em "Categorias de estabilidade atmosférica,". Em distâncias muito longas, quando a nuvem de poluente atinge o tamanho do maior redemoinho horizontal característico da atmosfera (da ordem de 1.000 km), um processo Fickiano tomaria conta. Os valores de  $K$  na direção horizontal seriam da ordem de  $1010 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ . Nuvens de forma cilíndrica no plano horizontal aproximam o transporte e difusão de nuvens grandes para distâncias de escala continental. O  $\sigma_r$  (desvio padrão da distribuição gaussiana na direção radial) é calculada em função

do tempo. Na direção vertical, o processo de difusão pode ser parametrizado por uma variedade de métodos dependendo do problema particular. Para nuvens de detritos na troposfera média, Crawford (1966) introduziu a difusividade vertical,  $K_z$ , em função do tempo e da altura ao longo da trajetória. Esta entrada foi baseada em análises da estrutura de vento e temperatura ao longo da trajetória. (GROGAN & TILL, 2008).

### 3.2.3.3 Modelo Screening

Uma aplicação do *screening* é na priorização de locais contaminados para possíveis atividades de limpeza. Dois cálculos de triagem diferentes podem ser realizados no processo de priorização:

1. Contaminantes de baixa prioridade podem ser identificados usando modelos e premissas deliberadamente projetados para fornecer estimativas conservadoras de concentração ou dose (ou seja, modelos projetados de forma que seja improvável que eles subestimem os valores reais).
2. Contaminantes de alta prioridade podem ser identificados usando modelos e suposições deliberadamente projetados para serem não conservativos, de modo que se os valores calculados para um determinado contaminante excedem um valor limite predeterminado, o contaminante deve ser examinado com mais cuidado.

### 3.2.4. Fatores de Dispersão e Cálculo da Concentração Relativa do Ar

Uma rotina de programa PAVAN ajusta as velocidades do vento inseridas nos dados de entrada para a altura de liberação, considerando uma relação entre a velocidade do vento e a altura como uma função da estabilidade atmosférica, que se segue:

$$U_R = U_M \left( \frac{H_R}{T_H} \right)^P$$

Onde: UR = velocidade do vento ajustada para a altura de liberação (m.s); UM = velocidade do vento no nível de medição (m.s-1); HR = altura de liberação (m); altura em que a velocidade do vento foi medida (m); P = 0,25 para condições atmosféricas instáveis e neutras e 0,50 para condições atmosféricas estáveis.

Outra rotina calcula um valor médio ponderado entre duas velocidades de vento ajustadas com base na distribuição de frequência em cada um dos intervalos de duas classes de estabilidade:

$$U_A(I) = \frac{UMAXAD(I, 1) \sum_{J=1}^4 F_S(I, J) + UMAXAD(I, 7) \sum_{J=5}^7 F_S(I, J)}{\sum_{J=1}^7 F_S(I, J)}$$

Onde: (I) = média ponderada da velocidade máxima do vento para a categoria de velocidade do vento I; UMAXAD (I, 1) = velocidade máxima do vento ajustada para categoria I de velocidade do vento e estabilidade Pasquill classe A (m.s-1); UMAXAD (I, 7) = velocidade máxima do vento ajustada para categoria I de velocidade do vento e classe de estabilidade Pasquill G (m.s-1); FS (I, J) = distribuição de frequência conjunta adicionada em todos direções do vento.

A estabilidade da atmosfera está relacionada à variação da temperatura com a altura, chamada de taxa de lapso, que está relacionada à turbulência induzida pelo gradiente térmico. Se uma parcela de ar seco se move adiabaticamente, sua temperatura diminuirá em 0,98°C para cada aumento de 100 m (ou seja,  $\Delta T = -0.98^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ). Se a taxa de lapso for menor do que a taxa de lapso adiabática seca, a parcela deslocada se tornará mais quente que seus arredores e continuará subindo verticalmente, causando condições atmosféricas instáveis ( $\Delta T \leq -1,5^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ). Caso contrário, se for maior que a taxa de lapso adiabático seco, a parcela ficará mais fria que seu ambiente e descerá para sua posição inicial, levando à estabilidade atmosférica ( $\Delta T > -0,5^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ). A atmosfera é neutra ( $-1,5^\circ\text{C} < \Delta T \leq -0,5^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ) quando a taxa de lapso é igual à taxa de lapso adiabática seca.

As seguintes opções são fornecidas pelo modelo: 1. O modo de liberação pode ser elevado ou ao nível do solo; 2. As liberações ao nível do solo podem ter dispersão adicional devido ao meandro da pluma e à interação com o efeito esteira dos edifícios; 3. Os parâmetros laterais e verticais ( $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ ) da dispersão da pluma podem ser descritos pelas curvas de Pasquill-Gifford ou pelas curvas

de áreas abertas, tipo deserto. Para lançamentos altos, a altura do solo pode ser levada em consideração no cálculo da altura efetiva da pluma.

As liberações a nível do solo incluem todos os pontos de liberação que são mais baixos do que 2,5 vezes a altura do edifício adjacente, enquanto a liberações elevadas são aquelas mais altas do que este limite. No caso de estudo do Argonauta, a chaminé tem 15 m de altura, o que é mais baixo que 2,5 vezes a altura do edifício adjacente (12 m), portanto, o problema é abordado no nível do solo e sem fumigação, o que dá uma estimativa conservadora de concentração. Nesse caso, o programa usa a seguinte equação:

$$X/Q(x, i, j) = \{3U_{ij}(10)\pi\sigma_{yj}(x)\sigma_{zj}(x)\}^{-1}$$

Onde:  $X/Q$  = Fator de dispersão na distância  $x$  ( $s.m^{-3}$ ), para a  $i$ -ésima categoria de velocidade do vento e para a  $j$ -ésima classe de estabilidade;  $U_{ij}$  = velocidade média do vento ( $m.s^{-1}$ ) para a categoria de velocidade do vento  $i$  ajustada para 10 m de altura e classe de estabilidade  $j$ ;  $\sigma_{yj}$  = dispersão lateral da pluma (m) para a classe de estabilidade  $j$  na distância  $x$ ;  $\sigma_{zj}$  = dispersão vertical da pluma (m) para classe de estabilidade  $j$  na distância  $x$ ;

Para o caso de distâncias de receptor além de 800 m, o produto do fator de meandro com a dispersão da pluma lateral deve ser ajustado:

$$X/Q(x, i, j) = \{U_{ij}(10)\pi M_{ij}(x)\sigma_{yj}(x)\sigma_{zj}(x)\}^{-1} \quad (7), \text{ de tal forma:}$$

$$M_{ij}(x)\sigma_{yj}(x) = \sigma_{yj}(x) + [M_{ij}(x) - 1]\sigma_{yj}(800)$$

Onde:  $M_{ij}$  = fator de meandro, adimensional, para pluma de alargamento lateral para velocidade do vento categoria  $i$ , e classe de estabilidade  $j$ , na distância  $x$ ;  $\sigma_{yj}(800)$  = dispersão lateral da pluma para estabilidade classe  $j$ , a uma distância de 800 m.

### 3.2.5 Cálculo de Taxas de Dose Efetiva para Indivíduos Ocupacionalmente Expostos e Membros do Público

A dose efetiva é a quantidade primária de proteção radiológica, que caracteriza a exposição de um indivíduo a fontes de radiação internas e externas de forma independente dos parâmetros corporais do indivíduo (sexo, idade, fisiologia, etc.). Os parâmetros básicos dos modelos biocinéticos que descrevem o destino de radionuclídeos inalados e ingeridos para indivíduos de referência, coletivamente referidos como homem de referência, são usados no cálculo de coeficientes de dose para trabalhadores de referência e membros do público (ECKERMAN et al., 2012). Assim, a dose efetiva não é uma quantidade específica para um indivíduo, mas sim a dose para uma pessoa de referência nos cenários de exposição especificados. Por exemplo, a parte do corpo exposta, o intervalo de tempo de entrega da dose de radiação e o tipo de radiação envolvida são alguns dos principais fatores de exposição. O cálculo da taxa de dose efetiva para a exposição em análise considerou apenas as vias de inalação e imersão na pluma, desconsiderando as doses por ingestão, doses externas devido a deposições no solo, na roupa e no corpo dos indivíduos. Pode ser calculado usando a seguinte equação:

$$DR = D_{inh} + D_{im}$$

O termo de inalação da dose efetiva é calculado para isótopos de radioiodo, como segue:

$$D_{inh} = R_{inh} \sum_{n=1}^6 N Q_n \left(\frac{Q}{X}\right) DC_{inh'n}$$

Onde: N = átomos de nuclídeo;  $Q_n$  = Taxa de liberação do nuclídeo n ( $Bq \cdot s^{-1}$ );  $Q / X$  = Fator de dispersão ( $s \cdot m^{-3}$ );  $DC_{inh'n}$  = Coeficiente de Dose ( $Sv \cdot Bq^{-1}$ ) para a ingestão do nuclídeo n;  $R_{inh}$  = Taxa respiratória média ( $1,2 m^3 \cdot h^{-1}$ ).

Para coeficientes de dose por inalação, a independência de idade e sexo é assumida para a eliminação do trato respiratório e absorção no sangue. A frequência respiratória média é de  $1,2 m^3 \cdot h^{-1}$  para o homem de referência.

O termo de dose de imersão da pluma é calculado para gases nobres, como segue:

$$D_{im} = \sum_{n=1}^3 N Q_n \left(\frac{Q}{X}\right) DCF_{imn}$$

Onde:  $DCF_{imn}$  = Fator de conversão de dose por unidade de concentração de atividade de radionuclídeo  $n$  ( $Sv.h^{-1}$  por  $Bq.m^{-3}$ ).

Os cálculos da taxa de dose foram realizados usando os coeficientes de dose do compêndio fornecido pela publicação ICRP 119 em folhas separadas para trabalhadores e o público, considerando as doses internas e externas. A dose equivalente total de um indivíduo, independentemente de ser trabalhador ou membro do público, é dada pelo produto de DR ( $mSv.h^{-1}$ ) pelo tempo de exposição  $E_t$  (h):

$$D = DR * E_t$$

Para estimar o quociente de risco (RQ), inicialmente a taxa de dose de triagem deve ser calculada, que é um modelo mais simples e pessimista, assumindo que a concentração de ar de radionuclídeos no ponto de interesse é igual ao ponto de liberação, dado por:

$$D_{screc} = \frac{P_p \sum_{n=1}^9 N Q_n DRF_n}{V}$$

Onde:  $P_p$  = fração (adimensional) do tempo que o vento sopra em direção ao receptor, adotado como 0,25 conforme sugerido para os modelos de blindagem<sup>10</sup>;  $V$  = Descarga de ar no ponto de liberação ( $m^3.h^{-1}$ ) que é a taxa do sistema de exaustão.

Assim, a melhor estimativa de risco é dada pelo quociente de dose, da seguinte forma

$$RQ = \frac{DR}{D_{screc}}$$

#### 4. CORPO DA DISSERTAÇÃO NA FORMA DE ARTIGO ACEITO

Nov 03, 2020

Ref.: MS# NT20-111R1

Short-term Assessment of Radiological Impact and Potential Risk to Workers and Public from Argonaut Nuclear Reactor Accidental Release  
Nuclear Technology

Dear Dr Lamego,

I am pleased to inform you that your work is now accepted for publication in Nuclear Technology. Your submission files will be transmitted to Taylor and Francis for production. You will receive an e-mail shortly from the production department confirming that your files have been successfully transmitted to the publisher's tracking system (CATS). The first and most important task for authors at that point will be to complete an author copyright agreement form. Please make sure you complete it as soon as you receive the publisher notice about it. The DOI of your paper is: 10.1080/00295450.2020.1846986. Once your article has published online, it will be available at the following permanent link.

Should you have any questions concerning the production process, or about the status of your manuscript, please feel free to contact the journal office. Thank you for contributing to Nuclear Technology.

Sincerely,

Dr. Andrew C. Klein  
Editor, Nuclear Technology

## I. Introduction

The Argonaut Reactor was designed at Argonne National Laboratory and began its first criticality in 1965, since then, it has been operating for training and research in Reactor Physics and Applied Nuclear Physics, with the aim of specializing personnel in nuclear science and technology with an average of 115 operations per year. The Argonaut is a water moderated research reactor, fueled by 20% enriched uranium ( $^{235}\text{U}$ ), designed to operate with prismatic graphite reflectors and provide a thermal neutron flux up to  $10^{10} \text{ n.cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  at 5 kW power. The postulated accident occurs during the movement of the upper shields by handling cranes, when their fall would lead to the rupture of the coating of the combustible element that serves as a protection barrier against the gaseous/volatile and particulate fission products.

The radiological impact assessment of released effluents can be divided into four distinct phases. The first concerns the estimate of the inventory of radioactive material that exists within the reactor, including their quantities and their physical, chemical and biological properties. The second phase involves the study of the possible pathways by which such material can be released after successive failures of barriers. The third phase comprises a dispersion of radioactive material to the environment, which includes the evaluation of behavior and concentration of radionuclides released from nuclear plant to a receptor. <sup>1</sup> This procedure includes consideration of plume meander, directional dependence of dispersion and wind frequencies for various locations around Exclusion Area Boundaries (EAB) and Low Population Zone (LPZ). Finally, the fourth stage involves calculating the dose incurred by worker or individual of the public for assessing both onsite and offsite radiological consequences for a range of postulated accidental releases of radioactive material to the atmosphere. The radiation dose received and their associated health effects depend on the half-life, energy and decay schemes of radionuclides as well as the biological properties of living beings<sup>2</sup>. These effects are, in general, probabilistic and they are represented by the numerical benchmark called Risk Quotient. The assessment of the radiological impact of effluent discharges from a nuclear facility aims to provide information for safety analysis to ensure that, in normal operation, the doses received by the audience are within acceptable standards and, after an accident, it provide subsidies to predict environmental radiological consequences.

The objective of this study was to assess potential risks of such nuclear accident, according to the following steps: (i) Based on previous inventory simulation, identify a realistic release pathway of radioactive effluents, evaluate possible retention of radionuclides in the reactor hall and release rate to the environment; (ii) Modeling of dispersion factors for different receptors, averaging times and atmospheric stability to evaluate activity concentrations of radionuclides in air and (iii) Calculation of effective dose and risk for workers and members of the public.

## **II. Methodology**

### *II.A. Reactor Characterization and Inventory for Accident Scenarios*

The reactor consists of two aluminum cylinders placed concentrically in order to form a cylindrical ring. The smaller diameter cylinder is filled with graphite and is called internal thermal column. In the ring located between the two cylinders, there are fuel elements made up of plates (cermet) formed by a sintered mixture of uranium oxide ( $U_3O_8$ ) with powdered aluminum to connect cermet and coating. The reactor core is filled by cermet plates with uranium enriched to 19.99% of  $^{235}U$ . The plates are spaced so that the water between them serves as a moderator of the neutrons and cools the fuel elements. The core is surrounded by stacked graphite blocks and has a region of greater length, called external thermal column, containing several drawers for introducing samples into the reactor. Covering the entire set is the concrete shield placed on the top of the reactor with two covers weighing 2.5 tons, which are routinely handled by a crane, allowing easy access to the core. The reactor has a peculiar feature regarding its designed shutdown, which is the fact that water present during operation as moderator and coolant is entirely drained to a tank below the reactor hall.

The reactor containment building is not pressurized, that is, the plant is licensed by national authority (Brazilian Commission of Nuclear Energy - CNEN) to allow the air from reactor hall to be released to the environment. The release is made by a stack at the roof of containment building at flow rate of  $3000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , after passing through the exhaust system, it was ended by a set of filters. This set is composed of a pre-filter and mechanical filters for particulates (3) and an active charcoal filter for gases. For the sake of the proposed scenario, the exhaust

system will continue to operate normally at least during the first two hours from the accident, completely renewing the air volume of 2000 m<sup>3</sup> in the reactor hall. It means that the entire atmosphere of the reactor hall is released in 40 minutes, i.e.  $2000 \text{ m}^3 \div 3000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} = 0.67 \text{ h}$  or 2400 sec, time taken into account for calculating the release rate. A recent accident scenario reassessment concluded that a severe physical damage of the core after reactor shutdown should be the emergency situation with the greater potential risk among the feasible postulated accidents (Technical Report Argonaut Reactor Safety Committee). The damage caused by the failure of the handling crane dropping the covers on the core would lead to breaking of the aluminum coating and the nuclear fuel plates with their release to the reactor hall. To estimate the source term of this accident, the radioactive inventory in the core was calculated after 50 years of operation. The results of the calculation of the radioactive inventory indicated the presence of 20 actinides and 104 fission products and the amount of radioactive material that could be released in a potential accident scenario was determined<sup>3</sup>. These fission products are in gaseous or volatile form (halogens and noble gases) and in particulate form (transition metals), while the actinides are all in the solid form.

### *II.B. Radionuclide Pathways and Release Rates*

The very first point is to address which radionuclides from the reactor inventory 3 should be regarded in such an accident, keeping in mind that the exposure pathway is essentially atmospheric. The actinides as well as the non-volatile fission products form heavy particles that tend to quickly fall by gravity. Even if the exhaust system could eliminate part of these particles through the stack, the set of mechanical filters is quite efficient to retain these radionuclides and due to their small mass<sup>3</sup>, filters will not become saturated. Finally, even if some particles escape through eventual building cracks, they would stay close to the plant and the dose to be addressed in this short-term accident scenario would be negligible. The gaseous radionuclides can be reactive (volatile) or non-reactive (nobles). The gaseous radionuclides considered in this assessment have half-life larger than 40 min, i.e. the air renewing time of reactor hall, which means they could be realistically released to the environment. The fission product iodine has major importance in a severe reactor accident because volatile species exist

under containment of damaged reactor. The noble gases are not retained by any filter, while radioiodine isotopes could be trapped by active charcoal filters, however their retention is difficult to foreseen and it is considered negligible as will be discussed later.

After screening all the inventory, a total of 9 nuclides that fulfill the above criteria were selected and divided in two groups. The first group was represented by 6 radioiodine nuclides ( $^{130}\text{I}$  to  $^{135}\text{I}$ ), while the second one is composed by 3 noble gases ( $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{85\text{m}}\text{Kr}$  and  $^{133}\text{Xe}$ ). Five of them decay to stable elements ( $^{130}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{85}\text{Kr}$  and  $^{133}\text{Xe}$ ), while two decay for inventory products ((100% of  $^{133}\text{I} \rightarrow ^{133}\text{Xe}$ ; 21% of  $^{85\text{m}}\text{Kr} \rightarrow ^{85}\text{Kr}$ ) and two decay for other nuclides (100% of  $^{134}\text{I} \rightarrow ^{134}\text{Xe}$ ; 100% of  $^{135}\text{I} \rightarrow ^{135}\text{Xe}$ ).

In order to assess the release rates of the considered radionuclides, the approach used in this study, rather to assume unrealistic evaluation of filter retention, is based on two constant rates: constant of decontamination ( $\omega$ ) and constant of radionuclide decay ( $\lambda$ ). It is reasonable to admit that, due to the non-laminar flow, when completing an air renewal cycle inside the hall, there would be no total release of gases diffusing from the reactor. Although there are several factors that can influence the release rate of radionuclides by air renewal, it can be taken as a valid premise that this rate, after reaching the maximum concentration of contaminant in the air, is not fit by linear function. For the sake of simplicity, it is assumed that the diffusion of gaseous contaminants within the entire volume of the hall takes place in an infinitesimal time and in a homogeneous manner. Based on these parameters, it is reasonable to assume that the rate of release of contaminants from the reactor hall obeys an exponential decay function as follows:

$$N = N_{0f,d} e^{-\omega t} \quad (1)$$

Where: N = Residual contaminant of nuclides;  $N_{0f,d}$  = Initial contaminant father decaying to daughter nuclide;  $\omega$  = decontamination rate; t= time, resolving equation 1:

$$\omega = \frac{\ln\left(\frac{N_0}{N}\right)}{t} \quad (2)$$

Including the radioactive decay and daughter buildup in the equation 1, which is follows:

$$N = N_{of,d} e^{-\omega t} \left( \frac{\lambda d}{\lambda d - \lambda f} \right) (e^{-\lambda f.t} - e^{-\lambda d.t}) + N_{0d} e^{-\lambda d.t} \quad (3)$$

In the case of daughter absence at  $t=0$ , the right term of equation 3 is canceled, besides if there is no daughter buildup, the decay terms are reduced to  $\exp(-\lambda t)$ . Now, it is possible to calculate the first derivative of the function expressed in equation 3 that describes the source term release. The module of the first derivative is the rate ( $Q$ ) at which the radionuclide is being released ( $\text{Bq.s}^{-1}$ ) from the reactor hall through the stack. Two releasing scenarios are to be simulated, the first averaging 2 h after the accident during daytime and the second averaging 8 h during the night, both represented by the median.

### *II.C Dispersion Model for Relative Air Concentration Activities*

The atmospheric dispersion model used in this work is PAVAN, “An Atmospheric-Dispersion Program for Evaluating Design-Basis Accidental Release of Radioactive Materials from Nuclear Power Stations”<sup>4</sup> that meets validation through the Regulatory Guide “Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants” designed by US Nuclear Regulatory Commission<sup>5</sup>. PAVAN is a computational code in Fortran IV language, used to provide conditions of atmospheric dispersion for the analysis of consequences of nuclear accidents, necessary for the requisition of construction and operation licenses of a nuclear installation.

The program calculates a set of values known as dispersion factors ( $X / Q$ ) to estimate the relative air concentration, using a joint frequency distribution of wind direction and speed in a given class of atmospheric stability. The calculations of the  $X / Q$  values are based on the assumption that the material released into the atmosphere will have a normal distribution around the center of the radioactive plume (Gaussian model). The program calculates the values of  $X / Q$  in two sets of distances, called boundary 1 and boundary 2, normally set to be the Exclusion Area Boundary (EAB) and the Low Population Zone (LPZ). These distances are

the choice of the code user, who organizes the input data. A linear path is assumed between the release point and all distances provided by the user.

PAVAN uses meteorological data in the form of distribution of joint frequencies of direction, speed and wind stability class. The main routine converts all entered frequencies into percentage values, if entered as counts. These frequencies are then added up and presented in output files by stability class. The characteristics of the building and the release height, the terrain data (if it is in a higher site), the distances of interest on which the calculations were made, and the installation-specific correction factors (if any) are also shown in the output file. A program routine adjusts the wind speeds entered in the input data for the release height by considering a relationship between wind speed and height as a function of atmospheric stability, which follows:

$$U_R = U_M \left( \frac{HR}{TH} \right)^P \quad (4)$$

Where:  $U_R$  = wind speed adjusted to the release height (m.s-1);  $U_M$  = wind speed at the measurement level (m.s-1);  $HR$  = release height (m); height at which the wind speed was measured (m);  $P = 0.25$  for unstable and neutral atmospheric conditions, and  $0.50$  for stable atmospheric conditions.

Another routine then calculates a weighted average value between two adjusted wind speeds based on the frequency distribution in each of the intervals of two stability classes:

$$U_A(I) = \frac{UMAXAD(I,1) \sum_{j=1}^4 F_S(I,J) + UMAXAD(I,7) \sum_{j=5}^7 F_S(I,J)}{\sum_{j=1}^7 F_S(I,J)} \quad (5)$$

Where:  $U_A(I)$  = weighted average of the maximum wind speed for the wind speed category I;  $UMAXAD(I,1)$  = maximum wind speed adjusted for category I of wind speed and Pasquill stability class A (m.s-1);  $UMAXAD(I,7)$  = maximum wind speed adjusted for category I of wind speed and Pasquill stability class G (m.s-1);  $F_S(I,J)$  = joint frequency distribution added in all wind directions.

The atmosphere stability is related to the change of temperature with height, called lapse rate, which is related to turbulence induced by thermal gradient. If a parcel of dry air moves adiabatically, its temperature will decrease by  $0.98^{\circ}\text{C}$  for each 100-m rise (i.e.,  $\Delta T = -0.98^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ). If the lapse rate is smaller than the dry adiabatic lapse rate, the shifted parcel will become warmer than its outskirts and will keep rising vertically, causing atmospheric unstable conditions ( $\Delta T \leq -1.5^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ). Otherwise, if it is greater than the dry adiabatic lapse rate, the parcel will become cooler than its environment and come down to its starting position, leading to atmospheric stability ( $\Delta T > -0.5^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ). The atmosphere is neutral ( $-1.5^{\circ}\text{C} < \Delta T \leq -0.5^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ m}^{-1}$ ) when the lapse rate is equal to the dry adiabatic lapse rate<sup>6</sup>.

The following options are provided by the model: 1. The release mode can be elevated or at ground level; 2. Releases at ground level may have additional dispersion due to the meandering of the plume and the interaction with the wake effect of buildings; 3. The lateral and vertical parameters ( $\sigma_y$  and  $\sigma_z$ ) of the plume dispersion can be described by the Pasquill-Gifford curves<sup>7</sup> or by the desert curves<sup>8</sup>. For high releases, the height of the ground can be taken into account in calculating the effective height of the plume.

The ground-level include all release points that are lower than 2.5 times the height of the adjacent building, while elevated release are those higher than this threshold. In the Argonaut case study, the stack is 15 m high, which is lower than 2.5 times the height of building (12 m), so the problem is addressed at ground-level and without fumigation, which gives a conservative estimate of concentration. In this case, the program uses the following equation:

$$X/Q(x, i, j) = \{3U_{ij}(10)\pi\sigma_{yj}(x)\sigma_{zj}(x)\}^{-1} \quad (6)$$

Where:  $X/Q$  = Dispersion factor at distance  $x$  ( $\text{s} \cdot \text{m}^{-3}$ ), for the  $i$ -th category of wind speed and for the  $j$ -th class of stability;  $U_{ij}$  = average wind speed ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) for wind speed category  $i$  adjusted to 10 m height and stability class  $j$ ;  $\sigma_{yi}$  = lateral plume dispersion (m) for the class of stability  $j$  at distance  $x$ ;  $\sigma_{zi}$  = vertical plume dispersion (m) for class of stability  $j$  at distance  $x$ ;

For the case of receptor distances beyond 800 m, the meander factor product with the lateral plume dispersion must be adjusted:

$$X/Q(x, i, j) = \{U_{ij}(10)\pi M_{ij}(x)\sigma_{yj}(x)\sigma_{zj}(x)\}^{-1} \quad (7), \text{ in a such way:}$$

$$M_{ij}(x)\sigma_{yj}(x) = \sigma_{yj}(x) + [M_{ij}(x) - 1]\sigma_{yj}(800) \quad (8)$$

Where:  $M_{ij}$  = meandering factor, dimensionless, for lateral enlargement plume for wind speed category  $i$ , and class of stability  $j$ , at distance  $x$ ;  $\sigma_{yj}(800)$  = lateral plume dispersion for stability class  $j$ , at a distance of 800 m.

#### *II.D Effective Dose Rates and Risk Quotient Calculation*

The effective dose is the primary quantity of radiation protection, which characterizes the exposure of an individual to both internal and external radiation sources in an independent manner from the individual's body-related parameters (sex, age, physiology, etc.). The basic parameters of biokinetic models describing the fate of inhaled and ingested radionuclides to reference individuals, collectively referred to as reference man, are used in the calculation of dose coefficients for reference worker and members of the public<sup>9</sup>. Thus, the effective dose is not an individual-specific quantity, but rather it is the dose for a reference person under the specified exposure scenarios. For instance, the part of the body exposed, the delivery time span of the radiation dose and the type of the radiation involved are some of the major exposure factors. The effective dose rate calculation for the exposure under scrutiny considered only the pathways of inhalation and immersion in the plume, disregarding the doses by ingestion, external doses due to depositions on the soil, on the clothes and on the bodies of individuals. It can be calculated using the following equation:

$$DR = D_{inh} + D_{im} \quad (9)$$

The inhalation term of the effective dose is calculated for radioiodine isotopes, as follows:

$$D_{inh} = R_{inh} \sum_{n=1}^6 N Q_n \left(\frac{Q}{X}\right) DC_{inhn} \quad (10)$$

Where:  $N$  = nuclide atoms;  $Q_n$  = Release rate of nuclide  $n$  ( $\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$ );  $Q/X$  = Dispersion factor ( $\text{s}\cdot\text{m}^{-3}$ );  $\text{DC}_{\text{inh},n}$  = Dose Coefficient ( $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ ) for intake of nuclide  $n$ ;  $R_{\text{inh}}$  = Average breathing rate ( $1.2 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ).

For inhalation dose coefficients, age and sex independence is assumed for the clearance from the respiratory tract and absorption into blood. The average breathing rate is  $1.2 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$  for reference man<sup>10</sup>. The plume immersion dose term is calculated for noble gases, as follows:

$$D_{im} = \sum_{n=1}^3 N Q_n \left(\frac{Q}{X}\right) \text{DCF}_{im,n} \quad (11)$$

Where:  $\text{DCF}_{im,n}$  = Dose Conversion Factor per unit of activity concentration of radionuclide  $n$  ( $\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$  per  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ).

The dose rate calculations were performed using the dose coefficients from the compendium provided by the ICRP Publication 119<sup>9</sup> in separate sheets for workers and the public, considering both internal and external doses. The total equivalent dose of an individual, regardless of being worker or member of the public, is given by the product of DR ( $\text{mSv}\cdot\text{h}^{-1}$ ) by the exposure time  $E_t$  (h):

$$D = DR * E_t \quad (12)$$

To estimate risk quotient (RQ), initially the screening dose rate must be calculated, which is a simpler and pessimistic model by assuming that the air concentration of radionuclides at the point of interest is equal to the point of release, given by:

$$D_{scree} = \frac{P_p \sum_{n=1}^9 N Q_n \text{DRF}_n}{V} \quad (13)$$

Where:  $P_p$  = fraction (dimensionless) of the time that the wind blows toward the receiver, adopted as 0.25 as suggested for screening models<sup>10</sup>;  $V$  = Air discharge at the release point ( $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ) which is the rate of exhaust system (see II.A).

Thus, the best risk estimate is given by the dose quotient, as follows<sup>11</sup>:

$$RQ = \frac{DR}{D_{scree}} \quad (14)$$

## RESULTS

### *IIIA. Evaluating Release Rates through Decontamination and Decay*

There was no total release of gases diffusing from the reactor core, whose rate tends to decrease, after reaching the maximum concentration in the air. The equations 1 and 3 used negative exponential function to fit the data and calculate the release rate, provided the residual activity of contaminants remaining within the containment building is known. Once the turbulence eddies in the reactor building are not modeled in order to determine the decontamination rate, it is necessary to make an assumption for the residual fraction of contaminants. Considering the 2/3 ratio between the containment volume (2000 m<sup>3</sup>) and its renewing rate (3000 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>), it seems reasonable to apply the same ratio for the released fraction, which means the residual fraction corresponds to 1/3 of initial activity concentration. Thus, resolving the equation 2, it is possible to calculate the decontamination rate ( $\ln \{100/33.3\} \div 2400 = 4.58E-04 \text{ s}^{-1}$ ) constant for both release scenarios (0-2h and 0-8h). Table 1 shows the initial activities (A0), decay constants ( $\lambda$ ) and the average release rates for each radionuclide (Qn) during 2 and 8 h from the reactor accident. The daughter buildup showed negligible effects on the rates, except for  $^{135}\text{I} \rightarrow ^{135}\text{Xe}$ , which was added to release scenarios. The release rates shown in Table 1 represent the source term and they were used in all the calculations both for air relative concentrations at different receptor distances, effective doses and screening doses. It is also possible to represent the release rates as the logarithm of the module of first derivative in each instant as shown in Fig 1A and 1B, respectively for radioiodine and noble gases. All these radioisotopes showed positive log figures during the whole release elapsed time, except for  $^{134}\text{I}$  and  $^{85}\text{Kr}$  that are negligible for the longer scenario (8h), due to shorter half-life.  $^{135}\text{Xe}$  buildup showed a transient equilibrium and, after 40 minutes, turned to a similar slope with the other decay logarithmic curves of noble gases (Fig. 1B). Although it is not possible to validate such results, the model used for the simulation of the source term is based on suitable physical phenomena and represents a realistic approach to the problem.

The averaged release rates calculated from decontamination model are shown as median values, which are less sensitive than mean to skewed and outlier data, like the derivative function of rates. The highest rates for  $^{131}\text{I}$  and  $^{135}\text{I}$  were  $1\text{E}07 (\pm 6.7\text{E}06) \text{ Bq.s}^{-1}$  and  $1.1\text{E}07 (\pm 8.4\text{E}06) \text{ Bq.s}^{-1}$  for 0-2 h and  $7\text{E}04 (\pm 1.8\text{E}08)$  and  $5.9\text{E}04 (\pm 2.2\text{E}08)$  for 0-8 h., respectively. The radioiodine rates are 1-2 order higher than  $^{85\text{m}}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$  and  $^{135}\text{Xe}$ , while the lowest rate for than  $^{85\text{m}}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$  and  $^{135}\text{Xe}$ , while the lowest rate for  $^{85}\text{Kr}$  ( $3.8\text{E}02 \pm 2.5\text{E}02 \text{ Bq.s}^{-1}$ ) is up to 5 order lower (Table 1).

Table 1: Initial activity (Bq), Decay constant (s<sup>-1</sup>) and Average release rates 2 and 8 hours after accident (Bq.s<sup>-1</sup>) for each relevant gaseous radioisotope from the Argonaut inventory.

Radioisotope	$A_0$ (Bq)	$\lambda$ (s <sup>-1</sup> )	$Q_n$ 2h (Bq.s <sup>-1</sup> )	$Q_n$ 8h (Bq.s <sup>-1</sup> )
$^{130}\text{I}$	1.12E11	1.56E-05	9.68E+06	5.53E+04
$^{131}\text{I}$	1.12E11	9.99E-07	9.88E+06	6.62E+04
$^{132}\text{I}$	1.11E11	8.37E-05	8.59E+06	2.34E+04
$^{133}\text{I}$	1.11E11	9.25E-06	9.68E+06	5.93E+04
$^{134}\text{I}$	1.13E11	2.20E-04	6.72E+06	4.13E+04
$^{135}\text{I}$	1.33E11	2.93E-05	1.13E+07	5.54E+04
$^{85}\text{Kr}$	4.24E06	8.49E-11	3.75E+02	2.69E+00
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	6.58E09	4.30E-05	5.45E+05	2.46E+03
$^{133}\text{Xe}$	2.51E09	1.53E-06	2.21E+05	1.56E+03

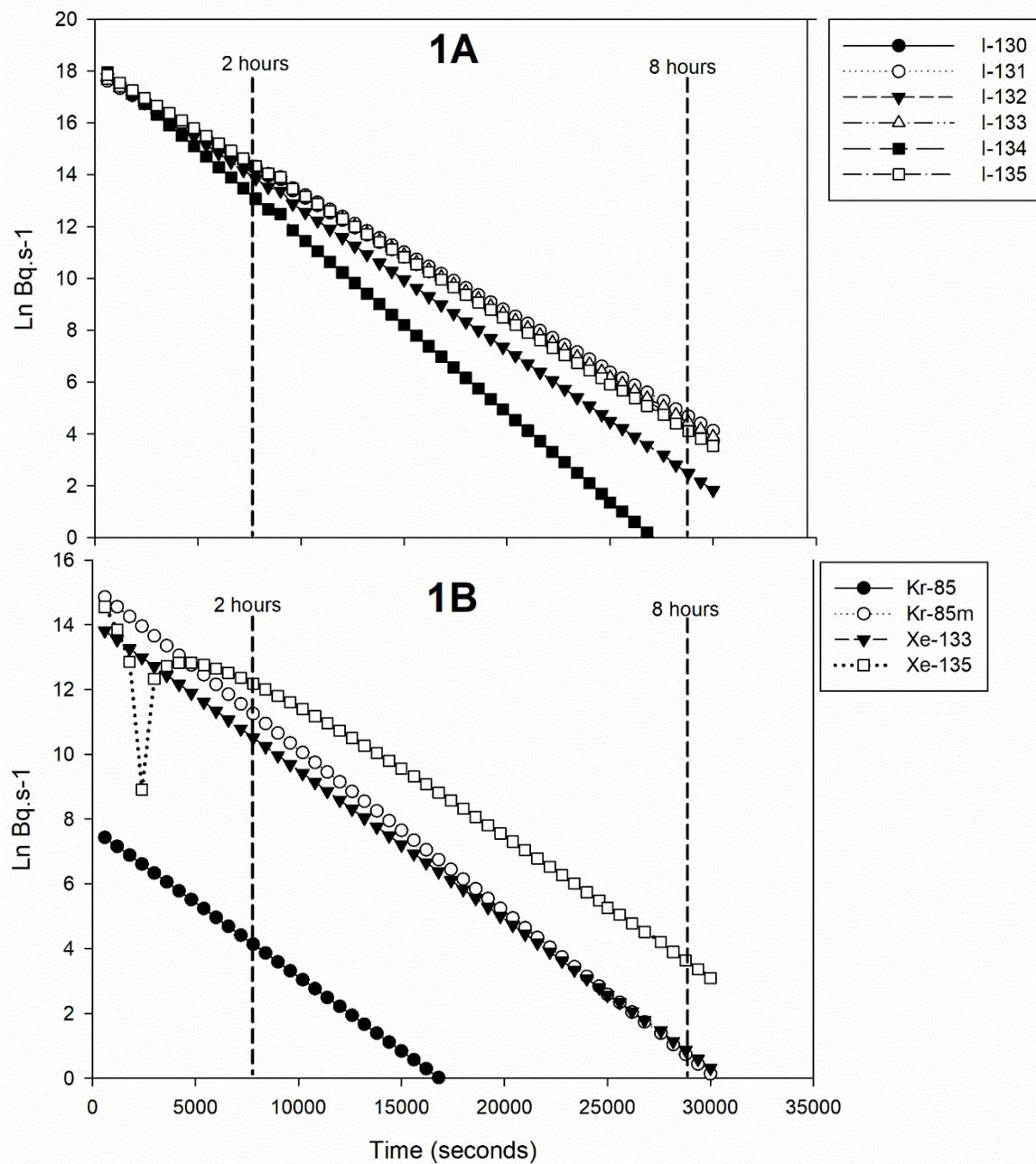


Figure 1. Release rates (Bq.s<sup>-1</sup>) as the logarithm of the module of first derivative in each instant for radioiodine (Fig. 1A) and noble gases (Fig. 1B).

Figure 2 shows the box-plots for radioiodine in each scenario (Fig 2A: 0-2 h; Fig. 2B: 0-8h), which summarizes the distribution of the rates by using its median, quartiles, minimum, maximum, and outlier values. The differences in rate distribution between both scenarios are noteworthy. While the rates varied within one order of magnitude during the shorter scenario, the variation for the longer scenario was much higher. During the first two hours (Fig. 2A), the slightly skewed data showed more variability for the higher rates and there was one outlier for each extreme. The absolute median deviation showed an uncertainty of about 1 order, which is the same magnitude for the source terms of the entire spectrum of accident releases for a BWR12. Otherwise, the distributions for the 0-8 h scenario (Fig. 2b) were strongly skewed with more variability and outliers in higher rates; besides, the absolute deviations were 4 orders larger than the median. It means that unlike the median rate for 0-2 h scenario, the one for 0-8 h scenario does not provide relevant information for accident assessment, because the dose range is exceptionally large and the dose rates are too small. The radiological impact of this scenario is considered negligible as well as its predictive power is constrained due to high uncertainty. So, it was discarded in this first tier of assessment.

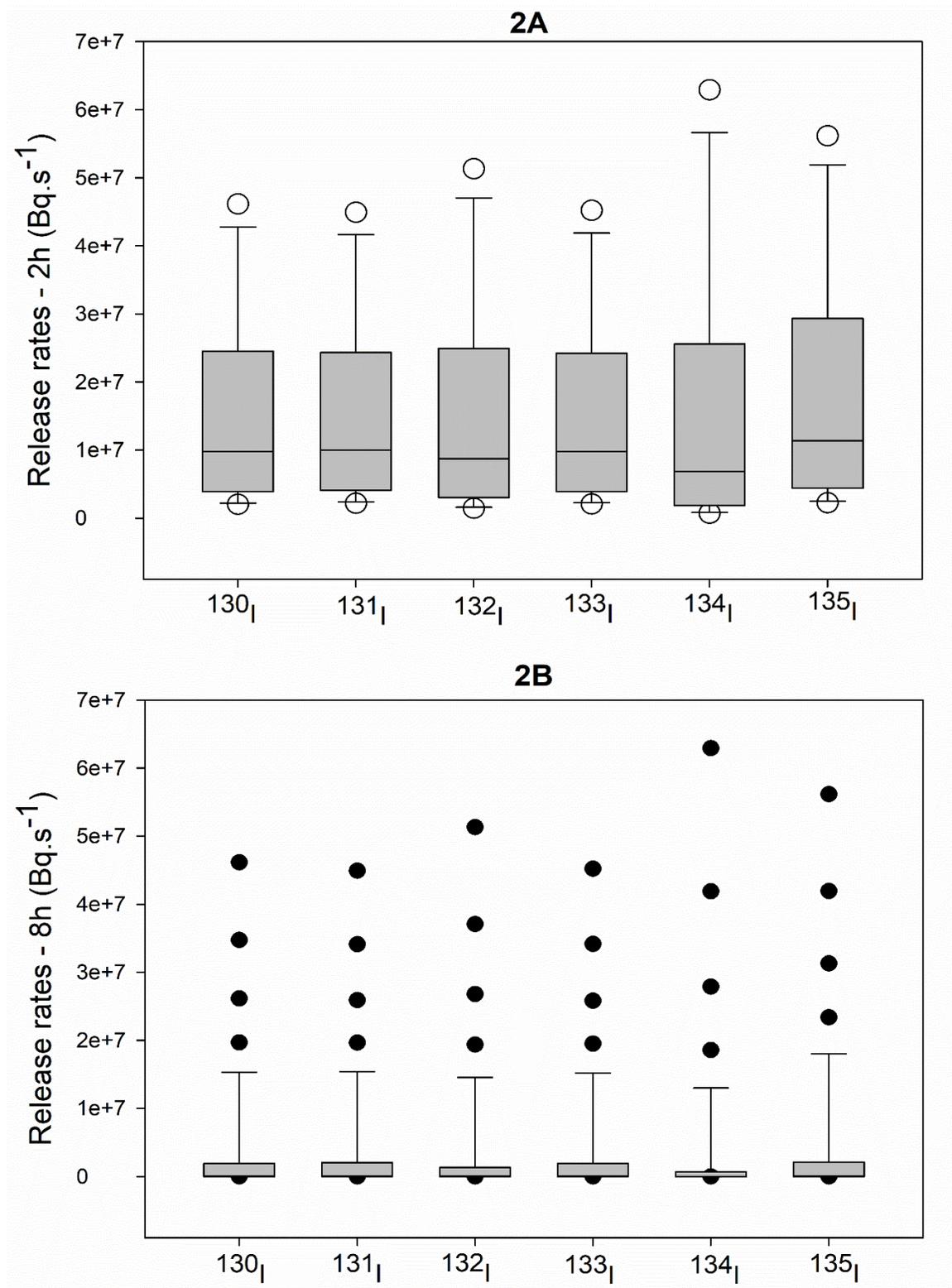


Figure 2. Box-plots of radioiodine release rates distribution (130I to 135I) for 0-2h (2A) and 0-8h (2B) scenarios, showing their median, quartiles, minimum, maximum and outlier values.

### *III.B Relative Air Concentrations and Atmospheric Stability Class for Accident Scenarios*

PAVAN is a code that uses only one time series of wind data from a single meteorological station for calculations. Two probabilistic approaches are available for evaluating atmospheric dispersion characteristics and the more conservative approach is used<sup>13</sup>:

- a) The first procedure uses a direction-dependent approach as described in RG 1.145. The joint frequency distribution used in calculating the X/Q distribution is that which occurs in each sector. The value of X/Q that is exceeded by 0.5% of the total time in each of 16 compass directions from the plant is computed, and
- b) The second procedure uses direction-independent approach as described in the Standard Review Plan for short-term atmospheric dispersion estimates for accident releases<sup>13</sup> and is called the SRP 2.3.4 model. The meander of the plume is not considered in this procedure. The frequency distribution of the wind speed and stability class, regardless of direction, is used for the development of the X/Q distribution. The X/Q value that is exceeded by 5% of the total time is computed. These dispersion factors are assumed to be valid for a 2-hour time frame.

The methodology that is applied to LPZ calculations should be made on a direction-dependent basis as that presented in USNRC5 (United States National Regulatory Commission). An independent evaluation of atmospheric dispersion was performed for pertinent distances, using inner and outer limits for the EAB (Exclusion Area Boundaries) and the LPZ (Low Population Zone), as well as the best available meteorological data. The EAB inner limit corresponds to the zone of maximum dose to receptor and it was set in a radius of 50 m far from the stack, while the outer radius corresponds to the edge of the IEN's fence at the distance of 150 m far from the stack (Fig. 3A). The LPZ inner limit is the edge of campus's-built area, outside from IEN, comprising a distance of 300 m from stack in NNE-NE and NW-NNW directions, while the outer zone which is 1km far from stack in W-WNW direction (Fig.3A), lies at the closest edge of Manguinhos slum, where the dose constraints to members of the public are much higher than for workers in EAB (see IIIC).

The data used for modeling the wind regime were obtained from a hypothetical meteorological data set, once there is no meteorological station in the IEN facility. These data set were compiled from two meteorological station located in the Copacabana Fortress (Latitude: -22.988°, Longitude: -43.190°) and in the International Airport (latitude -22.799°, longitude -43.231°), respectively operated by the National Meteorological Institute (INMET) and Airspace Control Institute (ICEA). The Copacabana tower, located about 12 km from the reactor, records wind speeds every fifteen minutes (hourly averaged) and wind direction with 1° resolution. The International Airport station is closer to the Argonaut reactor (5 km) and also record wind every 15 minutes, but with a 10° resolution for wind direction. These angles do not match wind direction classes used by PAVAN leading to incongruent outputs for the X / Q distribution in the sectors. The wind pattern is similar between Copacabana and the International Airport stations, however the westerlies that represent the component of sea breeze are, as expected, much more frequent in Copacabana (n=3051) than International airport (n=776), which is located inside the Guanabara bay (see wind roses in Figs 3B and 3C). So, the data set were compiled with the years 2017 and 2018, from Copacabana station adjusted to follow the same wind frequency distribution observed in the International Airport.

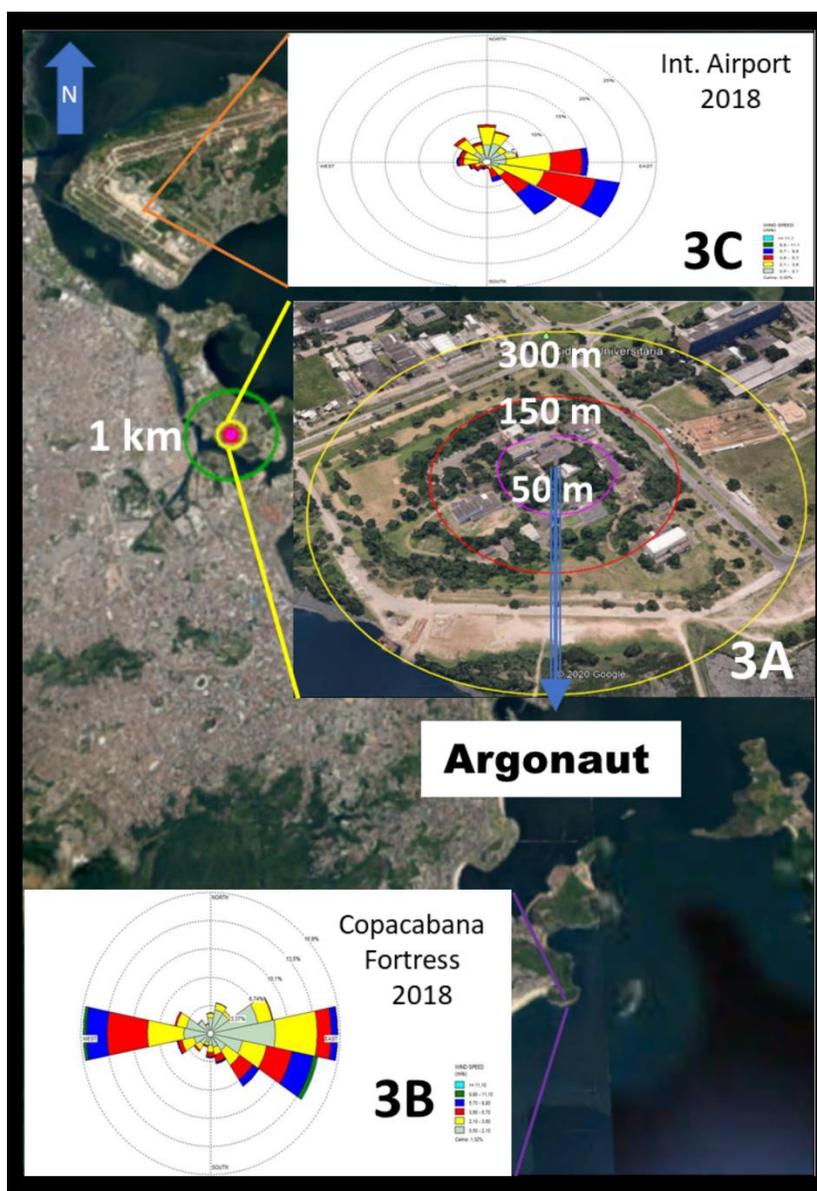


Figure 3. Satellite image of the study area, showing the Exclusion Area Boundaries and Low Population Zone (Fig. 3A), the wind roses of year 2018 from the Copacabana Fortress Meteorological Station (Fig. 3B) and the International Airport (Fig. 3C).

The model showed negligible differences between wake and no-wake building conditions for dispersion factor results, so the simpler case was chosen. In general, the horizontal plume meander is expected to dominate dispersion during weak to moderate winds and stable or neutral stability conditions, while building wake mixing is more effective as the windspeed increases and the atmosphere becomes unstable<sup>14</sup>. Atmospheric stability is important for estimating local short-term dispersion for accidents, as well as the evaluation of the effluent behavior (source term) released from nuclear reactors<sup>15</sup>. The atmospheric stability based on Pasquill-Gifford (P-G) criteria was applied in order to choose the suitable category. According to the regulatory guide 1.23 for Onsite Meteorological Programs<sup>13</sup>, the atmospheric stability should be determined by the lapse rate (see II.C), which follows the temperature change with height ( $^{\circ}\text{C}\cdot 100\text{m}^{-1}$ ). <sup>14</sup>These authors found the following values:  $\Delta T_{\text{avg}} = -0.57 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot 100\text{m}^{-1}$ ,  $\Delta T_{\text{min}} = -0.69 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot 100\text{m}^{-1}$   $\Delta T_{\text{max}} = -0.77 \text{ }^{\circ}\text{C}\cdot 100\text{m}^{-1}$ . These figures suggest neutral (D) stability class, which is frequent during moderate and weak insolation and wind speeds above 3 m.s<sup>-1</sup>. For keeping the conservative approach while assessing the uncertainties in early consequences, it was chosen to deal with two stability conditions, thus a diurnal 0-2h scenario was set for classes D (neutral) and E (slightly stable).

Table 2 shows the dispersion factors, calculated by equations 6 or 7, for EAB and LPZ inner and outer limits and atmospheric stability class. The direction-dependent approach showed the higher dispersion factors in W-WNW direction, while the lowest dispersion was in E-ESE direction. This means the slum (LPZ outer boundary) is in the preferred wind direction (Fig. 2). However, the more conservative approach was the SRP 2.3.4 direction-independent model, which was used for calculation of the EABs. Table 3 shows the relative air activity concentrations for each radioisotope (Bq.m<sup>-3</sup>) derived from X/Q (Table 2) and Q<sub>n</sub> (Table 1). The air concentration of the noble gases <sup>85m</sup>Kr, <sup>133</sup>Xe and <sup>135</sup>Xe are on average 1 order lower than iodine, except for 1 km distance, where they are two order lower (Table 3). The coefficient of variation of air radionuclide concentrations are, in average, 0.2 and 0.8, respectively for radioiodine and noble gases.

Table 2: X / Q (s.m-3) obtained with PAVAN model for EAB and LPZ inner and outer limits within the 0-2h scenarios for stability classes D and E.

Direction or SRP 2.3.4	X/Q 0 -2 horas P-G Class D (s.m <sup>-3</sup> )				X/Q 0 -2 horas P-G Class E (s.m <sup>-3</sup> )			
	50 m	150 m	300 m	1000 m	50 m	150 m	300 m	1000 m
<b>S</b>	1.40E-02	1.92E-03	5.64E-04	8.62E-05	1.71E-02	2.41E-03	7.33E-04	1.16E-04
<b>SSW</b>	1.49E-02	2.04E-03	6.01E-04	9.60E-05	1.82E-02	2.56E-03	7.81E-04	1.23E-04
<b>SW</b>	1.62E-02	2.23E-03	6.56E-04	9.40E-05	1.99E-02	2.80E-03	8.52E-04	1.35E-04
<b>WSW</b>	1.66E-02	2.28E-03	6.70E-04	8.08E-05	2.03E-02	2.86E-03	8.70E-04	1.38E-04
<b>W</b>	1.77E-02	2.43E-03	7.13E-04	1.02E-04	2.31E-02	3.26E-03	9.92E-04	1.53E-04
<b>WNW</b>	1.80E-02	2.47E-03	7.25E-04	1.03E-04	2.34E-02	3.30E-03	1.01E-03	1.55E-04
<b>NW</b>	1.53E-02	2.11E-03	6.19E-04	8.88E-05	1.97E-02	2.77E-03	8.44E-04	1.28E-04
<b>NNW</b>	1.41E-02	1.94E-03	5.71E-04	8.19E-05	1.73E-02	2.44E-03	7.42E-04	1.17E-04
<b>N</b>	1.30E-02	1.79E-03	5.26E-04	7.54E-05	1.61E-02	2.27E-03	6.91E-04	1.08E-04
<b>NNE</b>	1.29E-02	1.77E-03	5.21E-04	7.37E-05	1.73E-02	2.43E-03	7.41E-04	1.13E-04
<b>NE</b>	1.43E-02	1.97E-03	5.79E-04	8.14E-05	1.94E-02	2.73E-03	8.31E-04	1.27E-04
<b>ENE</b>	1.32E-02	1.82E-03	5.34E-04	7.66E-05	1.71E-02	2.41E-03	7.35E-04	1.10E-04
<b>E</b>	1.08E-02	1.49E+00	4.38E-04	6.17E-05	1.53E-02	2.16E-03	6.57E-04	9.71E-05
<b>ESE</b>	1.29E-02	1.77E-03	5.22E-04	7.48E-05	1.68E-02	2.37E-03	7.21E-04	1.09E-04
<b>SE</b>	1.54E-02	2.12E-03	6.23E-04	8.93E-05	1.88E-02	2.66E-03	8.09E-04	1.28E-04
<b>SSE</b>	1.27E-02	1.74E-03	5.12E-04	7.35E-05	1.55E-02	2.19E-03	6.66E-04	1.05E-04
<b>SRP 2.3.4</b>	3.52E-02	4.84E-03	1.42E-03	1.85E-04	6.46E-02	9.10E-03	2.77E-03	3.85E-04

Table 3: Isotope relative air activity concentrations (Bq.m-3) for EAB and LPZ inner and outer limits within the 0-2h scenarios for stability classes D and E.

Isotopes	0 -2 horas P-G Class D (Bq.m <sup>-3</sup> )				0 -2 horas P-G Class E (Bq.m <sup>-3</sup> )			
	50 m	150 m	300 m	1000 m	50 m	150 m	300 m	1000 m
<b>I-130</b>	3.44E+05	4.73E+04	6.05E+03	9.98E+02	6.32E+05	8.90E+04	8.25E+03	1.50E+03
<b>I-131</b>	3.51E+05	4.83E+04	6.18E+03	1.02E+03	6.45E+05	9.08E+04	8.42E+03	1.53E+03
<b>I-132</b>	3.07E+05	4.22E+04	5.39E+03	8.88E+02	5.63E+05	7.93E+04	7.35E+03	1.33E+03
<b>I-133</b>	3.44E+05	4.73E+04	6.05E+03	9.98E+02	6.32E+05	8.90E+04	8.25E+03	1.50E+03
<b>I-134</b>	2.41E+05	3.32E+04	4.25E+03	7.00E+02	4.43E+05	6.24E+04	5.79E+03	1.05E+03
<b>I-135</b>	4.01E+05	5.52E+04	7.06E+03	1.16E+03	7.36E+05	1.04E+05	9.62E+03	1.74E+03
<b>Kr-85</b>	1.33E+01	1.83E+00	2.34E-01	3.86E-02	2.44E+01	3.44E+00	3.19E-01	5.78E-02
<b>Kr-85m</b>	1.94E+04	2.67E+03	3.41E+02	5.62E+01	3.56E+04	5.01E+03	4.65E+02	8.43E+01
<b>Xe-133</b>	8.45E+03	1.16E+03	1.49E+02	2.45E+01	1.55E+04	2.18E+03	2.03E+02	3.67E+01
<b>Xe-135</b>	1.20E+04	1.66E+03	2.12E+02	3.49E+01	2.21E+04	3.11E+03	2.89E+02	5.23E+01

### *III.C Effective Dose Rates for Workers and Public and Risk Quotients Benchmarks*

As mentioned earlier, the effective dose rate calculation disregards the doses by ingestion, external doses due to depositions in the soil, clothing and bodies of the individuals, and the dose received directly from the containment building. These simplifications are justified because for the short-term assessment of the accident, the doses are negligible.

The potential risk takes into account the probability of an abnormal performance occurring, as well as the possible doses to be received as a consequence of the situation. Regarding the doses within the EABs, the annual effective dose limit for workers is  $20 \text{ mSv}\cdot\text{year}^{-1}$  averaged over 5 years and no more than 50 mSv in any one year<sup>18</sup>. In practical terms, the workers whose time in the exclusion area are superior to 1/16 of the weekly workload and potential risk larger than 1/10 of the annual dose limit for workers are entitled to the integrality of the risk premium against ionizing radiation, in accordance with the Decree 877 of 20/07/1993. It must also be considered that the evacuation of the facility will occur during the interval of the first two hours after the accident, thus the risk premium related dose refers to this time lag. In the case of doses within the LPZ, the first threshold is the annual effective dose limit of 1 mSv for members of the public. Radiation levels in such unrestricted areas should deliver a radiation dose of less than  $0.5 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ , assuming continuous occupation of the area. Transient radiation levels of up to  $20 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$  are allowed<sup>19</sup>.

Table 4 shows the effective dose rate ( $\text{mSv}\cdot\text{h}^{-1}$ ) for adults and the contribution of each radioisotope for inhalation or cloud immersion (Eq. 9) to stability classes D and F, within the EAB and LPZ inner and outer limits. <sup>131</sup>I alone represents around 74% of the effective dose rate, while <sup>133</sup>I, <sup>130</sup>I and <sup>135</sup>I account for around 14, 7 and 4%, respectively. The contributions of the other isotopes are less than 1%. Table 5 shows the Risk Quotient (RQ) derived from Effective Dose Rate (DR) and Screening Dose (D<sub>scree</sub>) for each receptor distance and Pasquill stability class, which is a numerical benchmark to assess dose effects. The RQs for EABs were above 10% (12 to 21%) for 50 m, while they were above 1% (1.6 to 3%) for 150 m. The RQs for LPZ were 0.06 to 0.09% for 300 m and 0.01 to 0.02% for 1000 m.

Table 4: Effective dose rates for each radioisotope in EAB and LPZ inner and outer limits within the 0-2h scenarios for stability classes D<sup>d</sup> and E<sup>e</sup>.

Isotope	DR 2h (50 m) mSv.h <sup>-1</sup>	DR 2h (150 m) mSv.h <sup>-1</sup>	DR 2h (300 m) mSv.h <sup>-1</sup>	DR 2h (1000 m) mSv.h <sup>-1</sup>
I-130	7.85E-01 <sup>d</sup> 1.44E+00 <sup>e</sup>	1.08E-01 <sup>d</sup> 2.03E-01 <sup>e</sup>	4.06E-03 <sup>d</sup> 5.53E-03 <sup>e</sup>	6.68E-04 <sup>d</sup> 1.00E-03 <sup>e</sup>
I-131	8.43E+00 <sup>d</sup> 1.55E+01 <sup>e</sup>	1.16E+00 <sup>d</sup> 2.18E+00 <sup>e</sup>	4.57E-02 <sup>d</sup> 6.23E-02 <sup>e</sup>	7.53E-03 <sup>d</sup> 1.13E-02 <sup>e</sup>
I-132	1.14E-01 <sup>d</sup> 2.09E-01 <sup>e</sup>	1.57E-02 <sup>d</sup> 2.95E-02 <sup>e</sup>	5.93E-04 <sup>d</sup> 8.09E-04 <sup>e</sup>	9.77E-05 <sup>d</sup> 1.47E-04 <sup>e</sup>
I-133	1.65E+00 <sup>d</sup> 3.03E+00 <sup>e</sup>	2.27E-01 <sup>d</sup> 4.27E-01 <sup>e</sup>	9.08E-03 <sup>d</sup> 1.24E-02 <sup>e</sup>	1.50E-03 <sup>d</sup> 2.24E-03 <sup>e</sup>
I-134	4.35E-02 <sup>d</sup> 7.98E-02 <sup>e</sup>	5.98E-03 <sup>d</sup> 1.12E-02 <sup>e</sup>	2.34E-04 <sup>d</sup> 3.18E-04 <sup>e</sup>	3.85E-05 <sup>d</sup> 5.77E-05 <sup>e</sup>
I-135	4.43E-01 <sup>d</sup> 8.13E-01 <sup>e</sup>	6.09E-02 <sup>d</sup> 1.15E-01 <sup>e</sup>	2.26E-03 <sup>d</sup> 3.08E-03 <sup>e</sup>	3.72E-04 <sup>d</sup> 5.58E-04 <sup>e</sup>
Kr-85	1.15E-08 <sup>d</sup> 2.11E-08 <sup>e</sup>	1.58E-09 <sup>d</sup> 2.97E-09 <sup>e</sup>	2.02E-10 <sup>d</sup> 2.76E-10 <sup>e</sup>	3.33E-11 <sup>d</sup> 5.00E-11 <sup>e</sup>
Kr-85m	4.79E-04 <sup>d</sup> 8.79E-04 <sup>e</sup>	6.59E-05 <sup>d</sup> 1.24E-04 <sup>e</sup>	8.42E-06 <sup>d</sup> 1.15E-05 <sup>e</sup>	1.39E-06 <sup>d</sup> 2.08E-06 <sup>e</sup>
Xe-133	4.05E-05 <sup>d</sup> 7.43E-05 <sup>e</sup>	5.56E-06 <sup>d</sup> 1.05E-05 <sup>e</sup>	7.12E-07 <sup>d</sup> 9.70E-07 <sup>e</sup>	1.17E-07 <sup>d</sup> 1.76E-07 <sup>e</sup>
Xe-135	1.16E-02 <sup>d</sup> 2.12E-02 <sup>e</sup>	1.59E-03 <sup>d</sup> 2.99E-03 <sup>e</sup>	2.03E-04 <sup>d</sup> 2.77E-04 <sup>e</sup>	3.35E-05 <sup>d</sup> 5.02E-05 <sup>e</sup>
<b>Total</b>	<b>1.15E+01<sup>d</sup></b> <b>2.11E+01<sup>e</sup></b>	<b>1.58E+00<sup>d</sup></b> <b>2.97E+00<sup>e</sup></b>	<b>6.21E-02<sup>d</sup></b> <b>8.47E-02<sup>e</sup></b>	<b>1.02E-02<sup>d</sup></b> <b>1.54E-02<sup>e</sup></b>
<b>D<sub>inh</sub></b>	<b>1.15E+01<sup>d</sup></b> <b>2.10E+01<sup>e</sup></b>	<b>1.58E+00<sup>d</sup></b> <b>2.96E+00<sup>e</sup></b>	<b>6.19E-02<sup>d</sup></b> <b>8.44E-02<sup>e</sup></b>	<b>1.02E-02<sup>d</sup></b> <b>1.53E-02<sup>e</sup></b>
<b>D<sub>im</sub></b>	<b>1.21E-02<sup>d</sup></b> <b>2.22E-02<sup>e</sup></b>	<b>1.66E-03<sup>d</sup></b> <b>3.12E-03<sup>e</sup></b>	<b>2.12E-04<sup>d</sup></b> <b>2.90E-04<sup>e</sup></b>	<b>3.50E-05<sup>d</sup></b> <b>5.25E-05<sup>e</sup></b>

Table 5: Risk Quotient (RQ), Screening Dose (D<sub>scree</sub>) and Effective Dose Rate (DR) median, maximum and minimum values for the 0-2h scenarios in stability classes D<sup>d</sup> and E<sup>e</sup>

<b>D<sub>scree</sub> 2h = 9.82E+01 mSv.h<sup>-1</sup></b>				
Scenarios	<b>2h - 50m</b> <b>mSv.h<sup>-1</sup></b>	<b>2h-150m</b> <b>mSv.h<sup>-1</sup></b>	<b>2h-300m</b> <b>mSv.h<sup>-1</sup></b>	<b>2h-1km</b> <b>mSv.h<sup>-1</sup></b>
<b>DR</b> <b>median</b>	1.15E+01 <sup>d</sup>	1.58E+00 <sup>d</sup>	6.21E-02 <sup>d</sup>	1.02E-02 <sup>d</sup>
	2.11E+01 <sup>e</sup>	2.97E+00 <sup>e</sup>	8.47E-02 <sup>e</sup>	1.54E-02 <sup>e</sup>
<b>DR</b> <b>max-min</b>	19 – 3.7 <sup>d</sup>	2.6 – 0.5 <sup>d</sup>	0.1 – 0.02 <sup>d</sup>	0.02 – 0.003 <sup>d</sup>
	35 – 6.8 <sup>e</sup>	5.0 – 1.0 <sup>e</sup>	0.14–0.03 <sup>e</sup>	0.03 – 0.005 <sup>e</sup>
<b>RQ</b>	1.17E-01 <sup>d</sup>	1.61E-02 <sup>d</sup>	6.33E-04 <sup>d</sup>	1.04E-04 <sup>d</sup>
	2.14E-01 <sup>e</sup>	3.02E-02 <sup>e</sup>	8.63E-04 <sup>e</sup>	1.56E-04 <sup>e</sup>

## DISCUSSION

### *IV.A Radioiodine Release Rates from Nuclear Accidents*

The short-term radiological impact of the few serious accidents that occurred in nuclear reactors is chiefly controlled by the radioiodine release to the atmosphere. Iodine, as one of the elements of the group VIIA in the periodic table, occurs in six oxidation states: -1, 0, +1, +3, +5 and +7. In the atmosphere, iodine may appear as elemental iodine or iodine compounds adsorbed on particles (aerosols) or in the form of vapor of molecular iodine, organic iodine compounds (iodide-carbon) and as inorganic compounds as iodide oxides or acids <sup>20</sup>.

In thermal reactors, there are two most abundant chemical forms of Iodine: I<sub>2</sub> (elemental iodine) and CH<sub>3</sub>I (methyl iodide). Otherwise, in case of severe accident in LWRs (Light Water Reactor), the high radiation fields from fission products in the containment building induce air radiolysis. Air Radiolysis Products (ARP) are short-lived radicals (O<sub>3</sub>, N<sup>o</sup>, e<sup>-</sup>, O<sup>o</sup>, OH<sup>o</sup>, etc.) formed and destroyed from the radiolysis of the air/steam in LWR containment atmosphere. On the other hand, the ARP could oxidize I<sub>2</sub> into aerosol-borne iodine-oxygen-nitrogen compounds (IO<sub>x</sub>). Thus, iodine speciation change carried out by radiolysis involves decrease of iodine volatility in the reactor containment atmosphere. Iodine volatilization strength is

strongly enhanced by the presence of radiation. The evaluation of iodine volatilization rates provides valuable information about decontamination of the chemical species in a reactor containment after accidental release under various emergency situations<sup>21</sup>. It is also demonstrated for LWR that as iodide contacts water and is transported into the containment building in aqueous solution, I<sub>2</sub> cannot be a dominant form, as occurred at the Three Mile Island reactor<sup>22</sup>. Otherwise, in the case study of Argonaut, the accident occurs after shutdown and without the presence of water for moderation and cooling (see II.A), thus, for this scenario, differently from normal operation, the metal iodide from the core is oxidized without contact with water and remains in elemental form.

Cantrel and March<sup>23</sup> concluded that the influence of evaporating conditions on variation of the radioiodine activity concentration is limited, as compared to other more relevant parameters such as the trapping rate onto painted surfaces for I<sub>2</sub>. These surfaces act as efficient traps, unlike stainless steel, to such an extent that the IOx formation is largely suppressed in atmosphere with I<sub>2</sub> initial concentration below 1E-07 mol.L<sup>-1</sup>. According to Bosland et al<sup>24</sup>, the radiolytic IOx formation will not compete with I<sub>2</sub> adsorption onto surfaces if initial concentrations were lower than that limit, which is the case of Argonaut where the iodine inventory has 1.4E-08 mol.kg<sup>-1</sup>. Thus, decontamination coating provided by painted surface of containment is to be addressed as the major factor to evaluate release rates and the model boundary conditions<sup>25</sup>.

The control of the iodine release is an important task of the air filtration system in any nuclear plant. The filtration efficiency of an active charcoal filter is known to decrease due to the poisoning of the filter by trapping mechanisms, either noncatalytic (by reaction with the iodine species) and catalytic (by reaction with secondary compounds in gas stream). The methyl and elemental iodine fractions formed are unknown, but even if iodine species are present as traces during normal operation of Argonaut reactor, the continuous consumption of the active ingredient of the filter is expected after some time. Indeed, active charcoal filters preceded by mechanical filters such as those that exist in the Argonaut exhaust system have a low yield for CH<sub>3</sub>I, when filter poisoning occurs. Besides, a long residence time desirable to enhance the system efficiency, which would be achievable by decreasing the flow rate<sup>26</sup>, is not possible due to high discharge of stack exhaust system. A catalytic model used to test the efficiency of

radioiodine retention with charcoal filters indicated that under conditions of high gas flow, the retention of these radionuclides is compromised<sup>26</sup>. In addition, the efficiency in removing I<sub>2</sub> by active charcoal filters in environments with low concentrations decreases markedly. Both conditions are verified in the Argonaut reactor, once that low concentrations of iodine are released in a short time and with a high flow rate. Thus, it was concluded there is no way to estimate what would be the retention of the active charcoal filter in the Argonaut accidental release. It is known that it will be low, but it will depend on so many parameters (atmospheric, use time, air flow, time in filter bed, iodine concentration, temperature, humidity, etc.) that does not even allow us to formulate an assumption to estimate an approximate value.

This severe accident is quite singular due to reactor characteristics, even considering it is a research facility. Thus, it is difficult to compare the magnitude of releases with other accidents, even if there are some figures, particularly in the cases of the NPPs TMI and Fukushima Daichi. There is an estimate of <sup>131</sup>I releases of TMI's accident during the 16h period in which the reactor's core had been partially uncovered<sup>27</sup>. Such an estimate of the release rate is 9.6E06 Bq.s<sup>-1</sup> during the overall period of core overheating, which is quite similar to Argonaut's rate during the 0-2h, but 2 orders of magnitude higher than the rate for 0-8h (Table 1). Otherwise, the Fukushima Daichi <sup>131</sup>I and <sup>133</sup>Xe during the first 36 h were estimated as 6.4E09 Bq.s<sup>-1</sup> (Ref. 28) and 1E14 Bq.s<sup>-1</sup> (Ref. 29), respectively. These rates for <sup>131</sup>I and <sup>133</sup>Xe are, respectively, equal to 3 up to 5 and 9 up to 11 orders higher than that obtained by this study, which could be explained by the differences in the accident magnitudes with occurrence of containment loss in the Japanese accident, besides the larger spent fuel mass of damaged core and pools. These comparisons suggest that the rates provided by the present study are a reliable estimation of the source term, even if the 0-8h scenario should not render a valid figure, due to its skewed distribution. This high uncertainty is possibly due to the scattering of releasing rates in time due to diffusion and exponential decay. However, the 0-2h rates provided figures comparable with those from TMI accident and are suitable to be further used for dose and risk assessment.

#### *IV.B Radiological Impact Assessment and Potential Risk from Accidental Releases*

The prospective exposure parameters of the accident, such as the duration of exposure, type of radioactive elements released, the source term and the relative air concentration of radionuclides in the breathing zone for different receptors have already been discussed. The last step is to evaluate the radiological impact and potential risk based on the effective dose rates and risk quotients.

The average effective dose rates for the EABs during the scenario 0-2 h reach the values of 11.5 to 21 and 1.6 to 3 mSv.h<sup>-1</sup>, respectively for the inner (50 m) and outer boundary (150 m) of the facility restricted area. For LPZ during the same scenario, the dose rates vary from 62 to 85 and 10 to 15  $\mu$ Sv.h<sup>-1</sup>, respectively for 300 m and 1000 m. The transient radiation level for unrestricted areas (20  $\mu$ Sv.h<sup>-1</sup>) is not exceeded in the outer edge of low population zone, while for the inner zone without continuous occupation, this level was surpassed during the first 2 h of the accident. It means that it would be advisable to close the access to university campus roads comprised in a radius of 300 meters from Argonaut reactor during this time (Fig 3A).

The relationship between the iodine dose rates from 0-2 h class D and E to the receptor distances showed a quick decrease with distance (x), which is well fitted by an exponential decay function explaining up to 99.8% of data variance (P=0.001) for the first 0-2 h in class E. It is evident that the iodine dose rates stabilize in LPZ after 300 m (Fig 4).

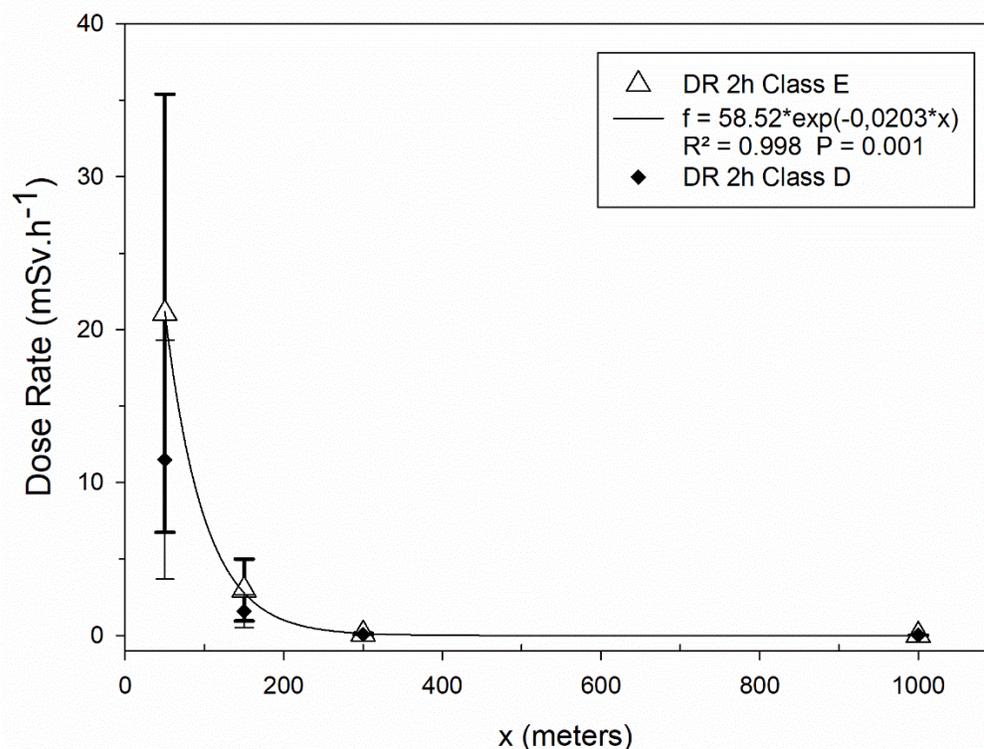


Figure 4. The relationship between the iodine dose rates (mSv.h<sup>-1</sup>) for each stability class (D and E) and the receptor distances (meters) fitted by exponential decay function.

The average effective doses and uncertainties for the 2 h period at several receptor distances for EAB and LPZ, which are expressed in logarithmic scale for mSv.h<sup>-1</sup> or  $\mu$ Sv.h<sup>-1</sup>, are shown in Figs. 5A and 5B. The radiological impact to workers becomes clear in this chart, which shows the incurred effective dose during the facility evacuation time (Fig. 5A). These figures were 23 to 42, 14 to 25 and 8 to 15 mSv for workers located at 50, 75 and 100 m, respectively considering classes D and E. These distances comprise all the buildings occupied by the workforce. The outer boundary at IEN's fence received 3 to 6 mSv at 150 m. The overall uncertainties remain in one order of magnitude, mostly associated with the deviations of releasing rates of radioisotopes and includes the range of dispersion factors for the stability classes. This is in agreement with the uncertainties in dose calculations spanning about one order of magnitude as shown before 30.

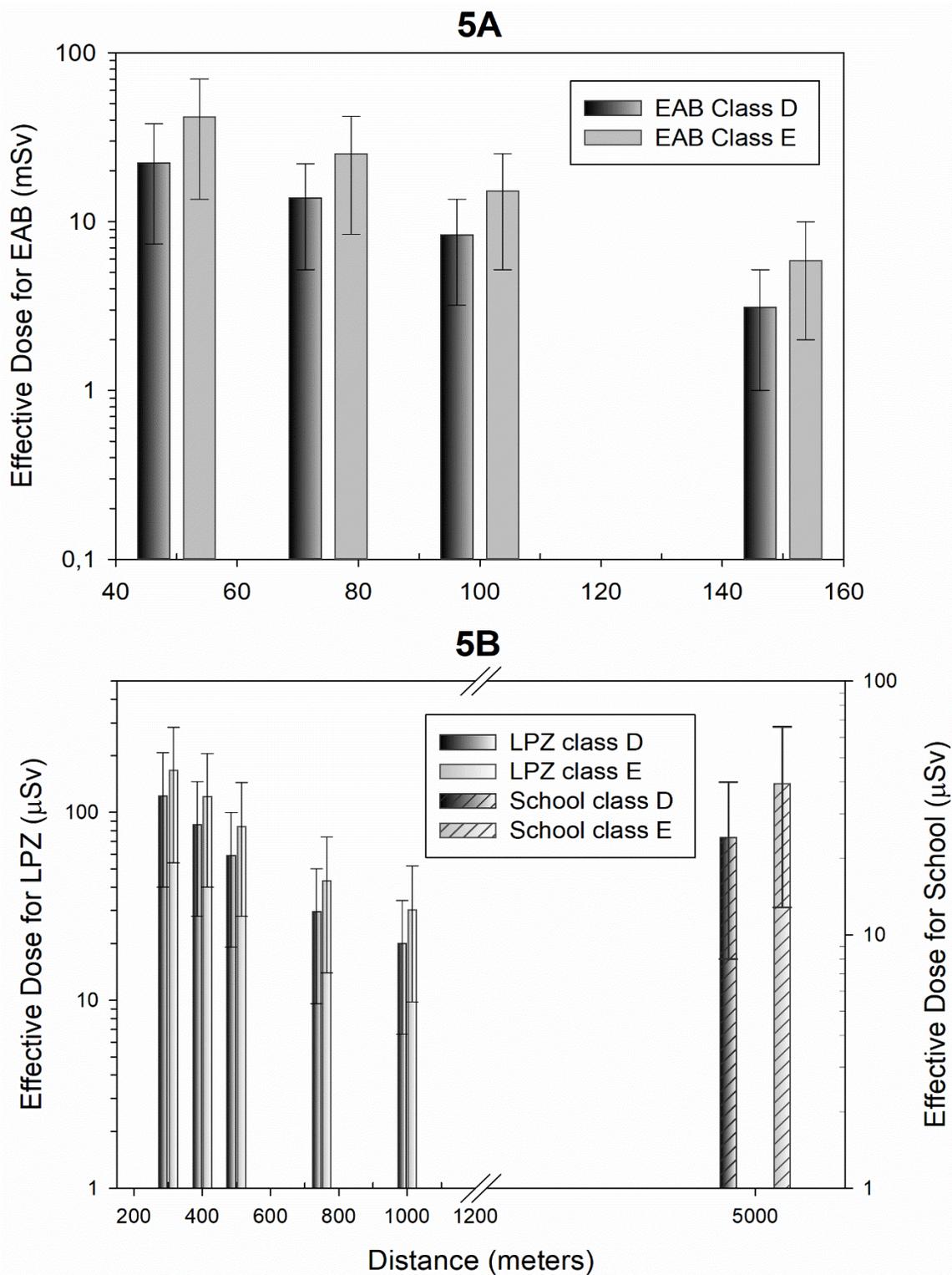


Figure 5. The effective dose and uncertainties of the first 2 h after the accident, expressed in logarithmic scale for mSv.h<sup>-1</sup> or  $\mu$ Sv.h<sup>-1</sup>, according to several receptor distances in Exclusion Area Boundaries (5A) or Low Population Zone added with the public school for 5-year children dose (5B).

It is possible to state from the conservative approach recommended by NRC that all workers at the facility would receive a dose higher than 1/10 of the annual dose limit during the first two hours from the accidental release. This would happen even with current IEN's emergency systems operating at full capacity, once the reactor design prevents the complete containment of radiation after the accident.

The potential risk can also be evaluated with the use of RQs numerical benchmarks<sup>11</sup>. An investigation should be started for  $RQ > 1$ , where each exposure factor and radionuclide must be reevaluated. For  $RQ > 10$ , actions must be implemented, which must include radiation monitoring survey meters and laboratory monitors with ionization chambers and GM detectors suitable for detecting  $\alpha$  and  $\beta$  particles as well as  $\gamma$  rays and X-rays, besides the extensive use of personal dosimeters for workers located in risk areas. The reclassification of the restricted areas is an essential task. These actions must be taken by the administration, because the Argonaut reactor has serious design issues that are very difficult to solve given the fact that hot areas are located close to other busy work areas, public corridors and secretarial offices. Thus, the early detection monitoring system should be targeted as a priority to minimize exposure from accidents as well as during normal operation.

The present dose assessment considered that only adults were exposed to the accidental release. However, the effective dose received at the inner limit of LPZ as well as the transient level in the slum area during 0-2 h could pose some doubts about children exposure, once the dose coefficients for them are up to one order higher than for adults. First of all, it should be clarified that even if the university campus has a student residence, it is not occupied by children and is 3 km far from the Argonaut. However, there is a public school, in the outside of the LPZ, located 5 km away in the WNW direction from the reactor. Thus, the correspondent directional dispersion factor was calculated ( $1.22E-05$  to  $1.98E-05$   $s.m^{-3}$ ) and 5-year infant dose coefficients were used<sup>9</sup>. Fig. 5B shows that the dose rate was equally within the  $20 \mu Sv.h^{-1}$  transient level permitted ( $12$  to  $20 \mu Sv.h^{-1}$  or  $24$  to  $40 \mu Sv$  for 2 h).

During the accident at Three Mile Island (TMI) in 1979, the nuclear power plant released small quantities of xenon and iodine radioisotopes into the environment. Talbott et al<sup>31</sup> estimate the average individual whole-body gamma dose from noble gases as  $90 \mu Sv$  (excluding radioiodine), based on residential proximity and travel into and out of an 8-km area within 10

days after the accident. This dose is two magnitude orders higher than the average dose from noble gases from the Argonaut during the higher dose scenario of 2 h period (0.3  $\mu\text{Sv}$ ). It means that noble gases from Argonaut are not a concern as well as they were not for TMI. On the basis of measurements of iodine air concentrations and release rates and atmospheric dispersion modeling, it resulted in barely detectable levels of  $^{131}\text{I}$  in air samples collected during the accident. These low levels of activity may have produced thyroid doses of a tens  $\mu\text{Sv}$  to a small segment of the surrounding population. The maximum estimated dose received by an off-site individual was about 0.75 mSv and the average dose received by an individual living within 8 km of the plant was estimated to be 0.3 mSv, which is about 10% of the annual background dose<sup>32</sup>. However, even if the release rates of TMI-2 and Argonaut were comparable (see IV.A) both are not the cause of any detectable health impacts to the public. In fact, they produce different doses once TMI's source term was active during much more time than our calculation suggested could happen for the Argonaut. Indeed, the maximum dose from Argonaut accident to LPZ, considering 2 h exposure at 300 m radius in the campus, was 0.28 mSv (Table 5) and the average dose was 31  $\mu\text{Sv}$  to individuals living outside the campus to a distance of 5000 m (Fig. 5B). This average is 2 order lower than the annual background and corresponds to approximately the same dose of 10-h airplane flight, half of a chest X-ray dose or 330 times less than a CT scan<sup>33</sup>.

## CONCLUSIONS

This study evaluated the potential risk associated with the radiological impact for workers and members of the public, caused by an accidental release of atmospheric plume from the Argonaut reactor. The gaseous isotopes (radioiodine and noble gases) and the exposure routes of inhalation and cloud immersion were considered. The main exposure pathway was the  $^{131}\text{I}$  inhalation during the first two hours after the accident inside the exclusion area boundaries. Effective doses for workers were above 1/10 of annual dose limit while dose rates for members of the public were within the transient levels for 2 h and equal or less than the limit for unrestricted areas after 8 h. The children school exposure outside the Low Population Zone

presented doses in the same range for adults in the slum area. Comparison with other nuclear accidents renders similar release values for Three Mile Island reactor, while the doses are one order lower. Regarding the protective measures, the closure of roads outside the facility, within 300 m from reactor, during the first two hours, and the improvement of radiation monitoring inside the exclusion area were recommended. Moreover, the survey meters and personal dosimeters should be deployed to workplaces and workers inside the risk area, and the reclassification of the restricted areas should be carried out.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the National Meteorological Institute (INMET) and the Airspace Control Institute (ICEA) for providing the wind data. We would also like to thank Dr. Wagner Pereira for comments on this article. This work was supported by a master's scholarship from the Brazilian Commission of Nuclear Energy (CNEN).

## REFERENCES

1. J. R. LAMARSH and A. J. BARATTA, *Introduction to nuclear engineering*, Vol. 3, Prentice hall Upper Saddle River, NJ, (2001).
2. E. E. LEWIS, *Nuclear power reactor safety*, p 644, John Wiley and Sons, New York, (1977).
3. A. M. S. ALVES, et al., "The Inventory and Source Term Simulation of Argonaut Nuclear Reactor Inside a Severe Accident", *Nuclear Technology*, (to be published).  
<https://doi.org/10.1080/00295450.2020.1747840>.

4. T. J. BANDER, "PAVAN: An atmospheric-dispersion program for evaluating design-basis accidental releases of radioactive materials from nuclear power stations", p.36, Pacific Northwest Lab., Richland, WA (1982).
5. USNRC, "Regulatory Guide 1.145: Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants". NUREG-0800, p.14, Washington, DC (1983).
6. J. E. TILL and H. A. GROGAN, "Radiological risk assessment and environmental analysis", Chap.3, p. 702, Oxford University Press, (2008).
7. D. H. SLADE, "Meteorology and atomic energy", United States Atomic Energy Commission Springfield, USA. p. 445, (1968).
8. G. R. YANSKEY, "Climatology of the National Reactor Testing Station", IDO12048, AEC Operation Office, Idaho, (1966).
9. K. ECKERMAN, et al., "ICRP publication 119: compendium of dose coefficients based on ICRP publication 60", *Annals of the ICRP*, 41, 1-130, (2012).
10. N. PARTY, "Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water and Ground-Work Sheet." (NCRP Report No. 123 I), *Phys. Med. Biol.*, 42, 1, (1997)
11. J. E. BROWN, et al., "The ERICA tool", *Journal of environmental radioactivity*, 99, 9, 1371-1383, (2008); <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.01.008>.
12. T. ISHIGAMI, et al., "Techniques to quantify the sensitivity of deterministic model uncertainties", *Nuclear Science and Engineering*, 101, 4, 371-383, (1989); <https://doi.org/10.13182/NSE89-A23625>.

13. USNRC, "2.3.4 Short-term atmospheric dispersion estimates for accident releases." In: Standard Review Plan for the Review of Safety Analysis Reports for Nuclear Power Plants, LWR Edition., NUREG-0800, Washington, DC, p. 15, (2007).
14. G. YADIGAROGLU and H. A. MUNERA, "Transport of Pollutants: Summary Review of Physical Dispersion Models", *Nuclear Technology*, 77, 2, 125-149, (1987);  
<https://doi.org/10.13182/NT87-A33979>.
15. J. F. OLIVEIRA Jr., L. C. G. PIMENTEL and L. LANDAU, "Criteria of Atmospheric Stability for the Region around the Nuclear Power Plant Almirante Álvaro Alberto, Angra Dos Reis-RJ.", *Revista Brasileira de Meteorologia*, 25, 2, 270-285, (2010);  
<https://doi.org/10.1590/S0102-77862010000200011>.
16. D. D. SANTOS, S. L. MORAES, and E. GALVANI, "Variation of Air Temperature Average, Minimum and Maximum on Topoclimatic Profile of the Trail Caminhos Do Mar (SP)", *Revista Equador*, 5, 5, 01-19, (2016).
17. USNRC, "Regulatory Guide 1.23. Meteorological Monitoring Programs for Nuclear Power Plants", Washington, DC, p. 20, (2007).
18. J. VALENTIN, "International Commission on Radiological Protection. The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection", *Annals of the ICRP*, 103, 2-4, (2007).
19. S. R. CHERRY, J. A. SORENSON., and M. E. PHELPS, "Radiation Safety and Health Physics (chap. 23)", in *Physics in Nuclear Medicine* (Fourth Edition), W.B. Saunders, Philadelphia, p. 427-442, (2012).
20. JABBAR, G. WALLNER, and P. STEIER, "A review on <sup>129</sup>I analysis in air", *Journal of environmental radioactivity*, 126, 45-54, (2013);  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.07.013>

21. F. TAGHIPOUR and G. J. EVANS, "Iodine behavior under conditions relating to nuclear reactor accidents", *Nuclear Technology*, 137, 3, 181-193, (2002); <https://doi.org/10.13182/NT02-A3267>.
22. D. O. CAMPBELL, A. P. MALINAUSKAS, and W. R. STRATTON, "The chemical behavior of fission product iodine in light water reactor accidents", *Nuclear Technology*, 53, 2, 111-119, (1981); <https://doi.org/10.13182/NT81-A32615>.
23. CANTREL and P. MARCH, "Mass transfer modeling with and without evaporation for iodine chemistry in the case of a severe accident", *Nuclear Technology*, 154, 2, 170-185, (2006); <https://doi.org/10.13182/NT06-A3726>.
24. L. BOSLAND, et al., "PARIS project: Radiolytic oxidation of molecular iodine in containment during a nuclear reactor severe accident: Part 2. Formation and destruction of iodine oxides compounds under irradiation—Experimental results modelling", *Nuclear Engineering and Design*, 241, 9, 4026-4044, (2011); <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2011.06.015>.
25. L. BOSLAND, et al., "PARIS project: Radiolytic oxidation of molecular iodine in containment during a nuclear reactor severe accident: Part 1. Formation and destruction of air radiolysis products—Experimental results and modelling", *Nuclear Engineering and Design*, 238, 12, 3542-3550, (2008); <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2008.06.023>.
26. Y. BEN-HAIM, "Design against Weathering of Iodine Filters", *Nuclear Technology*, 47, 1, 110-118, (1980); <https://doi.org/10.13182/NT80-A32415>.
27. L. BATTIST and H. T. PETERSON, "Radiological consequences of the Three Mile Island accident", in International Congress of the International Radiation Protection Association, International Radiation Protection Association, Jerusalem, p. 263-270, (1980).

28. M. CHINO, et al., "Preliminary estimation of release amounts of  $^{131}\text{I}$  and  $^{137}\text{Cs}$  accidentally discharged from the Fukushima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere", *Journal of nuclear science and technology*, 48, 7, 1129-1134, (2011); <https://doi.org/10.1080/18811248.2011.9711799>.
29. A. STOHL, et al., "Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition", *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 2313-2343, (2012); <https://doi.org/10.5194/acp-12-2313-2012>.
30. K. I. MADNI, E. G. CAZZOLI, and M. KHATIB-RAHBAR, "Assessment of uncertainties in early off-site consequences from nuclear reactor accidents", *Nuclear Technology*, 90, 1, 63-77, (1990); <https://doi.org/10.13182/NT90-A34386>.
31. E. O. TALBOTT, et al., "Long-term follow-up of the residents of the Three Mile Island accident area: 1979-1998", *Environmental Health Perspectives*, 111, 3, 341-348, (2003); <https://doi.org/10.1289/ehp.5662>.
32. P. H. GUDIENSEN and M. H. DICKERSON, "A review of source term and dose estimation for the TMI-2 reactor accident", in Seminar on comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernoby, Lawrence Livermore National Lab., Luxembourg, p. 17, (1990).
33. M. CHARLES, "UNSCEAR Report 2000: Sources and Effects of Ionizing Radiation", *Journal of Radiological Protection*, 21, 1, 83-85, (2001); <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/0952-4746/21/1/609>.

## 5. CONCLUSÕES

Este estudo avaliou o risco potencial associado ao impacto radiológico para trabalhadores e membros do público, causado por uma liberação acidental de pluma atmosférica do reator Argonauta. Foram considerados os isótopos gasosos (radioiodo e gases nobres) e as vias de exposição de inalação e imersão nas nuvens. A principal via de exposição foi a inalação de  $^{131}\text{I}$  durante as primeiras duas horas após o acidente dentro dos limites da área de exclusão. As doses efetivas para trabalhadores estavam acima de 1/10 do limite de dose anual, enquanto as taxas de dose para membros do público estavam dentro dos níveis transitórios por 2 h e igual ou inferior ao limite para áreas irrestritas após 8 h. A exposição escolar de crianças fora da Zona de Baixa População apresentou doses na mesma faixa para adultos na área de favela. A comparação com outros acidentes nucleares apresenta valores de liberação semelhantes para o reator Three Mile Island, enquanto as doses são uma ordem menor. Em relação às medidas de proteção, recomendou-se o fechamento de estradas fora da instalação, a até 300 m do reator, nas primeiras duas horas do acidente e a melhoria do monitoramento da radiação dentro da área de exclusão. Particularmente, precisam ser implantados dosímetros de área nos locais de trabalho, assim como dosímetros pessoais para a monitoração de indivíduos ocupacionalmente expostos, devendo ser realizada a reclassificação das áreas restritas (supervisionadas e controladas).

## 6. REFERÊNCIAS

AGUIAR, André da Silva. **Avaliação de impacto de um acidente severo na usina de Angra dos Reis com liberação dos radionuclídeos para a atmosfera**. Tese (Doutorado em Engenharia) – UFRJ/COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

ARYA, S. P. **Introduction to Micrometeorology**. Academic Press, San Diego-USA, 310p., 2000.

BANDER, T. J. **PAVAN: An atmospheric-dispersion program for evaluating design-basis accidental releases of radioactive materials from nuclear power stations**, p.36, Pacific Northwest Lab., Richland, WA (1982).

BARR, Sumner, CLEMENTS, William. **Diffusion Modeling: Principles of Application. Atmospheric Science and Power Production**, ed. D. Randerson. DOE/TIC-27601. U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Technical Information Center, Oak Ridge, TN. Pages 584–619.

Biblioteca Digital Memória da CNEN. [www.memoria.cnem.gov.br](http://www.memoria.cnem.gov.br). 2020. Disponível em <http://memoria.cnem.gov.br/memoria/Cronologia.asp?Unidade=Brasil>. Acesso em: 01 de Jul 2020.

CNEN, Comissão Nacional de Energia Nuclear. [www.gov.br/cnen](http://www.gov.br/cnen). 2020. Disponível em <https://www.gov.br/cnen/pt-br/assunto/ultimas-noticias/reator-argonauta-52-anos-de-plena-atividade>. Acesso em 03 de Nov, 2020.

CNEN, Comissão Nacional de Energia Nuclear. **Programa de Meteorologia de Apoio de Usinas Nucleoelétricas**. Norma CNEN 1.22. 1989.

CNOP, Ângelo Cunha. **Simulação Virtual de Visita Técnica no Reator Argonauta para Fins de Divulgação Científica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – IEN. Instituto de Engenharia Nuclear, 2016.

CRAWFORD T.V. **A Computer Program for Calculating the Atmospheric Dispersion of Large Clouds**. UCRL-50179. University of California Lawrence Radiation Laboratory Report. University of California Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, CA, 1966.

DALLE, Hugo Moura. **Simulação do reator TRIGA IPR-R1 utilizando métodos de transporte por Monte Carlo**. Tese (Doutorado em Engenharia) –UNICAMP. Universidade Estadual de Campinas, 2005.

DICKERSON, M.H. **A Mass Consistent Wind Field Model for the San Francisco Bay Area**. UCRL-74265. University of California Lawrence Radiation Laboratory Report. University of California Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, CA. 1973.

ECKERMAN, K. et al., **ICRP publication 119: compendium of dose coefficients based on ICRP publication 60**, Annals of the ICRP, 41, 1-130, (2012).

FERREIRA, Francisco; CRISPIM, Verginia; SILVA, Ademir X; RAMOS, Robson. **Desenvolvimento de um Sistema Eletrônico para Obtenção de Imagens Radiográficas com Nêutrons em Tempo Real**. Revista de Física Aplicada e Instrumentação, v.18, n.1, 2005.

GONÇALVES, Lucas Batista. **Calibração dos canais nucleares do reator IPEN/MB-01, obtida a partir da medida da distribuição espacial do fluxo de nêutrons térmicos no núcleo do reator através da irradiação de folhas de ouro infinitamente diluídas**. Tese (Doutorado em Engenharia) – USP. Universidade de São Paulo, 2008.

GROGAN, Helen A; TILL, John E. **Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis**. Oxford University Press. New York, 2008.

HOLTON, J. R. **An Introduction to Dynamic Meteorology**. 3a ed., San Diego, Academic Press, 186p., 1992.

IAEA, International Atomic Energy Agency, TRS-446. **Decommissioning of Research Reactors: Evolution, state of the art, open issues**. Vienna, 2006.

IAEA, International Atomic Energy Agency. **Research Reactor Database – RRDB**, 2010. Disponível em: <https://nucleus.iaea.org/RRDB/RR/ReactorSearch.aspx>. Acesso em: 3 de Nov 2020.

IAEA, International Atomic Energy Agency. **Applications of Research Reactors**. Vienna, 2014.

IAEA, International Atomic Energy Agency. **Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models**. Safety Series No. 100, Vienna, 1989.

Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN. [www.ipen.br](http://www.ipen.br), 2020. Centros de Pesquisa. Disponível em: [https://www.ipen.br/portal\\_por/portal/interna.php?secao\\_id=729](https://www.ipen.br/portal_por/portal/interna.php?secao_id=729). Acesso em: 30 de Jun 2020.

LANDAU, Luiz. JUNIOR, José Francisco de Oliveira; PIMENTEL, Luiz Cláudio Gomes; **Critérios de estabilidade atmosférica para a região da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto, Angra dos Reis- RJ**. Revista Brasileira de Meteorologia, v.25, n.2, 270 - 285, 2010.

LAMARSH, John R. **Introduction to Nuclear Reactor Theory**. Addison-Wesley Publishing Company. New York University, 1975.

LISBOA, Henrique de Melo. **Controle da poluição atmosférica: Meteorologia e Dispersão atmosférica**. 1 ed. Montreal, 2007 54 p.

MESQUITA, Amir Zacarias. **Investigação Experimental da Distribuição de Temperaturas no Reator Nuclear de Pesquisa TRIGA IPR-R1**. Tese (Doutorado em Engenharia) – UNICAMP. Universidade Estadual de Campinas, 2005.

NCRP, National Council on Radiation Protection and Measurements. **Radiological Assessment: Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment**. NCRP Report No. 76. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD. 1984.

PASQUILL, F. The Estimation of the Dispersion of Windborne Material. **Meteorological Magazine**, v. **90**, p. 33-49, 1961.

REIS, Patrícia Amélia de Lima. **Avaliação termo-hidráulica do reator TRIGA IPR-R1 utilizando código relap5**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Física de Reatores. UFMG. Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

SAVIGNANO, Verônica. História da pesquisa em Materiais: Seis décadas de operação do reator nuclear de pesquisa IEA-R1. [www.sbpmat.org.br](http://www.sbpmat.org.br), 2018. Disponível em: <https://www.sbpmat.org.br/pt/tag/reator-de-pesquisa/>. Acesso em: 29 de Jun 2020.

SEINFELD, J. H., PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. Academic. San Diego, 557p., 2000.

SERRÃO, Bruno Pinheiro. **Modelo de Dispersão Atmosférica para Acidente Nuclear na Região da Base Naval de Itaguaí com Otimização do Campo de Vento Utilizando Inteligência de Enxames**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Nuclear) – COPPE/UFRJ, 2018.

SULLIVAN, T.J., ELLIS, J.S., FOSTER, C.S., FOSTER, K.T., BASKETT, R.L., NASSTROM, J.S., SCHALK, W.W. “**Atmospheric Release Advisory Capability: Real-Time Modeling of Airborne Hazardous Materials.**” Bulletin of the American Meteorological Society 74(12): 2343–2361. 1993.

UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. **PAVAN: An Atmospheric Dispersion Program for Evaluating Design-Basis Accidental Release of Radioactive Materials from Nuclear Power Stations.** (NUREG/CR-2858). Washington, 1982.

VELOSO, Marcelo; FORTINI, Maria Auxiliadora “**Avaliação Termo-hidráulica do Reator TRIGA IPR-R1 a 250 kW**” CNEN – CDTN, Nota Interna NI-EC3-05/05, 2005.

VELOSO, M. A. F. “**Análise Termofluidodinâmica de Reatores Nucleares de Pesquisa Refrigerados a Água em Regime de Convecção Natural**”. Tese (Doutorado em Engenharia) – UNICAMP. Universidade Estadual de Campinas, 2004.

XAVIER, Larissa; CARDOSO, Domingos. **Estudo de blindagem radiológica visando a implantação de um obturador do feixe de nêutrons no canal de irradiação J-9 do reator Argonauta do Instituto de Engenharia Nuclear.** Revista Militar de Ciência e Tecnologia, v.36, n.2, 2019.