



DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS CONTENDO RADIONUCLÍDEOS EM
UMA INSTALAÇÃO DE MEDICINA NUCLEAR E SEUS IMPACTOS NO MEIO
AMBIENTE

Alessander Sá do Carmo

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

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Rio de Janeiro

Abril de 2019

DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS CONTENDO RADIONUCLÍDEOS EM
UMA INSTALAÇÃO DE MEDICINA NUCLEAR E SEUS IMPACTOS NO MEIO
AMBIENTE

Alessander Sá do Carmo

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

Examinada por:

Prof. Ademir Xavier da Silva, D.Sc.

Prof. Delson Braz, D.Sc.

Dr. Fernando Carlos Araújo Ribeiro, D.Sc.

Dra. Lídia Vasconcellos de Sá, D.Sc.

Dr. Wagner de Souza Pereira, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

ABRIL DE 2019

Carmo, Alessander Sá do

Descarga de Efluentes Líquidos Contendo Radionuclídeos em uma Instalação de Medicina Nuclear e seus Impactos no Meio Ambiente / Alessander Sá do Carmo. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2019.

XXIV, 153 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Nuclear, 2019.

Referências Bibliográficas: p. 124-142.

1. Radionuclídeos. 2. Medicina Nuclear. 3. Efluentes Líquidos. 4. Gerência de Rejeitos Radioativos. 5. Meio Ambiente. I. Silva, Ademir Xavier. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Nuclear. III. Título.

A Luz da Sabedoria liberta o ser humano das trevas da ignorância.

DEDICATÓRIA

*À Regina Lucia Oosterbeek,
com todo amor do Mundo.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me oferecer a oportunidade de desenvolver esta Tese de Doutorado a qual dou toda a honra, a glória e louvores.

Ao meus pais Roberto e Angélica, pela paciência, preocupação e compreensão ao longo de quatro anos de trabalho de Tese.

Ao meu irmão Anderson e à Jacqueline, aos meus sobrinhos João Pedro e Sophia, pelo incentivo e ajuda voluntária no desenvolvimento desta Tese.

Aos companheiros de Armas, Quadros e Serviços do Centro de Preparação de Oficiais da Reserva do Rio de Janeiro (CPOR-RJ/EB) “Turma Centenário de Nascimento do Ten Cel Correia Lima – CPOR-RJ 1991”, pela amizade forjada dentro da caserna e incentivo moral, o qual cumpri, “Com viva Fé, sem mácula e sem medo”, A MISSÃO. C-P-O-R, RIOOOOO! SELVA! BRASIL!

Aos colegas do Laboratório de Análises Ambientais e Simulação Computacional (LAASC/PEN/COPPE/UFRJ) José Marques, Ricardo Garcêz, Leandro, Alessandro, Mirta, Pastrana, Marzullo, Lucas, Catherine, Rogério, Alice, Arthur, Juraci, Marcos Paulo, Roos Sophia, Caroline, Raphael, pelo apoio, aprendizado e companheirismo nestes quatro anos de convivência.

Ao meu orientador Prof. Ademir, pela sua confiança, paciência, incentivo, conselhos e amizade, tendo a honra e oportunidade de trabalhar no desenvolvimento desta Tese e nos demais trabalhos científicos dentro do LAASC/PEN/COPPE/UFRJ.

À minha querida Prof^a Elizabeth Vianello, pela sua amizade, incentivo e paciência de orientar nas atividades e pesquisas relacionadas à Medicina Nuclear, que foram essenciais para o desenvolvimento desta Tese.

Ao Prof. Wagner, pela sua valorosa contribuição no tocante à radioproteção ambiental, que foram determinantes para elaboração desta Tese.

À Profª Evangelina, pela amizade, carinho e apoio nos trabalhos que atuamos juntos no Serviço de Medicina Nuclear do Hospital Universitário Pedro Ernesto (SMN/HUPE/UERJ).

Ao Prof. Lucas Padilha, ao Físico Alexandre e ao Dr. Sérgio Souza (COTAR-X/HUCFF/UFRJ), pela colaboração logística para execução deste trabalho.

Aos Professores Paulo Renato e Isaac Luquetti (PEA/UFRJ) e ao Prof. Fernando Carvalho (CCTN/ITN/IST-LISBOA), pela parceria na troca de conhecimentos técnicos e científicos relacionados à tecnologia nuclear e ao meio ambiente.

Ao Programa de Engenharia Nuclear (PEN/COPPE/UFRJ), pela oportunidade de realização deste trabalho, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/MCTIC), pelo apoio financeiro, o qual retribuo com este trabalho em prol do desenvolvimento da Ciência no nosso Brasil.

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

DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS CONTENDO RADIONUCLÍDEOS EM
UMA INSTALAÇÃO DE MEDICINA NUCLEAR E SEUS IMPACTOS NO MEIO
AMBIENTE

Alessander Sá do Carmo

Abril/2019

Orientador: Ademir Xavier da Silva

Programa: Engenharia Nuclear

Este estudo tem por finalidade avaliar as concentrações de atividade (CA) dos radionuclídeos usados nas instalações de Medicina Nuclear e seus impactos no meio ambiente. Foram realizadas coletas de amostras de esgoto em dois termos fontes: uma instalação de Medicina Nuclear (MN) e uma estação de saneamento ambiental (ESA). Com emprego de dois espectrômetros [NaI(Tl) e HPGe], foi detectada a presença de ^{131}I nas amostras coletadas. Na instalação de MN, o esgoto contendo ^{131}I requer adequação no uso da diluição para reduzir a CA deste radionuclídeo visando sua liberação, enquanto que, na ESA, os valores da CA do ^{131}I ficaram dentro do nível de dispensa. No ponto de vista ambiental, os valores da CA do ^{131}I na ESA foram inseridos no Código ERICA Tool para estimar as taxas de dose absorvida nos organismos da biota marinha. Este estudo sugere que seja proposto um modelo de radioproteção ambiental, com base das recomendações da Publicação ICRP 103 (2007) e GSR-3 (IAEA, 2014a).

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

DISCHARGE OF LIQUID EFFLUENTS CONTAINING RADIONUCLIDES IN A
NUCLEAR MEDICINE FACILITY AND THEIR IMPACTS IN THE
ENVIRONMENT

Alessander Sá do Carmo

April/2019

Advisor: Ademir Xavier da Silva

Department: Nuclear Engineering

The purpose of this study is to evaluate the activity concentrations (AC) of radionuclides used in Nuclear Medicine facilities and their impact on the environment. Samples of sewage samples were collected in two sources: a Nuclear Medicine facility (NM) and an environmental sanitation station (ESS). Using two spectrometers [NaI (TI) and HPGe], the presence of ^{131}I was detected in the collected samples. In the NM facility, the sewage containing ^{131}I requires adequacy in the use of the dilution to reduce the AC of this radionuclide for its release, while in the ESS, the AC values of ^{131}I were within the exemption level. From the environmental point of view, the AC values of ^{131}I at the ESS were inserted into the ERICA Tool Code to estimate the rates of absorbed dose in marine biota organisms. This study suggests that an environmental radioprotection model be proposed, based on the recommendations of Publication ICRP 103 (2007) and GSR-3 (IAEA, 2014a).

SUMÁRIO

	Página
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
1.1 Os Radionuclídeos e Seus Impactos no Meio Ambiente	1
1.2 Recomendações da ICRP: Difusão da Filosofia de Proteção Radiológica	4
1.3 As Normas Brasileiras de Proteção Radiológica	7
1.4 Medicina Nuclear	8
1.5 Gerenciamento e Dispensa de Rejeitos Radioativos nas Instalações de Medicina Nuclear	11
1.6 Avaliação do Impacto Ambiental Causado pelos Rejeitos Líquidos com Radionuclídeos Liberados nas Instalações de Medicina Nuclear	13
1.7 Objetivos	14
1.8 Motivação	15
CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 O Comportamento dos Radionuclídeos no Meio Ambiente	16
2.1.1 Mecanismo de Transporte dos Radionuclídeos	17
2.1.2 Fatores que Afetam os Mecanismos de Transporte dos Radionuclídeos	19
2.2 A Filosofia de Proteção Radiológica com Base das Publicações ICRP 60 e 103	22
2.2.1 Manutenção dos Princípios de Proteção Radiológica com a Publicação ICRP 103	24
2.2.2 A Relação entre os Níveis de Proteção Radiológica e as Situações de Exposições na Publicação ICRP 103	26
2.2.3 Proteção do Meio Ambiente a Partir da Publicação ICRP 103	27
2.3 Animais e Plantas de Referência	28
2.3.1 Critérios para a Seleção de Animais e Plantas de Referência	30
2.3.2 Conjunto de Animais e Plantas de Referência	31
2.4 Processo de Avaliação Dosimétrica Ambiental Através das Vias de Exposição dos Radionuclídeos	33

2.4.1 Parâmetros para Estimar Transferência e Exposição de Radionuclídeos	34
2.4.1.1 Fatores de Concentração (<i>FC</i>)	35
2.4.1.2 Coeficientes de Distribuição (<i>K_d</i>)	37
2.4.1.3 Coeficientes de Dose (<i>CD</i>)	38
2.4.2 Doses na Biota Não-Humana	40
2.5 O Código ERICA Tool	40
2.5.1 Nível 1 no ERICA Tool – Quocientes de Risco (<i>QR</i>)	41
2.5.2 Nível 2 no ERICA Tool – Taxas de Dose Absorvida (Interna, Externa e Total)	45
2.5.3 Nível 3 no ERICA Tool – Funções de Distribuição Probabilística	49
2.6 Medicina Nuclear: Modalidades e Tipos de Radionuclídeos Empregados	51
2.6.1 Modalidades da Medicina Nuclear: Diagnóstico e Tratamento	51
2.6.2 Radionuclídeos Empregados na Medicina Nuclear	54
2.6.3 Estrutura Física das Instalações de Medicina Nuclear	56
2.6.4 Gerenciamento e Liberação de Rejeitos Contendo Radionuclídeos Oriundos nas Instalações de Medicina Nuclear	58
CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS	62
3.1 Levantamento das Instalações de Medicina Nuclear em Operação e dos Radionuclídeos Utilizados	62
3.2 Metodologia da Coleta das Amostras de Esgoto	63
3.2.1 Coleta das Amostras de Esgoto em uma Instalação Hospitalar	63
3.2.2 Coleta das Amostras de Esgoto em uma Estação de Saneamento Ambiental	65
3.3 Metodologia para Medição das Amostras de Esgoto Coletadas	67
3.3.1 Calibração dos Detectores	70
3.3.2 Análise das Amostras Coletadas	71
3.3.3 Análise da Geometria de Contagem das Amostras	72
3.4 Parâmetros para o Cálculo das Concentrações em Atividade do ¹³¹ I na Água para as Amostras de Esgoto Coletadas	74
3.5 Metodologia para Diluição do Radionuclídeo	76

3.6 Limites Autorizados para Liberação de Efluentes	77
3.6.1 Recomendações da CNEN	77
3.6.2 Recomendações da ANVISA	78
3.6.3 Recomendações da IAEA	79
3.7 Emprego do Modelo Computacional para Estimar a Avaliação de Risco Radiológico Ambiental	79
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES	87
4.1 Resultados do Levantamento das Instalações de Medicina Nuclear em Operação	87
4.2 Resultados do Levantamento dos Radionuclídeos Utilizados	87
4.3 Resultados Referentes às Amostras Coletadas em uma Instalação Hospitalar	92
4.4 Resultados Referentes às Amostras de Coletadas em uma Estação de Saneamento Ambiental	94
4.4.1. Resultados em Termos de Concentração em Atividade	94
4.4.2. Resultados em Termos de Taxa de Dose Absorvida	99
4.4.3 Comparação dos Valores Estimados das Taxas de Dose Absorvida com o Valor de Referência	102
4.5 Efeitos Estimados na Biota	108
4.6 Comparação dos Valores Estimados neste Estudo com a Literatura	108
4.6.1 Comparação dos Valores em Relação aos Fatores de Concentração e dos Coeficientes de Dose Absorvida (Interna e Externa)	108
4.6.2 Comparação dos Valores em Relação ao Coeficiente de Distribuição	112
4.6.3 Comparação dos Valores em Relação à Concentração em Atividade na Água	112
4.6.4 Comparação dos Valores em Relação à Concentração em Atividade nos Organismos da Biota Marinha	115
4.6.5 Comparação dos Valores em Relação à Taxa de Dose Absorvida nos Organismos da Biota Marinha	118

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES	121
5.1 Avaliação das Amostras de Esgoto Coletadas na Instalação Hospitalar	121
5.2 Avaliação das Taxas de Dose Absorvida na Biota Marinha	121
5.3 Proposição de um Modelo de Proteção Radiológica Ambiental	122
5.4 Considerações Finais e Perspectivas Futuras	123
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

ANEXOS

	Página
ANEXO I - NÍVEIS MENSIS DE DISPENSA DE REJEITOS LÍQUIDOS ORIUNDOS DAS INSTALAÇÕES DE MEDICINA NUCLEAR, COM BASE DAS RECOMENDAÇÕES DA NORMA CNEN-NN-8.01 (2014)	143
ANEXO II - NÍVEIS ANUAIS DE DISPENSA DE REJEITOS LÍQUIDOS NA REDE DE ESGOTOS SANITÁRIOS ORIUNDOS DAS INSTALAÇÕES DE MEDICINA NUCLEAR, COM BASE DAS RECOMENDAÇÕES DA NORMA CNEN-NN-8.01 (2014), RESPEITANDO OS LIMITES DE CONCENTRAÇÃO ESTABELECIDOS NO ANEXO I	144
ANEXO III - EFEITOS ESTIMADOS DAS RADIAÇÕES IONIZANTES NA BIOTA MARINHA COM USO DO CÓDIGO ERICA TOOL	145

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1.1 – Escala INES (Fonte: Portal da Agência Internacional de Energia Atômica. Fonte: https://www-news.iaea.org/InesScale.aspx . Acessado em 04/09/2017)	3
Figura 1.2 – Triângulo da Medicina Nuclear (SÁ, 2011).	9
Figura 1.3 – Uso de radiofármacos no corpo humano (SÁ, 2011).	10
Figura 1.4 – Etapas do processo de gerenciamento de rejeitos contendo radionuclídeos (COTA, 2014).	12
Figura 2.1 – Transporte dos radionuclídeos dispersos no meio ambiente (MAZZILLI <i>et al.</i> , 2011).	18
Figura 2.2 – À esquerda, níveis de restrição de dose e níveis de referência contrastados (para todas as Situações de Exposições) a partir de uma única fonte para proteção de indivíduos; à direita, limites de dose (para Situações de Exposições Planejadas) e de fontes reguladas (ICRP, 2007; OECD, 2011).	26
Figura 2.3 – Ilustração do conjunto de espécies da fauna e flora definidas pela ICRP 108 (2008) como Animais e Plantas de Referência. As setas indicam as vias de exposição dos radionuclídeos a serem incorporados por estas espécies: (i) inalação de partículas (re)suspensas ou de gases contaminados por radionuclídeos; (ii) contaminação de pelos, penas, pele e superfícies vegetais; (iii) ingestão de menor nível trófico de plantas e animais; (v) ingestão de água contaminada; para plantas, absorção de água pela raiz; (via) e (vib) exposição externa (BROWN, 2010).	34
Figura 2.4 – Ilustração no Nível 1 do Código ERICA Tool para a seleção dos parâmetros de avaliação de risco de exposição às radiações ionizantes.	43
Figura 2.5 – Ilustração no Nível 2 do Código ERICA Tool referente aos efeitos causados pelos radionuclídeos em função da taxa de dose absorvida estimada para uma dada espécie de um organismo.	49
Figura 2.6 – À esquerda, uma gama câmara SPECT de duas cabeças; à direita, uma gama câmara PET (SÁ, 2011).	52

Figura 2.7 – À esquerda, imagens SPECT para fluxo cerebral, onde se tem a demonstração anatômica entre o cérebro de um paciente normal e o cérebro de um paciente com o Mal de Alzheimer (SÁ, 2011); à direita, imagem PET para um corte coronal da região torácica e abdominal, com a indicação de setas vermelhas para linfonodos na região do pescoço e supra clavicular (JANICEK <i>et al.</i> , 2003, apud TINOIS, 2005).	53
Figura 2.8 – Dependências de um Serviço de Medicina Nuclear: em A, sala de ergometria; em B, sala de exames; em C, sala de injeção; em D, sala quente (Fonte: Portal Medicina Nuclear e Radiologia. Link: http://medicinanuclearjuazeiro.com.br/estrutura/ . Acesso em 09 Mai 2019).	56
Figura 2.9 – Depósito para armazenamento temporário de rejeitos contendo radionuclídeos de um Serviço de Medicina Nuclear: seringas e acessórios usados na injeção de radiofármacos acondicionados em caixas amarelas com etiqueta de identificação com símbolo internacional de radiação ionizante, separados dos geradores de ^{99}Mo - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ e de rejeitos biológicos (GARCEZ, DA SILVA & PAES, 2011).	59
Figura 2.10 – Caixa blindada para armazenamento temporário de rejeitos sólidos contendo $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (GARCEZ, DA SILVA & PAES, 2011).	60
Figura 3.1 – Mapa do Município do Rio de Janeiro com os pontos de identificação das instalações de Medicina Nuclear em operação (Fonte: Portal do GoogleMyMaps®, com escala dada em 5 km. Link: < https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1gw-2sJfERLlOLPMCNhhTJZypJ5fmZXLP&ll=-22.897295679984772%2C-43.24302271113277&z=11 >. Acessado em 18/02/2019)	63
Figura 3.2 – Coletor de amostras de esgoto.	65
Figura 3.3 – Tanque de polietileno contendo esgoto.	66
Figura 3.4 – Calhas vertedora para decantação primária para o processo de remoção de sólidos em suspensão e flutuantes.	67
Figura 3.5 – Processo de aplicação simultânea de coagulante nos decantadores primário e secundário em uma ESA (FIGUEIREDO, 2009).	67
Figura 3.6 – Detector cintilador de NaI(Tl) da marca Ortec, modelo 905-4.	69
Figura 3.7 – Detector de HPGe com blindagem da marca Canberra, modelo GC3020.	69

Figura 3.8 – Configuração gráfica em malha para geometria modelada das amostras de esgoto com ^{131}I em potes de polipropileno com uso do <i>software</i> Genie 2000 da marca Canberra.	73
Figura 3.9 – Geração do espectro e da curva de eficiência de detecção com o emprego combinado dos <i>softwares</i> <i>Gemometry Composer</i> e LabSOCS.	73
Figura 3.10 – Balança de precisão da marca Gehaka, modelo BG 4000.	74
Figura 3.11 – Ilustração de um modelo conceitual referente às vias de dispersão para o ecossistema marinho fornecido no Nível 1 pelo ERICA Tool.	80
Figura 3.12 – Distribuição gráfica dos fatores de concentração de iodo para organismos da biota marinha.	84
Figura 4.1 – Distribuição dos valores de atividade total para cada radionuclídeo utilizado nas instalações de Medicina Nuclear no Município do Rio de Janeiro referente ao ano de 2016.	91
Figura 4.2 – Distribuição gráfica dos valores médios estimados das concentrações em atividade do ^{131}I para os organismos da biota marinha.	98
Figura 4.3 – Distribuição gráfica para os valores médios estimados da taxa de dose absorvida total de ^{131}I para os organismos da biota marinha.	101
Figura 4.4 – Ilustração gráfica comparativa das taxas estimadas de dose absorvida dos organismos da biota marinha com o respectivo valor de referência indicado pela linha vermelha.	104
Figura 4.5 – Ilustração gráfica comparativa dos valores esperados e conservativos dos quocientes de risco relacionados ao ^{131}I para os organismos da biota marinha com o respectivo valor limite indicado pela linha vermelha.	112

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 1.1 – Valores de limite de dose para indivíduos ocupacionalmente expostos (IOE) e indivíduos do público (IP) (ICRP, 2007).	8
Tabela 2.1 – Comparação dos organismos de referência definidos por diferentes entidades internacionais (UNSCEAR, 2011).	32
Tabela 2.2 – Radionuclídeos usados na Medicina Nuclear e suas respectivas propriedades (SÁ, 2011).	55
Tabela 3.1 – Dados técnicos das fontes seladas para calibração energética do detector cintilador de NaI(Tl) com tubo fotomultiplicador da marca Ortec, modelo 905-4.	70
Tabela 3.2 – Dados técnicos das fontes seladas para calibração energética do detector semicondutor de HPGe da marca Canberra, modelo GC3020.	71
Tabela 3.3 – Valores comparativos da concentração em atividade referentes às amostras ambientais, em Bq L ⁻¹ .	74
Tabela 3.4 – Distribuição dos fatores de ocupação para cada organismo de referência da biota marinha fornecida para o ERICA Tool.	81
Tabela 3.5 – Valores do fator de concentração (<i>FC</i>) e do coeficiente de distribuição (<i>K_d</i>) referente ao iodo para cada organismo da biota marinha obtidos com ERICA Tool.	82
Tabela 3.6 – Valores dos coeficientes de dose interna (<i>CD_{int}</i>) e externa (<i>CD_{ext}</i>) para os organismos da biota marinha.	86
Tabela 4.1 – Tipos de radionuclídeos distribuídos nas instalações de Medicina Nuclear no Município do Rio de Janeiro. A coluna da direita indica a distribuição percentual dos radionuclídeos (Fonte: Portal CNEN. Link: http://www.cnen.gov.br/instalacoes-autorizadas . Compilado em 22 de Janeiro de 2016).	88
Tabela 4.2 – Valores estimados de atividade total e da média dos radionuclídeos referente ao ano de 2016. Entre parênteses, o número de instalações de Medicina Nuclear que operam com o radionuclídeo.	90

Tabela 4.3 – Comparação dos valores médios da concentração em atividade para o ^{131}I presente nas amostras de esgoto coletadas na fossa séptica da instalação hospitalar no 2º semestre de 2016 com o valor estimado após a diluição.	92
Tabela 4.4 – Comparação dos valores médios da concentração em atividade para o ^{131}I presente nas amostras de esgoto coletadas na fossa séptica da instalação hospitalar no 1º semestre de 2017 com o valor estimado após a diluição.	93
Tabela 4.5 – Dados das medições de atividade mínima detectável e da concentração em atividade do ^{131}I na água para as amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental (ESA) no 2º semestre de 2016.	95
Tabela 4.6 – Valores estimados de concentração em atividade do ^{131}I em sedimentos referentes às amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental.	96
Tabela 4.7 – Valores médios estimados da concentração em atividade do ^{131}I para os organismos da biota marinha referentes às amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental (Número de amostras coletadas = 5).	97
Tabela 4.8 – Valores médios estimados da taxa de dose absorvida de ^{131}I para os organismos da biota marinha referentes às amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental.	100
Tabela 4.9 – Comparação dos valores estimados das taxas de dose absorvida de ^{131}I [externa (água e sedimento), interna (organismo) e total] dos organismos da biota marinha com o valor de referência (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).	103
Tabela 4.10 – Comparação dos valores esperados e conservativos do quociente de risco relacionados ao ^{131}I para os organismos da biota marinha com o valor limite (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).	106
Tabela 4.11 – Valores comparativos para fatores de concentração com os da literatura referentes ao ^{131}I .	110

Tabela 4.12 – Valores comparativos para os coeficientes de dose interna e externa com os da literatura referentes ao ¹³¹ I.	111
Tabela 4.13 – Valores comparativos do coeficiente de distribuição com os da literatura referentes ao iodo.	112
Tabela 4.14 – Valores comparativos da concentração em atividade na água contendo ¹³¹ I com os da literatura. Entre parênteses, média e desvio padrão obtidos em medições com amostras coletadas.	114
Tabela 4.15 – Valores máximos estimados da concentração em atividade do ¹³¹ I para os organismos da biota marinha com os da literatura (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).	117
Tabela 4.16 – Valores máximos estimados da taxa de dose absorvida do ¹³¹ I para os organismos da biota marinha com os da literatura.	119
Tabela III.1 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de crustáceos [valor médio = $(1,18 \pm 0,34) \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	145
Tabela III.2 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de aves [valor médio = $(7,39 \pm 2,10) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	145
Tabela III.3 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de mamíferos [valor médio = $(3,55 \pm 1,01) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	146
Tabela III.4 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de répteis [valor médio = $(3,68 \pm 1,04) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	146
Tabela III.5 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de <i>Polychaeta</i> [valor médio = $(8,21 \pm 2,32) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].	147
Tabela III.6 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de peixes bentônicos e pelágicos [valor médio = $(1,12 \pm 0,32) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	148
Tabela III.7 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de macroalgas, [valor médio = $(3,78 \pm 1,08) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].	151
Tabela III.8 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de moluscos [valor médio = $(8,75 \pm 2,48) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].	151
Tabela III.9 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de fitoplânctons [valor médio = $(4,90 \pm 1,39) \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	152

Tabela III.10 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de plantas vasculares [valor médio = $(1,84 \pm 0,52) \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$].	152
Tabela III.11 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de zooplânctons [valor médio = $(2,48 \pm 0,70) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].	153

ABREVIATURAS

ANVISA	<i>Agência Nacional de Vigilância Sanitária</i>
APR	<i>Animais e Plantas de Referência</i>
ARPANSA	<i>Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency</i>
Art.	<i>Artigo</i>
²¹¹At	<i>Astato-211</i>
²¹³Bi	<i>Bismuto-213</i>
Bq	<i>Becquerel</i>
BSS	<i>Basic Safety Standards</i>
¹⁴C	<i>Carbono-14</i>
⁵¹Cr	<i>Cromo-51</i>
CA	<i>Concentração em Atividade</i>
CCTN	<i>Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares</i>
CD_{int}	<i>Coeficiente de Dose Interna</i>
CD_{ext}	<i>Coeficiente de Dose Externa</i>
CEPT	<i>Chemically Enhanced Primary Treatment</i>
CNEN	<i>Comissão Nacional de Energia Nuclear</i>
COPPE	<i>Coordenadoria dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia</i>
CT	<i>Computed Tomography</i>
DAS	<i>Digital Spectrum Analyzer</i>
EMRAS II	<i>Environmental Modelling for Radiation Safety Harmonization and Intercomparison</i>
ERICA	<i>Environmental Risk from Ionising Contaminants Assessment</i>
ESA	<i>Estação de Saneamento Ambiental</i>
EUA	<i>Estados Unidos da América</i>
EURATOM	<i>European Atomic Energy Community</i>
¹⁸F	<i>Flúor-18</i>
FASSET	<i>Framework for Assessment of Environmental Impact</i>
FC	<i>Fator de Concentração</i>
FI	<i>Fator de Incerteza</i>

⁶⁷Ga	<i>Gálio-67</i>
⁶⁸Ga	<i>Gálio-68</i>
GSR	<i>General Safety Requirements</i>
Gy	<i>Gray</i>
³H	<i>Trítio-3</i>
HPGe	<i>Hiper Pure Germanium</i>
¹¹¹In	<i>Índio-111</i>
¹²³I	<i>Iodo-123</i>
¹²⁴I	<i>Iodo-124</i>
¹²⁵I	<i>Iodo-125</i>
¹³¹I	<i>Iodo-131</i>
IAEA	<i>International Atomic Energy Agency</i>
ICRP	<i>International Commission on Radiological Protection</i>
ICRU	<i>International Commission on Radiation Units and Measurements</i>
INES	<i>International Nuclear and Radiological Event Scale</i>
IOE	<i>Indivíduos Ocupacionalmente Expostos</i>
IRD	<i>Instituto de Radioproteção e Dosimetria</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
IST-LISBOA	<i>Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa</i>
ITN	<i>Instituto de Tecnologia Nuclear</i>
⁴⁰K	<i>Potássio-40</i>
K_d	<i>Coefficiente de Distribuição</i>
¹⁷⁷Lu	<i>Lutécio-177</i>
LAASC	<i>Laboratório de Análises Ambientais e Simulação Computacional</i>
MCA	<i>Multichannel Analyzer</i>
MCNP	<i>Monte Carlo N-Particle</i>
MCNPX	<i>Monte Carlo N-Particle Extended</i>
MCTIC	<i>Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações</i>
MN	<i>Medicina Nuclear</i>
NaI(Tl)	<i>Iodeto de Sódio Dopado com Tálcio</i>
NBPR	<i>Normas Brasileiras de Proteção Radiológica</i>
NEA	<i>Nuclear Energy Agency</i>
NE	<i>Norma Experimental</i>

NN	<i>Norma Nuclear</i>
NORM	<i>Naturally Occuring Radioactive Materials</i>
OECD	<i>Organization for Economic Co-operation and Development</i>
OSPAR	<i>Oslo and Paris Conventions</i>
³²P	<i>Fósforo-32</i>
³³P	<i>Fósforo-33</i>
²¹⁰Po	<i>Polônio-210</i>
PEA	<i>Programa de Engenharia Ambiental</i>
PEN	<i>Programa de Engenharia Nuclear</i>
PET	<i>Positron Emission Tomography</i>
²²³Ra	<i>Rádio-223</i>
¹⁸⁶Re	<i>Rênio-186</i>
¹⁸⁸Re	<i>Rênio-188</i>
RDC	<i>Resolução da Diretoria Colegiada</i>
RSS	<i>Resíduos de Serviços de Saúde</i>
RVMC	<i>Rejeitos de Meia-Vida Muito Curta</i>
¹⁵³Sm	<i>Samário-153</i>
⁸⁹Sr	<i>Estrôncio-89</i>
⁹⁰Sr	<i>Estrôncio-90</i>
SMN	<i>Serviço de Medicina Nuclear</i>
SPECT	<i>Simple Photon Emission Computed Tomography</i>
²⁰¹Tl	<i>Tálio-201</i>
^{99m}Tc	<i>Tecnécio-99m</i>
TPA	<i>Tratamento Primário Avançado</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
UFRJ	<i>Universidade Federal do Rio de Janeiro</i>
UNSCEAR	<i>United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation</i>
URSS	<i>União das Repúblicas Socialistas Soviéticas</i>
USDoE	<i>United States Department of Energy</i>
WTD	<i>Wildlife Transfer Database</i>
⁹⁰Y	<i>Ítrio-90</i>

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 Os Radionuclídeos e Seus Impactos no Meio Ambiente

A Terra está em permanente exposição às radiações de origem terrestre e cósmica, cuja presença de radionuclídeos no meio ambiente dá-se em amostras de rochas, água, ar e solo (UNSCEAR, 2000; KHAN, AKHTER & ORFI, 2005). A precipitação de radionuclídeos naturais e artificiais em amostras ambientais (*fallout*) está relacionada ao monitoramento ambiental e a sua vigilância é essencial para proteção da biota, tornando-se uma das principais questões devido à exposição das radiações e seus efeitos sobre a saúde humana, plantas e animais (KHAN, AKHTER & ORFI, 2005).

O interesse na proteção do meio ambiente vem crescendo nos últimos anos em relação a todos os aspectos da atividade humana. Esse interesse é acompanhado pelo desenvolvimento e aplicação de vários meios de gestão e avaliação em função do impacto humano no meio ambiente (ICRP, 2007). A crescente conscientização sobre os potenciais impactos significa que a sociedade tenha uma melhor compreensão a partir da abordagem relacionada aos riscos de exposição radioativa na biota (ARPANSA, 2015).

As atividades humanas que envolvem o emprego de substâncias radioativas podem gerar exposições à radiação acima da exposição natural. Um dos exemplos é a contaminação ambiental causada por rejeitos radioativos resultantes de testes de armas nucleares em algumas partes do mundo (UNSCEAR, 2000; AARKROG *et al.*, 1986; HOLM *et al.*, 1986a; HOLM *et al.*, 1983, apud HOLM *et al.*, 1986a). Outros exemplos são atividades que empregam substâncias radioativas emitidas por usinas nucleares e outras instalações que liberam materiais radioativos para o meio ambiente durante a operação e descomissionamento (UNSCEAR, 2000; HOLM *et al.*, 1986a), assim como no reprocessamento de combustível nuclear (HOLM *et al.*, 1986b).

Os acidentes ocorridos durante a operação dos reatores nas usinas de The Three Mile Island, perto de Harrisburg, capital do Estado da Pensilvânia, nos EUA em 1979, de Chernobyl, na Ucrânia (ex-república da extinta URSS) em 1986 (KELLER, 2012), de Mihama, na província de Fukui, a 320 km a oeste de Tóquio em 2004 e de Fukushima-Daiichi, devido ao terremoto ocorrido no Oceano Pacífico seguido de *tsunami*, a 130 km da Península de Ojika, no Japão em 2011, resultaram em danos ao meio ambiente. Foram registradas concentrações de atividade de radionuclídeos artificiais em animais que viveram em ambientes contaminados próximos a estas instalações após os eventos (OHTSUKA *et al.*, 2015).

Em 1987, o acidente radioativo em Goiânia, capital do Estado de Goiás, ocorreu com o furto de uma blindagem de chumbo contendo uma fonte de céσιο-137 (^{137}Cs) na forma de cloreto, com atividade de 50,9 TBq, abandonada em uma clínica de radioterapia desativada. O furto foi praticado por dois catadores de um ferro-velho que entenderam tratar-se de sucata, sendo desmontada e a fonte sendo rompida, resultando no espalhamento e contaminação no local, gerando problemas de saúde em centenas de pessoas, culminando com 4 óbitos (PORTAL CNEN, 2017; PORTAL Césio 137 Goiânia, 2017). Vários locais contaminados com o ^{137}Cs foram descontaminados, o que resultou na geração de rejeitos de, aproximadamente, 6.000 toneladas e que se encontram abrigados e monitorados, em caráter definitivo, em um repositório situado no município de Abadia de Goiás, a 23 km de Goiânia (PORTAL Césio 137 Goiânia, 2017).

O acidente em uma fábrica de reprocessamento de urânio na usina de Tokaimura, a 140 km de Tóquio, no Japão em 1999, ocorreu devido à admissão de óxido de urânio em um tanque contendo uma solução de ácido nítrico oito vezes acima do limite de segurança (o permitido era de 2,30 kg) gerando grande liberação de energia e radioatividade. Foram afetadas 57 pessoas, sendo que 7 eram moradores das redondezas que foram contaminados por precipitação de urânio no ar. Por precaução, as autoridades de Tokaimura ordenaram às 320.000 pessoas que moravam em um raio de 10 km a deixar suas residências por um período de 24 horas (SANTOS & OLIVEIRA FILHO, 2009).

Os exemplos de acidentes radioativos mencionados foram classificados nos níveis 4 (*local consequences*) a 7 (*major accident*) na escala INES (*International*

Nuclear and Radiological Event Scale). Essa escala, desenvolvida em 1989 pela Agência Internacional de Energia Atômica (*International Atomic Energy Agency - IAEA*) em conjunto com a Agência de Energia Nuclear da Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (*Organization for Economic Co-operation and Development/ Nuclear Energy Agency - OECD/NEA*), é uma ferramenta utilizada para comunicar ao público de forma aberta e consistente o significado de segurança de eventos nucleares e radiológicos (PORTAL IAEA, 2012). A Figura 1.1 ilustra o grau da escala INES indicando dois tipos de níveis: incidentes e acidentes. Os incidentes representam os níveis mais baixos (de 1 a 3), cujas ocorrências nucleares são restritas à área da instalação e que não afetam a área externa. Os acidentes representam os níveis mais altos (de 4 a 7), cujo impacto nuclear venha a atingir a área externa da instalação, pondo em risco vidas humanas. Os eventos que não têm significado sob o ponto de vista de segurança, classificados como nível zero ou abaixo da escala INES, são denominados desvios, e podem indicar a degradação de algumas barreiras de proteção.

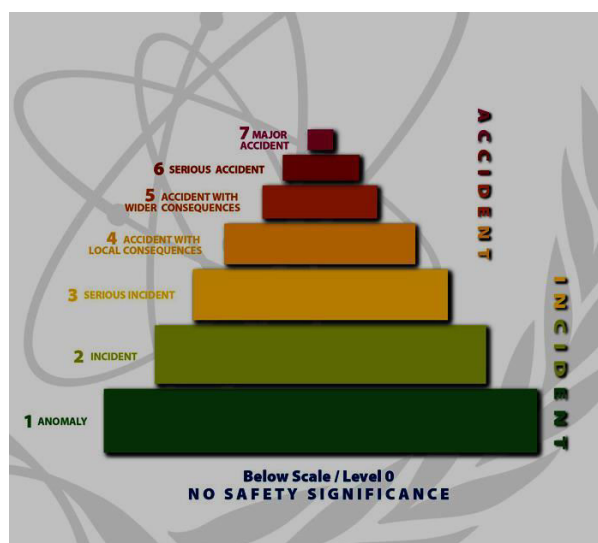


Figura 1.1 – Escala INES (Fonte: Portal da Agência Internacional de Energia Atômica. Fonte: <https://www-news.iaea.org/InesScale.aspx>. Acessado em 04/09/2017).

As exposições médicas constituem a segunda maior contribuição para a exposição do homem à radiação, representando 20 % do total (UNEP, 2016), ficando

apenas atrás das radiações de fundo (*background*) com uma dose efetiva coletiva anual de 4×10^6 pessoas Sv. As principais razões para esta contribuição são as constantes inovações tecnológicas, a introdução de novas técnicas de diagnóstico e tratamento, e o desenvolvimento de novos radiofármacos para Medicina Nuclear (SÁ & KODLULOVICH, 2013).

1.2 Recomendações da ICRP: Difusão da Filosofia de Proteção Radiológica

A ideia de promover e difundir uma filosofia de proteção dos seres humanos contra as exposições às radiações ionizantes e os efeitos biológicos que elas podem causar à saúde foi discutida durante a realização do Congresso Internacional de Radiologia em 1928. No mesmo evento, foi criada a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (*International Commission on Radiological Protection - ICRP*).

A ICRP divulga suas recomendações que envolvem aspectos relacionados à proteção radiológica e aos riscos associados às radiações ionizantes sob forma de relatórios, denominadas Publicações ICRP (ICRP, 2007), e trabalha em conjunto a outros organismos para que suas recomendações sejam publicadas, tais como a Comissão Internacional de Medidas e Unidades de Radiação (*International Commission on Radiation Units and Measurements - ICRU*) e a o Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica (*United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR*). A IAEA segue as recomendações da ICRP organizando-as como recomendações e sendo ratificadas pelos países-membros (PEREIRA, KELECON & PEREIRA, 2015).

As Publicações ICRP servem de orientação de caráter prático ao conhecimento da radiobiologia e radioproteção para agências reguladoras, grupos de gerenciamento e profissionais na área de radioproteção (PEREIRA & KELECON, 2014a). A Publicação ICRP 1 de 1928, sob o título “*International Recommendations for X-Ray and Radium Protection*”, continha recomendações que somente passaram a ser adotadas em 1958. As Publicações ICRP 26 de 1977, ICRP 60 de 1991, ICRP 91 de 2003, ICRP 103 de 2007, ICRP 108 de 2008 e ICRP 114 de 2011 foram importantes no tocante geral da radioproteção ao estabelecer as grandezas radiológicas voltadas aos seres humanos e ao

meio ambiente, suas relações e métodos, dentro de uma concepção mais coerente possível (TAUHATA *et al.*, 2014; PEREIRA, KELECON & JÚNIOR, 2012; PEREIRA & KELECON, 2014a).

A Publicação ICRP 26 (1977), sob o título “*Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*”, quantificou os riscos dos efeitos estocásticos causados pelas radiações e propôs um sistema de limitação de dose junto com os princípios básicos da proteção radiológica da justificação e otimização (PEREIRA, KELECON & PEREIRA, 2015). Desta Publicação, surgiu uma visão antropocêntrica em que as normas de proteção radiológica foram focalizadas apenas no ser humano deixando, em segundo plano, a biota (PEREIRA & KELECON, 2014a).

A Publicação ICRP 60 (1991), sob o título “*1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*”, definiu o conceito de prática como “*uma atividade humana que pode causar aumento da exposição às radiações ou aumento do número de indivíduos expostos*” (ICRP, 1991). Esta publicação propôs mudanças nas suas recomendações em relação à Publicação ICRP 26 (1977) baseadas em revisões das estimativas de risco de exposição à radiação, mantendo os princípios básicos da proteção radiológica (ICRP, 2007; PEREIRA, KELECON & PEREIRA, 2015). A ICRP pôs em dúvida o paradigma da proteção ambiental, pois havia informações controversas relacionadas aos riscos para as espécies presentes no ecossistema (ICRP, 1991; PEREIRA & KELECON, 2014a).

A Publicação ICRP 91 (2003), sob o título “*A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species*”, apresentou um sistema inovador de proteção da biota dando bases e objetivos para proteção radiológica através dos princípios éticos e evidências científicas, e de que forma essa proteção poderia afetar direta ou indiretamente a saúde humana, indicando a necessidade de criar um sistema integrado de proteção radiológica e complementar as leis nacionais de forma a proteger o ambiente dos efeitos não desejados das radiações (PEREIRA & KELECON, 2014a).

A Publicação ICRP 103 (2007), sob o título “*The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*”, envolveu uma série de abordagens sobre a proteção radiológica que mudaram conceitos importantes e paradigmas em relação à Publicação ICRP 60 (1991), tais como as definições dos

conceitos de Situações de Exposições Planejadas, Situações de Exposições de Emergência e Situações de Exposições Existentes (PEREIRA, KELECON & JÚNIOR, 2012). A principal contribuição desta Publicação foi a quebra definitiva da visão antropocêntrica surgida na Publicação ICRP 26 (1977), pois a proteção do meio ambiente não pôde estar atrelada à proteção do ser humano, considerando a necessidade de desenvolver, com embasamento científico, um quadro mais específico para avaliar a relação entre exposição e dose e a relação entre dose e efeito, e as consequências dos efeitos causados pelas radiações no ecossistema como um todo (ICRP, 2007; PEREIRA & KELECON, 2014a).

A Publicação ICRP 108 (2008), sob o título “*Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants*”, propôs o modelo de Animais e Plantas de Referência (APR), cujo conceito foi definido na Publicação ICRP 103 (2007) como “*entidades hipotéticas com certas características básicas radiológicas assumidas de um determinado tipo de animal ou vegetal, como descrito para a generalidade do nível taxonômico de família, definido através da sua parte anatômica, fisiológica e propriedades de história de vida*”. Ela tem como objetivo focalizar a proteção radiológica dos organismos da fauna e da flora, propondo a relação entre faixas de dose e eventuais danos biológicos, agregado a aplicações e extrapolações, situações de exposição, dosimetria da radiação e efeitos das radiações nos APR (PEREIRA & KELECON, 2014a).

A Publicação ICRP 114 (2009), sob o título “*Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants*”, complementou as recomendações da Publicação ICRP 108 (2008) focalizando suas atenções no comportamento dos radionuclídeos no ecossistema, fornecendo modelagens ambientais junto com parâmetros de transferência para 39 tipos de radionuclídeos que serviram para o cálculo de dose absorvida como critério de proteção ambiental (PEREIRA & KELECON, 2014a; PEREIRA & KELECON, 2014b).

1.3 As Normas Brasileiras de Proteção Radiológica

Em 1973, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) aprovou as Normas Básicas de Proteção Radiológica (NBPR), fixando os princípios básicos de proteção radiológica e os limites de dose seguindo as recomendações da ICRP.

Em 1988, as NBPR foram revogadas e substituídas pela Norma CNEN-NE-3.01, sob o título “*Diretrizes Básicas de Radioproteção*”. Esta norma foi baseada nas recomendações da Publicação ICRP 26 (1977), onde foi introduzido o conceito de dano associado à probabilidade de ocorrência de danos causados pelas radiações e estabeleceu os princípios de proteção radiológica: justificção, otimização e limitação de dose (TAUHATA *et al.*, 2014).

Em 2005, a CNEN aprovou a Norma CNEN-NN-3.01, sob o título “*Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica*”, junto com as Posições Regulatórias, em substituição da Norma CNEN-NE-3.01, sendo atualizada pela Resolução CNEN 164/2014 (CNEN, 2014a). A presente norma é baseada no “*Basic Safety Series BSS – 115*” da IAEA (1996). Além disso, os três princípios básicos da proteção radiológica foram denominados requisitos de proteção radiológica (TAUHATA *et al.*, 2014; XAVIER & HEILBRON FILHO, 2014a). Com a Publicação ICRP 103 (2007), adotou novos limites de doses efetivas e equivalentes para os trabalhadores e o público, prontamente adotadas no Brasil. Entretanto, há discussões em âmbito nacional para que as normas brasileiras sejam revistas e adequadas à nova proposta de classificação de exposições à radiação (PEREIRA, KELECON & PEREIRA, 2015), a fim de atualizar os dados relacionados aos danos causados pelas radiações ao homem e ao meio ambiente (PEREIRA, KELECON & JÚNIOR, 2012).

Dentro de uma categoria de exposição, ocupacional ou do público, os limites de dose se aplicam a soma das exposições a partir de fontes relacionadas às práticas que já são justificadas (ICRP, 2007). A Tabela 1.1 apresenta o resumo dos limites de dose recomendados pela Publicação ICRP 103 (2007).

Tabela 1.1 – Valores de limite de dose para indivíduos ocupacionalmente expostos (IOE) e indivíduos do público (IP) (ICRP, 2007) ⁽¹⁾.

Tipo de limite	Ocupacional	Público
Dose efetiva anual		
Corpo inteiro	20 mSv ano ⁻¹ , período médio definido de 5 anos ⁽⁵⁾	1 mSv ano ⁻¹
Dose equivalente anual no/na(s):		
Cristalino ⁽²⁾	150 mSv	15 mSv
Pele ^(3,4)	500 mSv	50 mSv
Extremidades (mãos e pés)	500 mSv	-- xx --

Notas: ⁽¹⁾ Os limites na dose efetiva são para as somas das doses efetivas relevantes a partir de exposições externas em um período específico de tempo e a dose efetiva comprometida de incorporações de radionuclídeos no mesmo período. Para adultos, a dose efetiva comprometida é calculada para um período de 50 anos após a incorporação, uma vez que, para crianças, é calculada para um período de até 70 anos de idade; ⁽²⁾ Este limite está sendo atualmente revisto pelo Grupo de Trabalho da ICRP; ⁽³⁾ A limitação na dose efetiva fornece proteção suficiente para a pele contra os efeitos estocásticos; ⁽⁴⁾ Média acima de 1 cm² de área na pele independentemente da área exposta; ⁽⁵⁾ Ainda com a condição de que a dose efetiva não deva exceder 50 mSv em qualquer ano. Restrições adicionais para a exposição ocupacional em mulheres grávidas.

1.4 Medicina Nuclear

A Medicina Nuclear é a modalidade médica na qual são utilizados isótopos radioativos na forma de fontes não-seladas, tanto para propósitos de diagnóstico quanto para propósitos terapêuticos.

Na Medicina Nuclear, o processo de diagnóstico e de terapia com fontes não-seladas é baseado em um triângulo onde se têm três elementos constituintes

considerados fundamentais, como ilustra a Figura 1.2: problema clínico, radiofármaco e instrumentação.

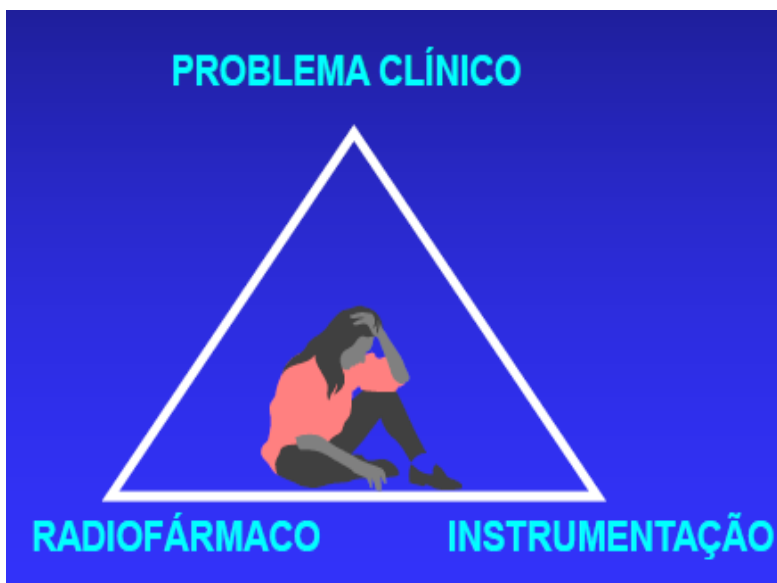


Figura 1.2 – Triângulo da Medicina Nuclear (SÁ, 2011).

O princípio fundamental da Medicina Nuclear consiste em administrar o radiofármaco ao paciente para que seja diagnosticado o problema clínico. Uma vez incorporado no paciente, o radiofármaco é absorvido de forma seletiva em uma região específica do corpo. Este processo é conhecido como biodistribuição, em que o radiofármaco presente no órgão emite radiação a fim de determinar a sua concentração e localização através da sua detecção com uma Gama Câmara (RODRIGUES, 2006).

A biodistribuição dos radiofármacos é, de modo geral, determinada pela estrutura química do complexo substrato-radionuclídeo e pela especificidade do radiofármaco ao órgão ou função de interesse no estudo. A Figura 1.3 ilustra o uso dos radiofármacos combinados com reagentes liofilizados para exames de Medicina Nuclear. Os reagentes liofilizados são manipulados por solicitação do médico nuclear e liberados após realização dos testes de esterilidade, de análises pureza radionuclídica e radioquímica por cromatografia líquida de alto desempenho (*High Performance Liquid*

Chromatography - HPLC), e de controles biológicos que mostram a biodistribuição e emissão de certificados analíticos (PORTAL CITOPHARMA, 2009).

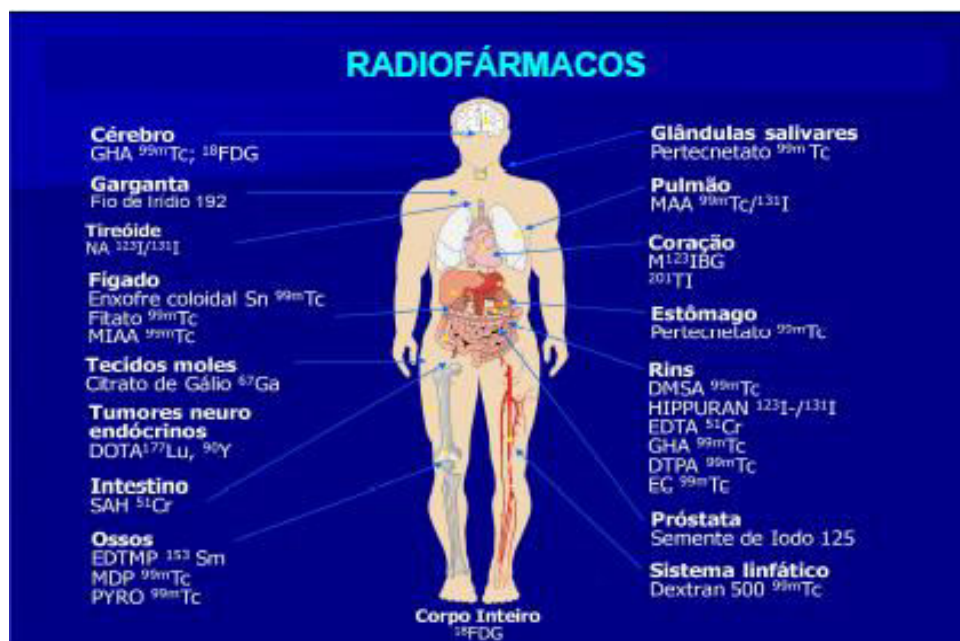


Figura 1.3 – Uso de radiofármacos no corpo humano (SÁ, 2011).

No Brasil, estima-se em 420 o número de instalações de Medicina Nuclear em operação autorizadas pela CNEN, sendo 30 no Município do Rio de Janeiro no momento da edição deste estudo (PORTAL CNEN, 2019). Estima-se, ainda, em 17 o número de diferentes radionuclídeos distribuídos para estas instalações. O tecnécio-99m (^{99m}Tc) é o que se destaca por ser o mais utilizado para realização de exames de cintilografia devido às suas propriedades físicas e por ser monoenergético, como meia-vida de 6 horas e a energia efetiva de emissão de raios gama de 140 keV. Outros radionuclídeos, tais como flúor-18 (^{18}F), iodo-123 (^{123}I), gálio-67 (^{67}Ga) e tálio-201 (^{201}Tl), também se destacam em função de suas meias-vidas físicas serem relativamente baixas, sendo utilizados no diagnóstico de pacientes, enquanto que iodo-131 (^{131}I) e samário-153 (^{153}Sm) são utilizados no diagnóstico e na terapia (CARMO *et al.*, 2016).

Entre as técnicas utilizadas na Medicina Nuclear a terapia com ^{131}I , conhecida como Radioiodoterapia, é usualmente indicada para complementar o tratamento

cirúrgico (tratamento ablativo), do tratamento de metástases do carcinoma diferenciado da tireóide (CDT) (HARBERT *et al.*, 1996, MAZZAFERRI & KLOSS, 2000, MAIA *et al.*, 2007, apud SAPIENZA *et al.*, 2009), ou para terapia ambulatorial de hipertireoidismo. Entretanto, a dificuldade prática de calcular o potencial de exposição produzido pela incorporação do ^{131}I no organismo do paciente, aliadas às interpretações da IAEA e da ICRP por autoridades normativas de diferentes países, têm levado à confecção de normas e protocolos de tratamentos rígidos, imprimindo a obrigatoriedade de internação de todos os pacientes submetidos à terapia com atividades de ^{131}I acima de 1,85 GBq (50 mCi) (ICRP, 2004; LUBIN, 2002, DE KLERK, 2000, apud SAPIENZA *et al.*, 2009; CNEN, 2013).

1.5 Gerenciamento e Dispensa de Rejeitos Radioativos nas Instalações de Medicina Nuclear

O gerenciamento de rejeitos radioativos corresponde ao conjunto de atividades técnicas e administrativas com objetivo de oferecer maior proteção ao ser humano e auxiliar na preservação do meio ambiente, a fim de limitar possíveis impactos radiológicos para futuras gerações (XAVIER & HEILBRON FILHO, 2014b). De modo geral, os rejeitos radioativos são gerados a partir de uma ampla gama de atividades nas áreas de saúde, da indústria e de pesquisa. Devido à natureza dos rejeitos, a proteção radiológica precisa ser levada em conta para sua gestão segura (IAEA, 2019). A Figura 1.4 apresenta uma ilustração esquemática do gerenciamento de rejeitos contendo radionuclídeos provenientes de instalações radioativas e que abrange todas as etapas, desde a sua geração até sua dispensa, incluindo processamento (pré-tratamento, tratamento e condicionamento), armazenamento e transporte (IAEA, 2019).

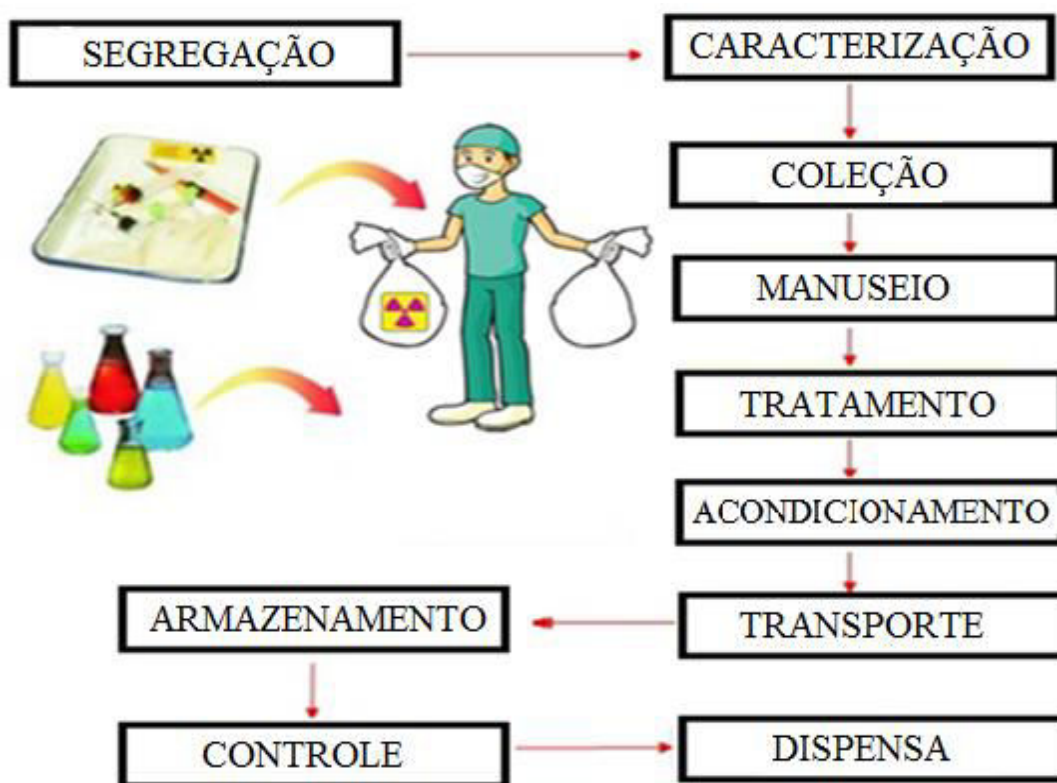


Figura 1.4 – Etapas do processo de gerenciamento de rejeitos contendo radionuclídeos (COTA, 2014).

Os rejeitos gerados nas instalações de Medicina Nuclear no Brasil são classificados pela CNEN como Classe 1 (Rejeitos de Meia-Vida Muito Curta – RVMC), pois contêm radionuclídeos com meias-vidas inferiores na ordem de 100 dias, com níveis de atividade ou concentrações de atividade superiores aos respectivos níveis de dispensa (CNEN, 2014b).

A dispensa de rejeitos radioativos corresponde a retirada de controle regulatório de materiais ou objetos contendo radionuclídeos associados a uma prática autorizada (CNEN, 2014a), sendo aplicada à eliminação de materiais sólidos, após transformação em rejeito hospitalar comum pelo devido decaimento radioativo, no sistema de coleta diferenciado, e de efluentes líquidos na rede de esgotos sanitários (XAVIER & HEILBRON FILHO, 2014b). A Autoridade Competente de cada país deve adotar limites de dispensa direta de rejeitos radioativos no ambiente, considerando os limites de dose individuais oriundos das instalações nucleares, os níveis de restrição e os níveis

de referência (PEREIRA, KELECON & PEREIRA, 2015; XAVIER & HEILBRON FILHO, 2014b). No Brasil, a CNEN (2014a) estabelece os critérios de obtenção de dispensa do controle regulatório para as fontes radioativas, incluindo materiais e objetos contendo radionuclídeos, associadas às práticas, cujo procedimento deve estar sujeito à aprovação da referida Autarquia (CNEN, 2011).

A contribuição da radioatividade nas águas residuais oriundas das instalações de Medicina Nuclear deve ser considerada (STABLIN *et al.*, 1999; apud SUDBROCK, SCHOMÄCKER & DRZEZGA, 2016), pois estas podem conter níveis de radioatividade relativamente altos, provenientes das aplicações clínicas (diagnóstica/terapêutica) dos radioisótopos utilizados e do número de pacientes atendidos (MALTA *et al.*, 2013). Apesar dos benefícios consideráveis para os pacientes, ainda permanece o problema das exposições menores às radiações para os indivíduos do público, sendo necessário minimizar ao nível aceitável de dose efetiva para $0,3 \text{ mSv ano}^{-1}$ (ICRP, 1997, apud ICRP, 2007).

1.6 Avaliação do Impacto Ambiental Causado pelos Rejeitos Líquidos com Radionuclídeos Liberados nas Instalações de Medicina Nuclear

As avaliações dos impactos ambientais são realizadas a partir de representações matemáticas da transferência de radionuclídeos após a liberação nos diferentes compartimentos ambientais até chegar à biota. O objetivo do emprego de equações matemáticas e códigos computacionais é estimar, via exposição da radiação, a dose que os indivíduos recebem, seja por meio de ingestão, por inalação, ou por exposição externa. Na primeira década do Século XXI, houve um ligeiro progresso no desenvolvimento de ferramentas computacionais para avaliar os impactos ambientais provocados pela transferência dos radionuclídeos na biota. Para isso, é necessário que estas ferramentas sejam compreendidas, conhecendo suas vantagens e desvantagens, e que possam ser eficientemente empregadas (DE SOUZA, 2013).

Os modelos computacionais que realizam simulações de transferência de radionuclídeos para a biota foram extensivamente analisados para sua otimização e avaliação. A IAEA realiza simulações com modelos computacionais em parceria com

outras entidades internacionais e está focada nas áreas onde existem incertezas no que se refere à capacidade no prognóstico dos modelos ambientais (DE SOUZA, 2014). Outra série de grandes projetos de investigação de códigos computacionais para avaliação ambiental foi financiada pelos programas *EURATOM Framework* da Comissão Europeia (TORUDD & SAETRE, 2013). O modelo computacional *ERICA Tool* (sigla em inglês para *Environmental Risk from Ionising Contaminants Assessment*) é um desses códigos da Comunidade Européia de Energia Atômica (*European Atomic Energy Community* - EURATOM) e tem por objetivo fornecer os métodos necessários para permitir que questões científicas, gerenciais e societárias sobre exposições ambientais às fontes radioativas sejam tratadas de forma robusta e abrangente. A abordagem central do ERICA Tool é quantificar o risco ambiental combinando com os dados sobre a transferência de radionuclídeos e a dosimetria ambiental, fornecendo uma medida de exposição compatível aos níveis de exposição relacionados aos efeitos danosos conhecidos. O ERICA Tool é um *software* amigável que implementa a abordagem em camadas e orienta o usuário através do processo de avaliação, com registro de informações e decisões, e permite realizar os cálculos necessários para estimar os riscos na biota selecionada (BROWN *et al.*, 2008).

1.7 Objetivos

Sob a óptica da proteção radiológica, o objetivo deste trabalho analisar o comportamento dos radionuclídeos utilizados em instalações de Medicina Nuclear em operação no Município do Rio de Janeiro a partir da coleta das amostras de esgotos e avaliar se os níveis de concentração em atividade destes radionuclídeos estão de acordo com as recomendações vigentes. A partir da análise dos dados, será apresentada a análise da dose ambiental através da utilização de um modelo computacional que estima a taxa de dose absorvida nos compartimentos da biota marinha. Ao final, será apresentada a proposta para implementação de um modelo de proteção radiológica ambiental com base das recomendações da Publicação ICRP 103 (2007) e da GSR-3 da IAEA (2014), agregada às recentes publicações da IAEA no tocante a novas metodologias de gerenciamento de rejeitos de efluentes líquidos (IAEA, 2018a, 2018b, 2018c).

1.8 Motivação

A motivação para o desenvolvimento deste estudo se dá pela operacionalização da proteção radiológica ambiental explicitada pela Publicação ICRP 103 (2007). A aplicação e os fatores de transferência ambiental dos radionuclídeos estabelecidos pela Publicação ICRP 108 são fatores essenciais para o controle do emprego das fontes de radiação para diagnóstico/terapia e sua dispensa na rede de esgotos sanitários. Para isso, a região do Grande Rio de Janeiro foi escolhida por concentrar cerca de 70 % do número total de instalações de Medicina Nuclear do Estado. Parte destes radionuclídeos é administrada e incorporada em pacientes, sendo excretados pelo processo fisiológico e lançados nas fossas sépticas; em seguida, tem-se a diluição e descarte na rede de esgotos sanitários. Sendo assim, é de suma importância realizar estudos de avaliação dosimétrica ambiental proveniente dos radionuclídeos envolvidos e que ainda estão presentes nos rejeitos hospitalares, descrevendo suas concentrações em atividade e biodistribuições na natureza gerando, assim, dose nos compartimentos bióticos, o que envolve todo o ecossistema e como este responde aos efeitos causados pela exposição destes radionuclídeos (imediate, médio ou longo prazo) para que, em seguida, se tenha a redução dos riscos desnecessários de exposição e de dose na biota.

CAPÍTULO 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 O Comportamento dos Radionuclídeos no Meio Ambiente

Os radionuclídeos introduzidos na natureza se dispersam, sendo distribuídos e acumulados em algum compartimento específico no meio ambiente, cujo comportamento é governado por uma série de fatores físicos, químicos e biológicos (MAZZILLI *et al.*, 2011). Estes fatores fazem com que sejam realizados estudos do comportamento dos radionuclídeos liberados nas instalações radioativas e distribuídos no ambiente.

O interesse por este tipo de comportamento é dado pelos efeitos biológicos que possam causar nos seres vivos, assim como a necessidade de entender os processos geoquímicos ou ecológicos a partir da observação do transporte dos radionuclídeos.

A dinâmica dos efeitos biológicos causados pelos radionuclídeos no meio ambiente se deve pela capacidade de prever seus movimentos, concentrações e toxicidades químicas e radiológicas para os componentes bióticos no sistema em estudo. A necessidade de realizar pesquisas experimentais é de suma importância para que sejam elaborados modelos que estimem o comportamento e os efeitos que estes radionuclídeos causam no meio ambiente (MAZZILLI *et al.*, 2011).

O estudo do comportamento do radionuclídeo em um sistema específico é dado a partir dos seguintes métodos (MAZZILLI *et al.*, 2011):

- as concentrações relativas do radionuclídeo podem ser medidas nos vários compartimentos do ecossistema depois da ocorrência de uma contaminação radioativa, como o *fallout*;
- de modo controlado, o radionuclídeo pode ser intencionalmente introduzido no ecossistema e o seu movimento pode ser estudado ao longo de um período;

- na teoria, o sistema pode ser modelado e a razão de transporte ou de outros dados pode ser usado no modelo de forma a prever as concentrações no radionuclídeo.

2.1.1 Mecanismo de Transporte dos Radionuclídeos

A ICRP (2007) usa o termo fonte para indicar qualquer entidade física ou procedimento que resulta em uma dose de radiação potencialmente quantificável para uma pessoa ou um grupo de pessoas. Ele pode ser uma fonte física (exemplo, material radioativo), uma instalação (exemplo, um hospital ou uma usina nuclear), ou procedimentos ou grupos de fontes físicas que tenham características similares (exemplos, procedimentos de Medicina Nuclear, radiação de fundo ou radiação ambiental).

Os radionuclídeos liberados para o meio ambiente se dispersam no meio abiótico (água, solo, gases atmosféricos, sais minerais). O efeito da dispersão dos radionuclídeos resulta na redução da sua concentração no meio ambiente em relação à distância do ponto de descarga, cuja extensão e rapidez no dado meio (corpo d'água ou corrente de ar) variam com o grau de turbulência e a difusão molecular. Os compartimentos que recebem e que podem concentrar consideráveis quantidades (valores de concentração em atividade) dos radionuclídeos podem ser constituídos de organismos vivos ou de materiais inertes. A acumulação das quantidades dos radionuclídeos em cada compartimento depende da importância dos processos de transporte envolvidos, como ilustra a Figura 2.1. (MAZZILLI *et al.*, 2011).

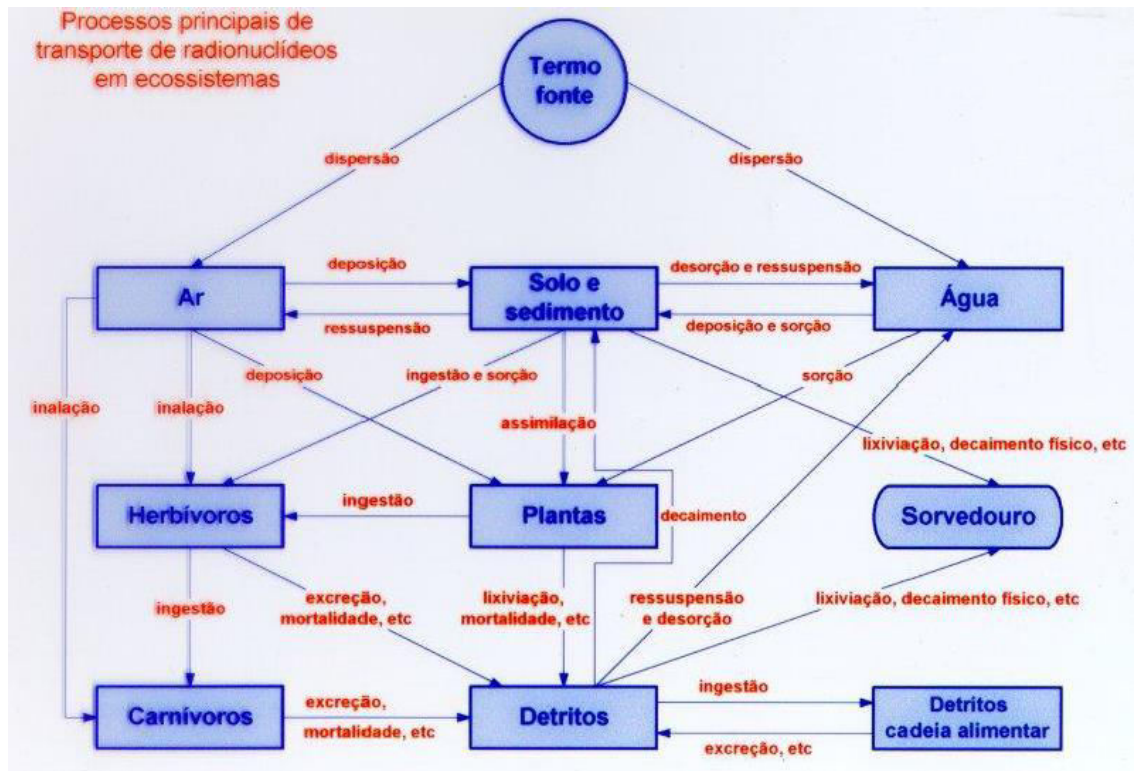


Figura 2.1 – Transporte dos radionuclídeos dispersos no meio ambiente (MAZZILLI *et al.*, 2011).

Com base na Figura 2.1, tem-se o entendimento da dinâmica do mecanismo de transporte de radionuclídeos dispersos no meio ambiente. Um dos exemplos está na cadeia alimentar dos seres vivos, onde os radionuclídeos que estão presentes em compartimentos abióticos do ecossistema podem se concentrar nas plantas, que são a base na cadeia alimentar, por assimilação do solo ou, no caso de plantas aquáticas, por adsorção da água. O transporte do material radioativo das plantas para os animais herbívoros ocorre por ingestão, uma vez que os radionuclídeos presentes nos tecidos dos animais herbívoros podem ser ingeridos pelos animais carnívoros através da predação. Cada etapa da cadeia alimentar fornece uma forma de discriminação, pois cada radionuclídeo se concentra fisiologicamente em um dado órgão ou tecido, dependendo de suas propriedades físico-químicas.

Outro exemplo de mecanismo de transporte dos radionuclídeos está nos reservatórios de detritos orgânicos, o qual se dá pela secreção e liberação de excretas e pela decomposição de matéria orgânica de plantas e animais mortos. Os detritos que

contêm material radioativo funcionam como um reservatório, estes podem ser reciclados a partir de compartimentos bióticos (fungos, protozoários e bactérias) por meio da cadeia alimentar (MAZZILLI *et al.*, 2011).

2.1.2 Fatores que Afetam os Mecanismos de Transporte dos Radionuclídeos

Os compartimentos podem ser definidos como uma entidade estrutural de um ecossistema homogêneo que recebe, libera e mantém um intervalo de substâncias químicas ao longo do tempo (MAZZILLI *et al.*, 2011).

A concentração em atividade (CA) de um radionuclídeo em um compartimento é definida por:

$$CA = \frac{A}{m} \text{ ou } \frac{A}{v} \text{ (Eq.1)}$$

Unidades: [Bq kg⁻¹, para massa; Bq m⁻³ ou Bq L⁻¹, para volume]

onde (A) é a atividade total de um radionuclídeo presente no compartimento de interesse dada em becquerel (Bq), (m) é a massa do compartimento dada em quilograma (kg), se for no estado sólido (como organismos e sedimentos) e (v) é o volume do compartimento dado em metro cúbico (m³) ou em litro (L), se for no estado líquido (água doce ou mar) (MAZZILLI *et al.*, 2011).

Os principais fatores que podem afetar a atividade ou a concentração de atividade do radionuclídeo presente no compartimento são as razões de entrada (R_e) ou de saída (R_s), cuja relação se dá por (MAZZILLI *et al.*, 2011):

$$R_e \rightarrow q \rightarrow R_s$$

onde (q) é a quantidade total de um radionuclídeo presente em um compartimento de interesse.

As razões de entrada e de saída são dadas em unidades de radioatividade em função do tempo [Unidade dada no Sistema Internacional (SI): becquerel (Bq), onde $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$] O aumento ou a diminuição de radioatividade da superfície no compartimento, em um determinado período, dependerá da R_e e R_s (MAZZILLI *et al.*, 2011).

Ao derivar a quantidade do radionuclídeo (q) em função do tempo (t), logo se tem a seguinte expressão (MAZZILLI *et al.*, 2011):

$$\frac{d_q}{d_t} = R_e - R_s \quad (\text{Eq. II})$$

Se houver o equilíbrio entre R_e e R_s , então a atividade passa a ser uma constante e o compartimento será definido como um estado estacionário (MAZZILLI *et al.*, 2011).

Os processos envolvidos com a movimentação dos radionuclídeos no ecossistema são, normalmente, de primeira ordem. Nesses casos, R_s pode ser expressa por (MAZZILLI *et al.*, 2011):

$$R_s = k * q \quad (\text{Eq. III})$$

onde (k) é a constante de decaimento e que pode ser expressa pela seguinte razão:

$$k = \frac{\ln 2}{T_{ef}} \quad (Eq.IV)$$

onde (T_{ef}) é definida como meia-vida efetiva e representa o tempo necessário para que um determinado radionuclídeo seja perdido por um compartimento. A meia-vida efetiva leva em consideração todos os mecanismos responsáveis pela saída do radionuclídeo no compartimento (decaimento físico e biológico) (MAZZILLI *et al.*, 2011).

A Equação II pode ser integrada de tal forma que a atividade seja expressa em função da R_e , da k e do t . Considerando R_e uma constante ao longo do tempo, $t = 0$ e $q = 0$, pode-se afirmar que (MAZZILLI *et al.*, 2011):

$$q = \left(\frac{R_e}{k}\right) * (1 - e^{-k*t}) \quad (Eq.V)$$

A Equação V mostra que q é proporcional à R_e , inversamente proporcional à k e aumenta com t até que seja alcançada a condição de equilíbrio, uma vez que $(1 - e^{-kt})$ tende a 1. Esta equação ilustra a dependência da CA com R_e e R_s . Assim, pode-se definir e medir uma série de razões de entrada e de saída em um dado compartimento, isto é (MAZZILLI *et al.*, 2011):

$$\frac{d_q}{d_t} = \sum R_{(s)_i} - q \sum k_i \quad (Eq.VI)$$

Logo, o que se pode concluir é que a variação para a CA de um radionuclídeo em um compartimento é governada por todas as taxas de entrada e de saída e que estas taxas dependem de vários mecanismos associados aos valores da R_e e da k (MAZZILLI *et al.*, 2011).

2.2 A Filosofia de Proteção Radiológica com Base das Publicações ICRP 60 e 103

O sistema internacional de proteção radiológica é baseado nas recomendações da ICRP. Em 1996, a IAEA publicou a norma intitulada “*Basic Safety Series BSS – 115*”, baseada na Publicação ICRP 60 (1991), sendo revisada e publicada em 2014 sob o título “*General Safety Requirements – GSR Part 3*”, com seções correspondentes aos tipos de Situações de Exposição baseados na Publicação ICRP 103 (2007), abrangendo as exposições ocupacionais, exposições médicas e exposições do público (SÁ & KODLULOVICH, 2012). O principal objetivo da proteção radiológica é promover a proteção do ser humano e seus descendentes contra possíveis efeitos indesejados causados pela radiação ionizante (CNEN, 2014a).

A relação entre o aumento de dose e o aumento do risco dos efeitos estocásticos se dá a partir de diferentes partes de uma cadeia de eventos e situações que levam à exposição, e a seleção destas partes que são de relevância em uma dada situação. Para fazer estas seleções, no entanto, é necessário definir, para cada parte da cadeia, os objetivos, as autoridades responsáveis pela proteção radiológica, as linhas de responsabilidade e a viabilidade de obtenção das informações. Este continua a ser um processo complexo, e a ICRP sugere duas simplificações para o gerenciamento das situações radiológicas.

A primeira simplificação foi usada nas Recomendações da Publicação ICRP 60 (1991) e reconheceu que os indivíduos estavam sujeitos a várias categorias de exposição que poderiam ser separadamente tratadas. Por exemplo, a maioria dos indivíduos ocupacionalmente expostos (IOE) a fontes de radiação como parte de suas atividades profissionais também estavam expostos às fontes ambientais como indivíduos do público (IP), e às exposições médicas como pacientes. A política da ICRP é que o controle das exposições devido ao trabalho não deve ser influenciado pelas exposições a partir de outras fontes. Esta política ainda é refletida na Publicação ICRP 103 (2007) através da classificação da exposição em três categorias: exposição ocupacional, exposição médica de pacientes e exposição do público. A ICRP ainda recomenda que, para fins de regulamentação, nenhuma tentativa seja feita para adicionar as exposições para o mesmo indivíduo em diferentes categorias de exposição (ICRP, 2007).

A segunda simplificação é que, de acordo com a constituição de uma cadeia de variedades relacionadas às vias de exposição, há uma distinção feita entre as considerações relacionadas à fonte e as considerações relacionadas ao indivíduo. Embora em cada categoria de exposição os indivíduos estejam expostos a várias fontes, para propostas de proteção radiológica, cada fonte, ou grupo de fontes, deve ser tratada individualmente (ICRP, 1991, 2007). É necessário, então, considerar a exposição de todos os indivíduos a uma fonte ou a exposição de um indivíduo a um grupo de fontes. Este procedimento é chamado de “avaliação relacionada com a fonte” (ICRP, 2007).

Na Publicação ICRP 60 (1991), a rede de eventos e situações causadas pelas exposições às radiações ionizantes foi dividida em duas principais classes, definidas na Publicação ICRP 26 (1977): práticas e intervenções. As práticas foram definidas como ações adicionais de exposição, seja pela introdução de novas fontes, vias e indivíduos, seja por modificações da cadeia de vias de fontes de exposições existentes para os indivíduos. As intervenções foram definidas como ações humanas sujeitas a reduzir a exposição total influenciando a forma da cadeia existente. Estas intervenções deveriam remover as fontes existentes, modificar as vias de exposição ou reduzir o número de indivíduos expostos (ICRP, 2007).

No entanto, a ICRP promoveu alterações na estrutura e terminologia do sistema de proteção radiológica relacionadas à Publicação ICRP 60 (1991), e que foram desejáveis para sua otimização de modo claro e útil. Com a Publicação ICRP 103 (2007), houve a substituição da classificação baseada em processo prévio de práticas e intervenções definidas na Publicação ICRP 60 (1991) para um conceito de situação que foi baseada em três situações de exposição desejadas para cobrir toda a gama de situações de exposição de radiação (OECD, 2011): Situações de Exposições Planejadas, Situações de Exposições de Emergência e Situações de Exposições Existentes (ICRP, 2007).

As Situações de Exposições Planejadas são situações que envolvem a introdução ou operação deliberada de fontes. Este tipo de situação pode dar origem tanto para exposições previstas para ocorrer (exposições normais) quanto para exposições não previstas (exposições potenciais) (ICRP, 2007).

As Situações de Exposições de Emergência são situações que podem ocorrer durante a operação de uma situação planejada, ou de um ato malicioso, ou de qualquer outra situação inesperada, e requerem ações urgentes a fim de evitar ou reduzir conseqüências indesejáveis (ICRP, 2007).

As Situações de Exposições Existentes são situações de exposições que já existem quando uma decisão sobre o controle tem de ser tomada (ICRP, 2007). Existem vários tipos de Situações de Exposições Existentes que podem causar exposições suficientemente altas que exigem ações de proteção radiológica, ou pelo menos a sua consideração, tais como (CORREA, 2016):

- a presença de radônio em áreas residenciais ou em locais de trabalho;
- materiais radioativos de ocorrência natural (*Naturally Occuring Radioactive Materials* - NORM);
- a presença de rejeitos no meio ambiente resultantes de emissões radiológicas devido a operações que não foram conduzidas dentro do sistema de proteção da ICRP;
- terreno contaminado resultante de um acidente ou de um evento radiológico.

A decisão sobre quais componentes da exposição existente que não são favoráveis ao controle exige considerações por parte da autoridade reguladora que dependerão da possibilidade de exercer controle sobre a fonte ou exposição, e ainda sobre as circunstâncias econômicas, sociais e culturais predominantes (CORREA, 2016).

2.2.1 Manutenção dos Princípios de Proteção Radiológica com a Publicação ICRP 103

A ICRP, através da Publicação ICRP 60 (1991), forneceu os princípios de proteção radiológica para práticas separadamente das situações de intervenção. No entanto, com a Publicação ICRP 103 (2007), a ICRP continua considerando estes

princípios como fundamentais para o sistema de proteção formulando, então, um único conjunto de princípios que se aplicam nas três Situações de Exposições.

Dois princípios de proteção radiológica estão relacionados com a fonte e se aplicam em todas as Situações de Exposições (Planejadas, de Emergência e Existentes) (ICRP, 2007):

- **Princípio da Justificação:** qualquer decisão que altera a situação de exposição de à radiação deve propor mais benefícios do que danos. Isto significa que, ao introduzir uma nova fonte de radiação, ao reduzir a exposição existente, ou ao reduzir o risco de exposição potencial, deve-se alcançar o benefício individual ou social para compensar o detrimento;

- **Princípio da Otimização:** a probabilidade de estar sujeito a exposições, o número de indivíduos expostos e a magnitude de suas doses individuais devem ser todos mantidos tão baixos quanto razoavelmente exequível, levando em consideração os fatores sociais e econômicos. Isto significa que o nível de proteção deve ser o melhor sob as circunstâncias prevaletentes, maximizando a margem dos benefícios sobre os danos. A fim de realizar a otimização, níveis de restrições de doses ou de riscos para os indivíduos a partir de uma fonte particular devem ser estabelecidos.

Um princípio está relacionado ao indivíduo e se aplica apenas em Situações de Exposições Planejadas (ICRP, 2007):

- **Princípio dos Limites de Dose:** a dose total para qualquer indivíduo a partir de fontes reguladas em Situações de Exposições Planejadas, em outras que não sejam para exposições médicas em pacientes, não deve exceder os limites recomendados pela ICRP. Os limites de dose regulamentares são determinados pela autoridade reguladora, levando em consideração as recomendações internacionais, e se aplicam aos indivíduos ocupacionalmente expostos e aos indivíduos do público em Situações de Exposições Planejadas.

2.2.2 A Relação entre os Níveis de Proteção Radiológica e as Situações de Exposições na Publicação ICRP 103

A Figura 2.2 ilustra a relação dos níveis de proteção radiológica com os conceitos de Situações de Exposições definidos pela ICRP 103 (2007). Estes níveis podem ser organizados em dois grupos: no primeiro grupo, os conceitos de níveis de restrição e níveis de referência são representados por uma fonte radioativa que expõe um ou vários indivíduos (Figura 2.2, à esquerda) e está relacionada para todas as Situações de Exposições (Planejadas, de Emergência e Existente); no segundo grupo, o conceito de limite de dose é representado por um indivíduo exposto por uma ou várias fontes de radiação (Figura 2.2, à direita) e está relacionada a Situações de Exposições Planejadas (PEREIRA, KELECON & PEREIRA, 2015).

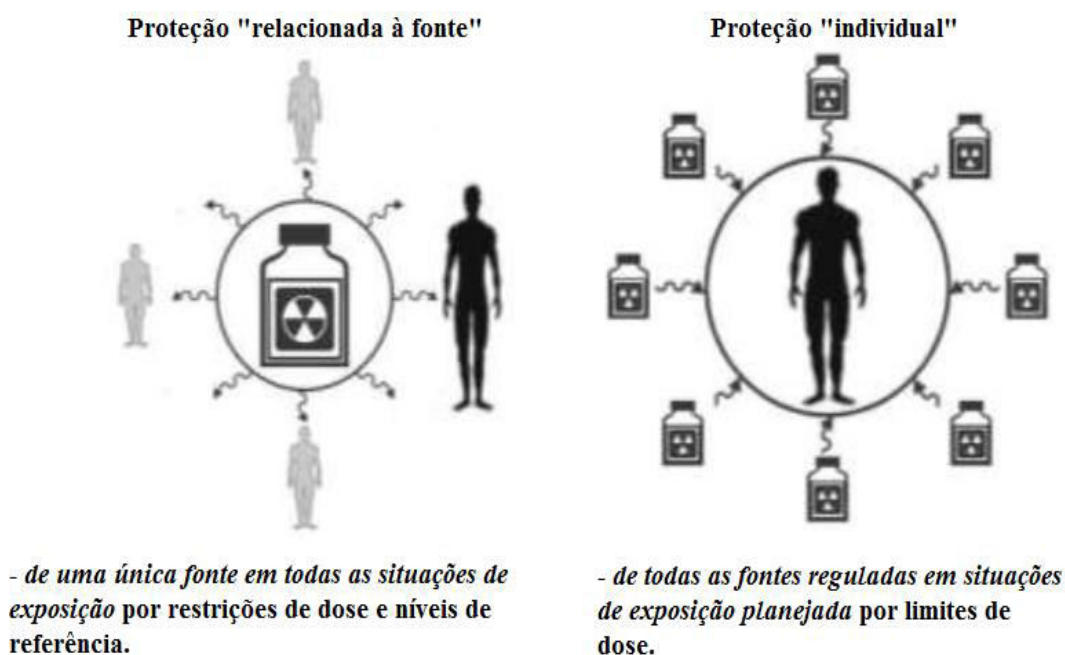


Figura 2.2 – À esquerda, níveis de restrição de dose e níveis de referência contrastados (para todas as Situações de Exposições) a partir de uma única fonte para proteção de indivíduos; à direita, limites de dose (para Situações de Exposições Planejadas) e de fontes reguladas (ICRP, 2007; OECD, 2011).

Nas Situações de Exposições Planejadas, a restrição de dose está relacionada com a fonte para a dose dos indivíduos expostos. Para exposições potenciais, o conceito correspondente é a restrição de risco. Nas Situações de Exposições de Emergência e Situações de Exposições Existentes, a restrição relacionada com a fonte é o nível de referência. Os conceitos de restrição de dose e nível de referência são usados no processo de otimização de proteção radiológica e podem ser considerados como peças-chaves para garantir níveis apropriados de proteção sob as circunstâncias prevalecentes (ICRP, 2007).

As restrições separadas na soma de doses ocupacionais e na soma de doses do público são necessárias nos casos para as Situações de Exposições Planejadas. A ICRP se refere a tais restrições relacionadas ao indivíduo, tais como limites de dose, sendo a correspondente avaliação de dose denominada de “relacionada com o indivíduo” (ICRP, 2007).

2.2.3 Proteção do Meio Ambiente a Partir da Publicação ICRP 103

As Recomendações da ICRP têm a função de contribuir com nível adequado de proteção dos indivíduos e do meio ambiente contra os efeitos das radiações ionizantes, e são baseadas no conhecimento de dados científicos e em pareceres de especialistas. Contudo, não se tem uma definição única de “proteção ambiental” e o conceito difere de país para país e de uma circunstância para outra. A avaliação do impacto da radiação para prevenção ou redução dos efeitos em organismos vivos não pode ser feita sem a avaliação das doses de exposição à radiação. A diversidade da fauna e da flora em relação aos *habitats*, estilos de vida, formas corporais e massas, alimentação, metabolismo e condições de exposição criam um desafio específico ao desenvolver e aplicar modelos dosimétricos para avaliar as exposições de animais e plantas no meio ambiente (ULANOVSKY & PRÖHL, 2012).

Na Publicação ICRP 26 (1977), foi dito que, embora o principal objetivo da proteção radiológica fosse o alcance e a manutenção das condições adequadas de segurança para atividades que envolvessem exposições humanas, provavelmente o nível de segurança exigida para a proteção de todos os seres humanos seria considerado para

adequar a proteção de outras espécies, embora não seriam necessariamente membros individuais dessas espécies (OECD, 2011).

Na Publicação ICRP 60 (1991), a ICPR manteve a mesma visão antropocêntrica definida na Publicação ICRP 26 (1977): ela acreditava que o padrão de controle ambiental necessário para proteger o homem pensando no atual grau desejável garantiria que outras espécies não seriam colocadas em risco. Ocasionalmente, as espécies não-humanas poderiam ser prejudicadas, mas não a ponto de pôr em perigo todas as espécies ou de criar desequilíbrio entre as espécies. Nesse estágio, a ICRP se preocupou com os indivíduos apenas em relação à transferência de radionuclídeos através do meio ambiente, uma vez que afetava diretamente a proteção radiológica do ser humano (OECD, 2011).

A proteção ambiental passou a ter maior importância a partir da Publicação ICRP 91 (2003), na qual foi discutida a necessidade de revisar os conceitos de proteção radiológica, definidos e recomendados na Publicação ICRP 60 (1991), a fim de desenvolver um cenário mais claro para avaliar as relações entre a exposição e a dose, entre a dose e o efeito, e as consequências de tais efeitos para as espécies não humanas (ICRP, 2007). Com a Publicação ICRP 103 (2007), a proteção radiológica passou a ter maior amplitude por conta da proteção do meio ambiente e os seus respectivos compartimentos bióticos e abióticos. Tal interesse é acompanhado pelo desenvolvimento e aplicação de vários meios de avaliação e gestão em função do impacto humano. A ICRP está ciente da crescente necessidade de aconselhamento e orientação sobre esses assuntos em relação à proteção radiológica ambiental. A ICRP também reconhece que há falta de consistência relativa à abordagem mais proativa dessas questões sobre a radioatividade e o meio ambiente (ICRP, 2007).

2.3 Animais e Plantas de Referência

O conceito de referência humana usado para ajudar no gerenciamento de situações diferentes nos quais os seres humanos estariam ou poderiam estar potencialmente expostos às radiações ionizantes foi por muito tempo utilizado e reconhecido pela ICRP, onde foi iniciado o trabalho de definir a primeira referência

individual (“Homem Padrão”) na década de 1940 no Século XX, e que culminou na Publicação ICRP 23, sob o título “*Reference Man: Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics*” (ICRP, 1975). A proposta do Homem de Referência foi criar pontos de referência para o procedimento das estimativas de dose, considerando a relação entre as doses em diferentes partes do corpo humano e seus efeitos e a derivação das grandezas físicas e unidades na interpretação no contexto da proteção radiológica humana (ICRP, 2008).

A ICRP decidiu utilizar um sistema semelhante para Animais e Plantas de Referência a fim de avaliar os efeitos das radiações em organismos não-humanos (ICRP, 2003, 2007, 2008). Esta abordagem envolve o uso de um número limitado de diferentes tipos de animais e plantas de forma sistemática para criar pontos de referência relacionados à exposição e à dose, e as doses para diferentes categorias de efeitos que podem ser interpretados em termos biológicos para estes organismos. Os efeitos considerados como relevantes são a mortalidade precoce, a morbidade, o sucesso reprodutivo reduzido e algumas formas de danos cromossômicos observáveis, independentemente de surgirem ou não em função de relações estocásticas ou de relações não estocásticas de dose-efeito (ICRP, 2008).

Uma abordagem similar de “referência” foi previamente utilizada em relação à exposição e dose para diferentes tipos de fauna e flora com o objetivo de estabelecer, a nível mundial, os limites de taxa de liberação de radionuclídeos para o ambiente marinho (PENTREATH & WOODHEAD, 1998; ICRP, 2008). Esta “referência” foi aplicada pela IAEA para redefinir os limites anuais de liberação dos radionuclídeos a fim de atender as propostas da Convenção de Londres (IAEA, 1988, apud ICRP, 2008). O conceito de avaliação e medição dos pontos finais de liberação de radionuclídeos foi utilizado para avaliar os riscos ecológicos (SUTER II, 1999, apud ICRP, 2008). Uma abordagem na forma de “organismos de referência” foi usada para avaliar exposições de radiação e situações ambientais no Ártico e na Europa (BROWN, THØRRING & HOSSEINI, 2003; LARSSON, 2004; ICRP, 2008).

A proposta de Animais e Plantas de Referência é criar um quadro dentro do qual pode-se examinar e explorar estas relações de maneira consistente, fornecendo base para orientação sobre a tomada de decisão. As relações de interesse incluem aquela entre exposição e dose sob diferentes situações de exposição, a adequação da modelagem

dosimétrica para diferentes tipos de compartimentos bióticos, e os diferentes efeitos de radiação que possam ocorrer e como estes efeitos possam afetar a biologia e a sobrevivência destes compartimentos (ICRP, 2008).

2.3.1 Critérios para a Seleção de Animais e Plantas de Referência

Os critérios para a seleção de organismos que sirvam de referência não têm sido dos mais simples, contudo há algum critério usado na seleção. Vários fatores de seleção foram considerados, e a ICRP teve que recorrer a vários estudos, seminários, conferências e programas de pesquisa, incluindo simpósios (AMIRO *et al.*, 1996; ANONYMOUS, 1999; IAEA, 2003; IAEA, 2005; BØRRETZEN *et al.*, 2005; ICRP, 2008).

Os critérios de seleção dos organismos da biota devem ter em conta as questões relativas à disponibilidade de dados e à consideração de seu uso potencial. Considera-se, ainda, a necessidade de mesclar animais e plantas que irão refletir a variedade de requisitos operacionais e regulamentares e a necessidade de desenvolver um quadro flexível de animais e plantas para acomodar necessidades futuras e a aquisição de novos conhecimentos.

Coletivamente, na seleção de um pequeno conjunto de Animais e Plantas de Referência, foram considerados os seguintes pontos (ICRP, 2008):

- a quantidade de informação radiobiológica disponível, incluindo dados sobre prováveis efeitos da radiação;
- a susceptividade de pesquisas futuras, a fim de obter dados complementares, particularmente no que se refere aos efeitos da radiação;
- a consideração típica de ecossistemas relativa à fauna ou à flora representativa e com ampla variação geográfica;
- a provável exposição à radiação de uma série de radionuclídeos em uma dada situação, tanto no resultado da bioacumulação quanto na natureza do ambiente;

- a provável relevância dos ciclos de vida, para avaliar a dose total ou a taxa de dose e a produção de diferentes tipos de respostas dose-efeito;
- a modelagem da exposição à radiação usando geometrias relativamente simples;
- a capacidade de identificar quaisquer efeitos ao nível do organismo individual que possa estar relacionado à exposição à radiação (bactérias e organismos unicelulares foram excluídos devido à sua alta resistência à radiação).

2.3.2 Conjunto de Animais e Plantas de Referência

A Tabela 2.1 apresenta a relação dos conjuntos de Animais e Plantas de Referência definidos por instituições internacionais como o projeto FASSET (*Framework for Assessment of Environmental Impact*) (UNSCEAR, 2011). Deve-se notar, no entanto, que não há nada inviolável sobre esse conjunto, uma vez que outros tipos bióticos podem ser escolhidos. O conjunto de Animais e Plantas de Referência é essencialmente constituído por animais e plantas "selvagens", em vez de domesticados, embora muitos deles sejam "cultivados" em alguns países de uma maneira ou de outra (ICRP, 2008).

Tabela 2.1 – Comparação dos organismos de referência definidos por diferentes entidades internacionais (UNSCEAR, 2011).

Entidades	Organismos de Referência
FASSET [Ecosistemas terrestres (LARSSON & STRAND, 2003)]	Micro-organismos do solo, invertebrados terrestres, plantas e fungos, briófitos, gramas, ervas e culturas, arbustos, invertebrados acima do solo, mamíferos roedores, mamíferos herbívoros, mamíferos carnívoros, répteis, ovos de vertebrados, anfíbios, aves, árvores.
FASSET [Ecosistemas aquáticos (LARSSON & STRAND, 2003)]	Bactéria bentônica, invertebrados bentônicos, moluscos, crustáceos, plantas vasculares, anfíbios, peixes, ovas de peixes, aves, mamíferos marinhos, fitoplânctons, zooplânctons, macroalgas.
ICRP (2008)	Veado, rato, pato, sapo, truta (peixe pelágico), peixe plano (peixe bentônico), abelha, caranguejo (crustáceo), minhoca, pinheiros, capim selvagem, algas marinhas (macroalgas).
UNSCEAR (2011)	Minhoca, rato, abelha, capim/gramas, ervas e culturas selvagens, pinheiro, pato, algas marinhas (macroalgas), truta (peixe pelágico), peixe plano (peixe bentônico), caranguejo (crustáceo).

Os organismos utilizados para estabelecer comparações com os níveis de referência dependerão de vários fatores, apesar de que vários tipos bióticos foram identificados em vários programas regionais e nacionais. Mesmo assim, como é o caso para a proteção humana, os dados para Animais e Plantas de Referência também podem ser usados para os organismos representativos semelhantes em qualquer situação de exposição real ou hipotético (ICRP, 2008).

2.4 Processo de Avaliação Dosimétrica Ambiental Através das Vias de Exposição dos Radionuclídeos

A avaliação da dosimetria ambiental se dá por exposições crônicas e exposições acidentais. As exposições crônicas ocorrem em áreas de alta radioatividade natural e nas proximidades de instalações radioativas, pois as concentrações de radionuclídeos são constantes com o tempo. As exposições acidentais ocorrem com a liberação descontrolada de radionuclídeos para o meio ambiente. Conforme o tipo de exposição, são utilizados dois modelos de avaliação para dosimetria ambiental: os modelos de equilíbrio, voltados para exposições crônicas e são considerados ideais por apresentar resultados mais conservativos (UNSCEAR, 2011, apud CAVALCANTE, 2017), e os modelos dinâmicos, voltados para exposições acidentais (MÜLLER & PRÖHL, 1993; VIVES I BATLLE *et al.*, 2008; CAVALCANTE, 2017).

A extensão da exposição à radiação ionizante depende da quantidade e das taxas de transferência de diferentes radionuclídeos ao meio ambiente. A Figura 2.3 ilustra as vias de exposição a radionuclídeos em cada um dos organismos da biota na cadeia alimentar por numerosos processos, que podem variar em diferentes estágios do ciclo de vida em algumas espécies. As principais vias pelos quais os radionuclídeos podem entrar em um compartimento biótico incluem (IAEA, 2014b):

- a inalação de partículas contaminadas suspensas ou de radionuclídeos gasosos;
- a contaminação de penas, peles e superfícies vegetais;
- a ingestão de animais e plantas de nível trófico inferior;
- a absorção direta da coluna d'água, no caso de organismos aquáticos como peixes, moluscos, crustáceos, macroalgas e macrófitas aquáticas;
- exposição externa.

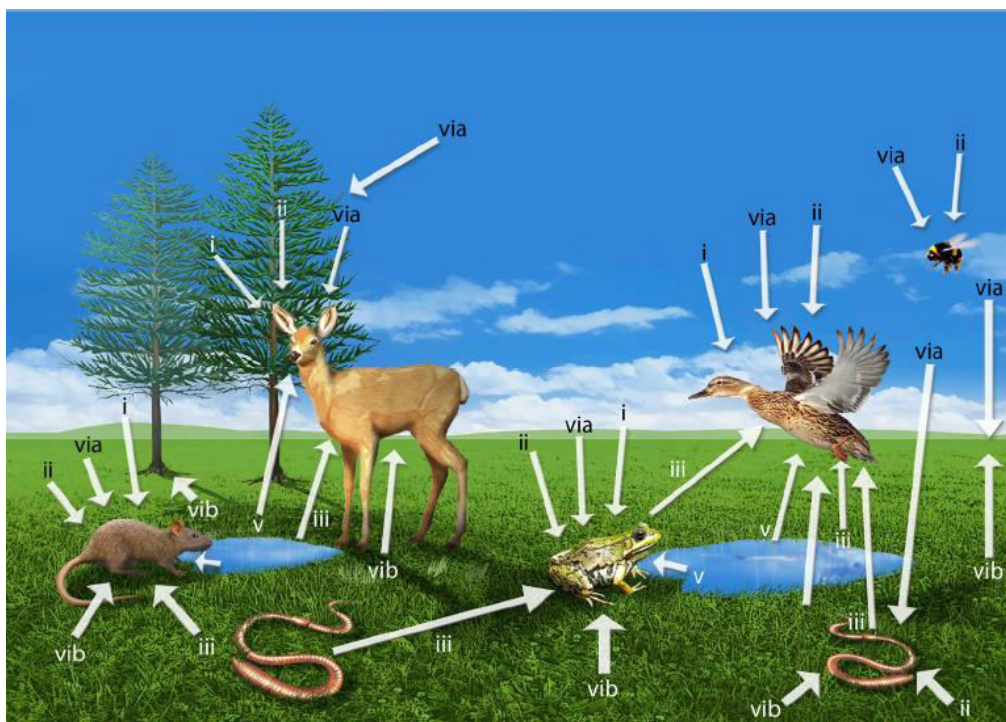


Figura 2.3 – Ilustração do conjunto de espécies da fauna e flora definidas pela ICRP 108 (2008) como Animais e Plantas de Referência. As setas indicam as vias de exposição dos radionuclídeos a serem incorporados por estas espécies: (i) inalação de partículas (re)suspensas ou de gases contaminados por radionuclídeos; (ii) contaminação de pelos, penas, pele e superfícies vegetais; (iii) ingestão de menor nível trófico de plantas e animais; (v) ingestão de água contaminada; para plantas, absorção de água pela raiz; (via) e (vib) exposição externa (BROWN, 2010).

2.4.1 Parâmetros para Estimar Transferência e Exposição de Radionuclídeos

A avaliação das exposições de radionuclídeos para estimar a dosimetria ambiental é feita a partir do emprego de modelos computacionais que estão gratuitamente disponíveis (COPPLESTONE *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2008; USDoE, 2004; IAEA, 2014b). Nestes modelos, os parâmetros usados para avaliar a exposição às radiações ionizantes são os fatores de concentração (FC) e os coeficientes de distribuição (K_d). Estes dois parâmetros servem para estimar as taxas de dose para todos os organismos e são contextualizados com os dados disponíveis sobre os efeitos das radiações que normalmente são apresentados como taxas de dose para todo o

organismo (ICRP, 2008; COPPLESTONE, HINGSTON & REAL, 2008; ANDERSSON *et al.*, 2009; GARNIER-LAPLACE *et al.*, 2010; IAEA, 2014b).

2.4.1.1 Fatores de Concentração (FC)

A grandeza física derivada de um elemento ou radionuclídeo no tecido biológico é quase sempre discutida em termos de concentração, seja em massa seca ou em massa úmida, sendo representada em termos de concentração relativa ao meio.

Em termos de equilíbrio, os fatores de concentração (FC) atualmente usados pela IAEA (2004, 2014b) são freqüentemente usados para prever as concentrações de atividade dos radionuclídeos na fauna e flora selvagens e o meio em que estão localizadas (HOWARD & BERESFORD, 2011; IAEA, 2014b). Os fatores de concentração são descritos como a razão entre a concentração de atividade total no organismo (CA_{org}) e a concentração de atividade no meio (CA_{meio}) como solo, ar, água ou sedimento, isto é:

- para ecossistemas terrestres, tem-se:

$$FC_{solo} = \frac{CA_{org}}{CA_{solo}} \quad (Eq.VII)$$

Adimensional: [Bq kg⁻¹ (massa úmida)/Bq kg⁻¹ (massa seca)].

- com exceções, em alguns modelos, para liberações crônicas na atmosfera de alguns radionuclídeos gasosos, tais como trítio (³H) e carbono-14 (¹⁴C), tem-se:

$$FC_{ar} = \frac{CA_{org}}{CA_{ar}} \quad (Eq.VIII)$$

Unidade: [Bq kg⁻¹ (massa úmida)/Bq m⁻³].

- para ecossistemas aquáticos, tem-se:

$$FC_{\text{água}} = \frac{CA_{\text{org}}}{CA_{\text{água}}} \quad (\text{Eq. IX})$$

Unidade: [Bq kg⁻¹ (massa úmida)/Bq L⁻¹].

- para sedimentos, tem-se:

$$FC_{\text{sedimento}} = \frac{CA_{\text{org}}}{CA_{\text{sedimento}}} \quad (\text{Eq. X})$$

Adimensional: [Bq kg⁻¹ (massa úmida)/Bq kg⁻¹ (massa seca)].

Os valores do fator de concentração são usados para descrever a transferência dos radionuclídeos do meio para os organismos. A justificativa para esta abordagem se dá (IAEA, 2014b):

- pela sua simplicidade, transparência e facilidade de uso;
- pela quantidade relativamente elevada de informações disponíveis para organismos e ecossistemas em comparação com outros métodos de quantificação de transferência dos radionuclídeos;
- pelo uso comum (e, portanto, a necessidade) deste parâmetro nos modelos de avaliação de exposição ambiental existente;

- pela sua compatibilidade com a abordagem a ser usada pela ICRP no desenvolvimento de sua estrutura para a biota não humana (ICRP, 2008; IAEA, 2014b) e as ferramentas usadas para avaliações de exposições humanas (IAEA, 2010, NAPIER, 2006, apud IAEA, 2014b).

2.4.1.2 Coeficientes de Distribuição (K_d)

As concentrações nos sedimentos são conhecidas, porém faltam dados para as concentrações na água. Para isso, são fornecidos detalhes da abordagem adotada para a derivação dos coeficientes de distribuição (K_d) do sedimento para a água a serem usados em modelos de avaliação radiológica no ambiente marinho (IAEA, 2004).

Os coeficientes de distribuição usados em laboratório, ou em campo, são um excelente recurso para estimar a tendência de um sólido a absorver os materiais dissolvidos em solução (LIMA, 1992), e servem para avaliar a relação entre as concentrações dos núclídeos nas partículas em suspensão ou nos sedimentos de fundo e na água (IAEA, 2004, 2014). Sua definição é dada por:

$$K_d = \frac{\text{Concentração por unidade de massa da partícula}}{\text{Concentração por unidade de massa da água}} \quad (\text{Eq. XI})$$

Adimensional: [kg kg⁻¹/kg kg⁻¹ ou Bq kg⁻¹ (massa seca)/Bq kg⁻¹ (massa úmida)].

Ou:

$$K_d = \frac{\text{Concentração por unidade de massa da partícula}}{\text{Concentração por unidade de volume de água}} \quad (\text{Eq. XII})$$

Unidade: [kg kg⁻¹/kg L⁻¹ ou Bq kg⁻¹ (massa seca)/Bq L⁻¹] = [L/kg].

O coeficiente de distribuição está relacionado com as variáveis físicas e químicas do meio (sólido, líquido) e do nuclídeo, onde cada valor de K_d costuma ser constante apenas para um dado sistema sob condições específicas, porém varia para diferentes situações (CREMERS & MAES, 1986, DUURSMA & BOSCH, 1970, EISEMBUND, 1987, ENDO, 1978, apud LIMA, 1992).

As superfícies dos sedimentos possuem a capacidade de absorver elementos, cujos valores dos coeficientes de distribuição são calculados para certas faixas de concentração (ASTON & DUURSMA, 1974, JUNQUEIRA, 1969, WHICKER & SCHULTZ, 1982, apud LIMA, 1992). A diluição da solução faz com que o aumento da sua concentração possa levar a um aumento equivalente da concentração na fase sólida e, conseqüentemente, o coeficiente de distribuição tende a permanecer constante. Contudo, uma elevação maior da concentração faz com que possa ocorrer a difícil absorção das superfícies dos sólidos, e os valores dos coeficientes de distribuição tendem a diminuir. Em soluções muito diluídas, o coeficiente de distribuição independe da concentração dos nuclídeos (ASTON & DUURSMA, 1974, BENES *et al.*, 1989, CHOPPIN, 1988, PICCAT *et al.*, 1985, RANCON, 1986, apud LIMA, 1992).

2.4.1.3 Coeficientes de Dose (CD)

Os animais e as plantas podem ser expostos às radiações ionizantes tanto internamente quanto externamente pelos radionuclídeos no meio ambiente. Para simplificar a complexidade de determinar a dose ambiental, a maioria dos modelos computacionais voltados para liberação planejada de radionuclídeos em instalações radioativas utilizam coeficientes de dose (CD) para estimar as taxas de dose absorvida interna e externa (STARK *et al.*, 2017). A Publicação ICRP 136 (2017), sob o título *Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation*, recomenda o uso do termo coeficiente de dose em substituição aos termos fator de conversão de dose (FCD) ou coeficiente de conversão de dose (CCD).

O coeficiente de dose se dá pela relação entre a taxa de dose absorvida (\dot{D}) e a concentração de atividade (CA) do radionuclídeo presente no organismo ou no meio, ou seja:

$$CD = \frac{\dot{D}}{CA} \quad (Eq.XIII)$$

Unidades: [mGy dia⁻¹/Bq kg⁻¹ (massa úmida)] ou [μGy h⁻¹/Bq kg⁻¹ (massa úmida)] para o organismo; [μGy h⁻¹/Bq por unidade do meio (massa úmida)] para o meio.

Os radionuclídeos distribuídos no meio ambiente expõem externamente a radiação nos organismos que vivem em um ambiente contaminado ou próximo a ele. A exposição interna devido aos radionuclídeos incorporados no organismo é determinada pelas concentrações de atividade no organismo, o tamanho do organismo, o tipo e a energia da radiação incidente (E). Uma grandeza-chave para estimar as doses internas é a fração absorvida [$\phi(E)$], sendo definida como a fração de energia emitida por uma fonte de radiação absorvida dentro do tecido, órgão ou organismo (UNSCEAR, 2011). Na maioria dos modelos computacionais para estimar os valores de dose ambiental, as frações absorvidas para radionuclídeos emissores beta e gama são calculadas usando simulações de Monte Carlo (STARK *et al.*, 2017).

Para estabelecer a estimativa de dose nos organismos, considera-se um modelo que representa um organismo e seu ambiente como um meio homogêneo infinito uniformemente preenchido por fontes radioativas isotrópicas. O modelo pode ser aplicado se a densidade e a composição elementar dos tecidos do organismo estiverem próximas àquelas da água e se a distribuição de radioatividade no corpo do organismo ou no ambiente circundante puder ser considerada uniforme. Os organismos aquáticos correspondem de perto às condições deste modelo isotrópico uniforme e, portanto, o modelo aparece naturalmente como uma escolha plausível para modelar as exposições às radiações da biótica aquática (ICRP, 2017). Sob estas condições de equilíbrio, tanto os coeficientes de dose interna (CD_{int}) quanto os coeficientes de dose externa (CD_{ext}) para radionuclídeos monoenergéticos podem ser expressos como função da fração absorvida [$\phi(E)$], isto é (UNSCEAR, 2011, ICRP, 2017):

$$CD_{int} = E * \phi(E) \quad (Eq.XIV)$$

$$CD_{ext} = E * [1 - \phi(E)] \text{ (Eq.XV)}$$

Unidade: [$\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$ (massa úmida)].

2.4.2 Doses na Biota Não-Humana

Os radionuclídeos presentes no meio ambiente geralmente persistem para toda a biota terrestre. Um exemplo disso está no meio aquático, onde os organismos bentônicos que habitam no fundo são irradiados externamente pelos radionuclídeos presentes nos sedimentos e internamente por radionuclídeos incorporados. A taxa de dose absorvida \dot{D} para os organismos pode ser calculada por (UNSCEAR, 2011):

$$\dot{D} = \sum_r [(CD_{ext,r} * CA_{solo,\acute{a}gua,r}) + (CD_{int,r} * CA_{biota,r})] \text{ (Eq.XVI)}$$

Unidade: [$\mu\text{Gy h}^{-1}$].

onde $(CD_{ext,r})$ e $(CD_{int,r})$ são, respectivamente, os coeficientes de dose para exposição externa e interna do radionuclídeo r , $(CA_{solo,\acute{a}gua,r})$ e $(CA_{biota,r})$ são, respectivamente, as concentrações de atividade no solo ou água e na biota (fauna ou flora) para o radionuclídeo r .

2.5 O Código ERICA Tool

O modelo computacional ERICA Tool é um sistema de programação flexível cuja estrutura é baseada na Abordagem Integrada ERICA (*ERICA Integrated Approach*), que combina elementos de gestão, avaliação dos riscos radiológicos e dos impactos no meio ambiente, com base nos projetos FASSET (sigla em inglês para

Framework for Assessment of Environmental Impact) (LARSSON, 2004; BROWN *et al.*, 2008) e EPIC (BROWN *et al.*, 2003; BROWN *et al.*, 2008).

O elemento de avaliação da Abordagem Integrada ERICA é organizado em três níveis:

- **Nível 1:** este nível é baseado em dados matemáticos, cujo principal parâmetro é avaliar o quociente de risco (QR) estimado para os radionuclídeos presentes no meio ambiente;
- **Nível 2:** este nível é baseado em dados estatísticos, cujo principal parâmetro é avaliar os valores estimados das taxas de dose absorvida (interna, externa e total) nos organismos da biota a partir dos parâmetros de transferência e exposição de radionuclídeos no meio ambiente, como fatores de concentração (FC), coeficientes de distribuição (K_d) e coeficientes de dose (CD) interna e externa;
- **Nível 3:** este nível é baseado em dados probabilísticos, cujo principal parâmetro é avaliar os dados de dose nos organismos da biota com uso das funções de distribuição probabilística através da aplicação das simulações de Monte Carlo.

2.5.1 Nível 1 no ERICA Tool – Quocientes de Risco (QR)

No Nível 1, o ERICA Tool utiliza o limite de concentração do meio ambiente (LCMA), que é definido como sendo a concentração em atividade do radionuclídeo no meio selecionado em ambientes terrestres, aquáticos ou de sedimentos em ambientes aquáticos, e que resulta em uma taxa de dose absorvida nos organismos de referência mais expostos em relação à taxa de dose absorvida registrada e selecionada, isto é (BROWN *et al.*, 2008):

$$LCMA = \frac{\dot{D}_{reg}}{CD_{m\acute{a}x}} \quad (Eq. XVII)$$

Unidades: $\{\mu\text{Gy h}^{-1}/[\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq L}^{-1}$ (para água)] $\}$; $\{\mu\text{Gy h}^{-1}/[\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$ (massa seca)] $\}$; $\{\mu\text{Gy h}^{-1}/[\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq m}^{-3}$ (para o ar)] $\}$.

onde (\dot{D}_{reg}) é a taxa de dose absorvida registrada e $(CD_{m\acute{a}x})$ é o coeficiente máximo de dose que um organismo recebe para uma única a concentração em atividade de um dado radionuclídeo no meio.

Para exposições incrementadas, deve-se utilizar para o Nível 1 do ERICA Tool o valor da taxa de dose absorvida de $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$, acima da radiação de fundo, cujo objetivo é filtrar as situações sem qualquer preocupação em relação ao risco radiológico para os ecossistemas. Para alcançar este objetivo, o valor da taxa de dose absorvida pode ser altamente conservador, para que um valor máximo do fator de segurança seja selecionado (GARNIER-LAPLACE *et al.*, 2008). A escolha deste valor é descrita por GARNIER-LAPLACE & GILBIN (2006) e GARNIER-LAPLACE *et al.* (2008), cuja metodologia usada para obtenção deste valor foi baseada no processamento de dados matemáticos FRED (banco de dados referentes aos efeitos da radiação FASSET combinado com o banco de dados EPIC para formar FREDERICA). Esta taxa foi admitida para imputar proteção suficiente para todos os ecossistemas contra os efeitos danosos das radiações em torno do organismo da biota (GARNIER-LAPLACE *et al.*, 2008). Outras taxas de dose absorvida também podem ser usadas com o ERICA Tool (BRWON *et al.*, 2008), os quais:

- para animais terrestres, a taxa de dose absorvida é de $40 \mu\text{Gy h}^{-1}$; para plantas terrestres e para todas as espécies aquáticas, a taxa de dose absorvida é de $400 \mu\text{Gy h}^{-1}$. Estes valores são derivados a partir dos relatórios da IAEA (1992), da UNSCEAR (1996) e do Departamento de Energia dos Estados Unidos (*United States Department of Energy – USDoE*, 2002) e que foram previamente sugeridos uma vez que, abaixo destes valores, não haveria ocorrência dos efeitos mensuráveis;

- o valor da taxa de dose absorvida pode ser definido pelo usuário do ERICA Tool, uma vez que este código cuida dos valores definidos pelo usuário no escalonamento de resultados dos quocientes de risco (QR) a partir de cálculos realizados usando os LCMA derivados do valor padrão de taxa de dose absorvida de $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$.

A comparação do valor da taxa de dose absorvida de $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ com os demais valores se dá em vários pontos. Entre eles, têm-se (GARNIER-LAPLACE *et al.*, 2008):

- valores da taxa de dose sem efeito previsto obtido por aplicação do método do fator de segurança;
- níveis de radiação de fundo;
- taxas de dose que desencadeiam efeitos em locais radioativamente contaminados;
- diretrizes anteriores das revisões da literatura.

A Figura 2.4 ilustra a plataforma do código ERICA Tool para a seleção dos parâmetros (ecossistema, radionuclídeos, valores das taxas de dose absorvida e concentrações de atividade do meio) a fim de avaliar os riscos dos radionuclídeos no meio ambiente.

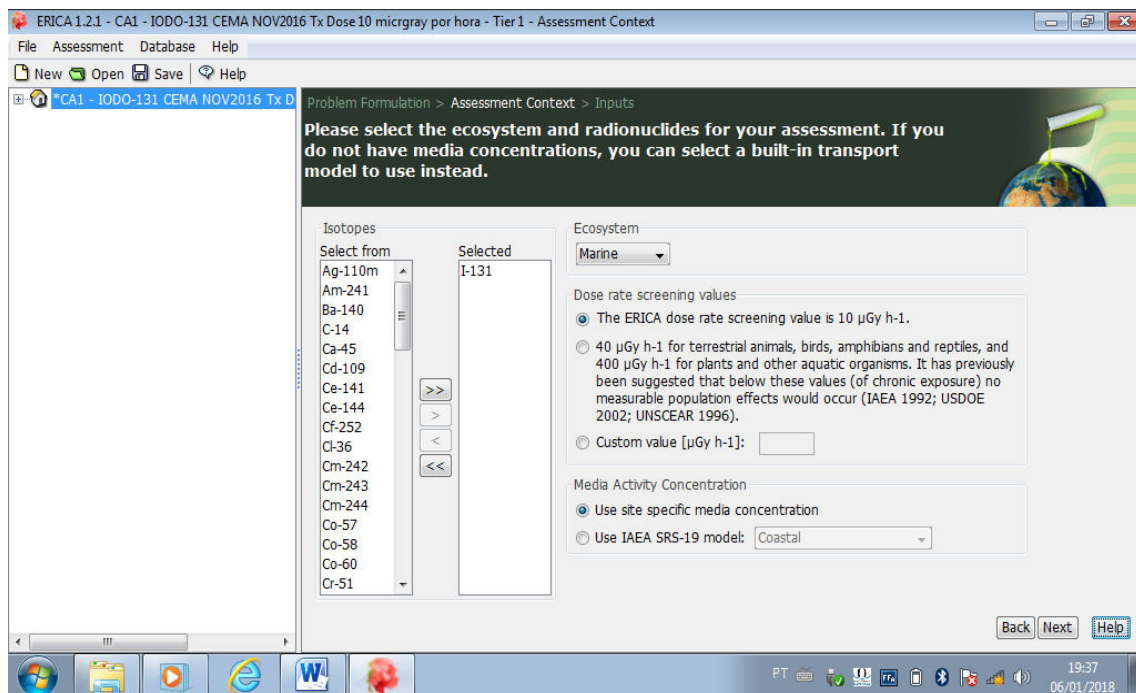


Figura 2.4 – Ilustração no Nível 1 do Código ERICA Tool para a seleção dos parâmetros de avaliação de risco de exposição às radiações ionizantes.

Dentro do Nível 1 no ERICA Tool, tem-se o fornecimento de dados para os valores máximos medidos das concentrações de atividade de cada radionuclídeo presente no meio ambiente. O formato da informação requisitada para a concentração do radionuclídeo dependerá do tipo de ecossistema a ser estudado (BROWN *et al.*, 2008), onde:

- para ecossistemas terrestres, a concentração de atividade no solo é dada em Bq kg^{-1} em massa seca;
- para radioisótopos presentes no ar como carbono, enxofre, fósforo ou hidrogênio, a concentração de atividade é dada em Bq L^{-1} ;
- para ecossistemas aquáticos, a concentração de atividade na água é dada em Bq L^{-1} , ou no sedimento dada em Bq kg^{-1} em massa seca, ou ambas.

As concentrações de atividade dos radionuclídeos presentes no ecossistema junto com os valores específicos no local são comparadas com os valores correspondentes do limite de concentração do meio ambiente. Isto produz um quociente de risco (QR) para cada radionuclídeo específico incluído na avaliação. O quociente de risco total (QR_{total}) também é estimado (BROWN *et al.*, 2008), sendo definido como:

$$QR_{total} = \sum_1^n \frac{CA_{máx,r}}{LCMA_r} \quad (\text{Eq. XVIII})$$

onde, $(CA_{máx,r})$ é a concentração em atividade máxima medida ou prevista para o radionuclídeo r no meio, cujas unidades são as mesmas do limite de concentração do meio ambiente.

Para ecossistemas aquáticos, o limite do quociente de risco (QR_{lim}) para diferentes tipos de radionuclídeos pode ser para diferentes tipos de meios (aquático ou sedimentos). Neste caso, os quocientes de risco baseados nos diferentes tipos de meios

são adicionados juntos para produzir o quociente de risco total (QR_{total}). Além disso, quando se tem a soma dos quocientes de risco dos radionuclídeos presentes em um dado meio, o limite da taxa de dose absorvida no organismo de referência não pode ser o mesmo para cada radionuclídeo. Neste caso, o quociente de risco para um organismo de referência pode ser maior, igual ou menor do que o valor limite do quociente de risco ($QR_{lim} = 1,00$). Caso o valor do quociente de risco do organismo for superior ao valor limite, deve-se realizar um estudo mais aprofundado através dos Níveis 2 e 3 no ERICA Tool para avaliar o nível de exposição das radiações ionizantes no meio ambiente. Embora o quociente de risco possa ser altamente conservativo, ele é selecionado por ser consistente com outras avaliações de abordagem atualmente disponíveis (USDoE, 2002; BROWN *et al.*, 2008).

2.5.2 Nível 2 no ERICA Tool – Taxas de Dose Absorvida (Interna, Externa e Total)

No Nível 2, as taxas de dose absorvida (interna, externa e total) estimadas para cada organismo de referência (\dot{D}_{ref}^{org}) são diretamente comparadas e avaliadas junto com o valor da taxa de dose registrada (\dot{D}_{reg}), o que resulta na geração de um quociente de risco para o organismo de referência (QR_{org}) (BROWN *et al.*, 2008), cuja relação é dada por:

$$QR_{org} = \frac{\dot{D}_{ref}^{org}}{\dot{D}_{reg}} \quad (Eq. XIX)$$

Além dos valores esperados dos quocientes de risco (QR_{esp}), tem-se a contagem estimada dos valores conservativos dos quocientes de risco (QR_{cons}). Os valores conservativos dos quocientes de risco são obtidos ao multiplicar os valores esperados dos quocientes de risco com os fatores de incerteza (FI), isto é (BROWN *et al.*, 2008):

$$QR_{cons} = QR_{esp} * FI \text{ (Eq.XX)}$$

O fator de incerteza (*FI*) tem em conta a incerteza na estimativa da taxa de dose absorvida e é definida como sendo a razão entre o 95º percentil e 99º percentil, ou outro percentil (acima do valor esperado), e o valor esperado da função de distribuição de probabilidade da taxa de dose absorvida (e do quociente de risco). Para estimar o fator de incerteza, se supõe que a taxa de dose absorvida e o quociente de risco seguem as distribuições exponenciais iguais aos valores estimados esperados. Neste caso, os fatores de incerteza correspondentes ao 95º e 99º percentis são, respectivamente, iguais a 3 e 5. O usuário do ERICA Tool também pode introduzir seus próprios fatores de incerteza, porém substancialmente poderá ser menor do que as configurações padronizadas (BROWN *et al.*, 2008).

Para os cálculos das taxas de dose absorvida, tem-se a inclusão dos seguintes parâmetros no Nível 2 no ERICA Tool, os quais podem ser revistos e editados (BROWN *et al.*, 2008):

- coeficientes de distribuição (K_d) para ambientes aquáticos (marinhos e de água doce);
- fatores de concentração (FC);
- fatores de ocupação dos organismos da biota;
- fatores de ponderação de radiação.

Os valores dos coeficientes de dose interna (CD_{int}) e externa (CD_{ext}) para os organismos da biota são estimados pelo ERICA Tool através da aplicação dos fatores de ponderação de radiação (w_r) para fontes emissoras alfa [$w_{r(\alpha)} = 10$], beta de baixas energias [$w_{r(\beta)} = 3$] e beta-gama de altas energias [$w_{r(\beta+\gamma)} = 1$], cujas respectivas equações são dadas a seguir (BROWN *et al.*, 2008):

$$CD_{int} = [w_{r(\beta)} * CD_{int,\beta}] + [w_{r(\beta+\gamma)} * CD_{int,\beta+\gamma}] + [w_{r(\alpha)} * CD_{int,\alpha}] \quad (Eq. XXI)$$

$$CD_{ext} = [w_{r(\beta)} * CD_{ext,\beta}] + [w_{r(\beta+\gamma)} * CD_{ext,\beta+\gamma}] \quad (Eq. XXII)$$

Unidade: [$\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq h}^{-1}$ (massa úmida)].

As equações XXIII e XXIV são utilizadas para derivar as taxas de doses absorvida interna (\dot{D}_{int}^{org}) e externa (\dot{D}_{ext}^{org}), sendo a taxa de dose absorvida total (\dot{D}_{total}^{org}) a soma desses componentes, através da aplicação dos coeficientes de dose (CD), uma vez que as concentrações de atividade no meio e na biota também são derivadas, isto é:

$$\dot{D}_{int}^{org} = \sum_i CA_r^{org} * CD_{int,r}^{org} \quad (Eq. XXIII)$$

Unidade: [$\mu\text{Gy h}^{-1}$].

onde (CA_r^{org}) é a concentração em atividade média do radionuclídeo r no organismo de referência dada em Bq kg^{-1} (massa úmida) e ($CD_{int,r}^{org}$) é o coeficiente de dose para a exposição interna do radionuclídeo específico r dada em $\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$ (massa úmida).

$$\dot{D}_{ext}^{org} = \sum_z v_z \sum_i CA_{zr}^{ref} * CD_{ext,zr}^{org} \quad (Eq. XXIV)$$

Unidade: [$\mu\text{Gy h}^{-1}$].

onde (v_z) é o fator de ocupação correspondente ao período que o organismo gasta seu tempo em uma localização z no seu *habitat*, $(CA_{z,r}^{ref})$ é a concentração em atividade média do radionuclídeo r no meio de referência correspondente a uma dada localização z em $Bq\ kg^{-1}$ (massa úmida, para solo ou sedimento) ou $Bq\ L^{-1}$ (para água) e $(CD_{ext,r}^{org})$ é o coeficiente de dose para a exposição externa do radionuclídeo específico r no meio de referência correspondente a uma dada localização z em $\mu Gy\ h^{-1}/Bq\ kg^{-1}$ (massa úmida).

O código ERICA Tool apresenta um guia referente aos tipos de efeitos das radiações ionizantes para os grupos de organismos de referência em relação ao meio avaliado, como ilustra a Figura 2.5. Este guia contém tabelas de dados que permitem comparar as taxas de dose absorvida previstas para os organismos de referência selecionados a um sumário de informações sobre os efeitos biológicos conhecidos das radiações ionizantes em espécies não humanas coletadas dentro da base de dados FREDERICA (COPPLESTONE *et al.*, 2008; BROWN *et al.*, 2008). As tabelas de dados são construídas para fornecer uma curta homologação sobre os tipos de efeitos biológicos nos organismos de referência em função das taxas de dose absorvida. Dentre as informações disponíveis no ERICA Tool, tem-se (BROWN *et al.*, 2008):

- a informação sobre a taxa de dose a qual o efeito biológico foi observado em um estudo experimental ou em um estudo controlado realizado em campo;
- as espécies em que o experimento foi conduzido;
- o resultado final: [(MB) – morbidade; (MT) – mortalidade; (“RC”) – capacidade reprodutiva; (MUT) – mutação];
- uma breve declaração sobre o tipo de efeito biológico observado.

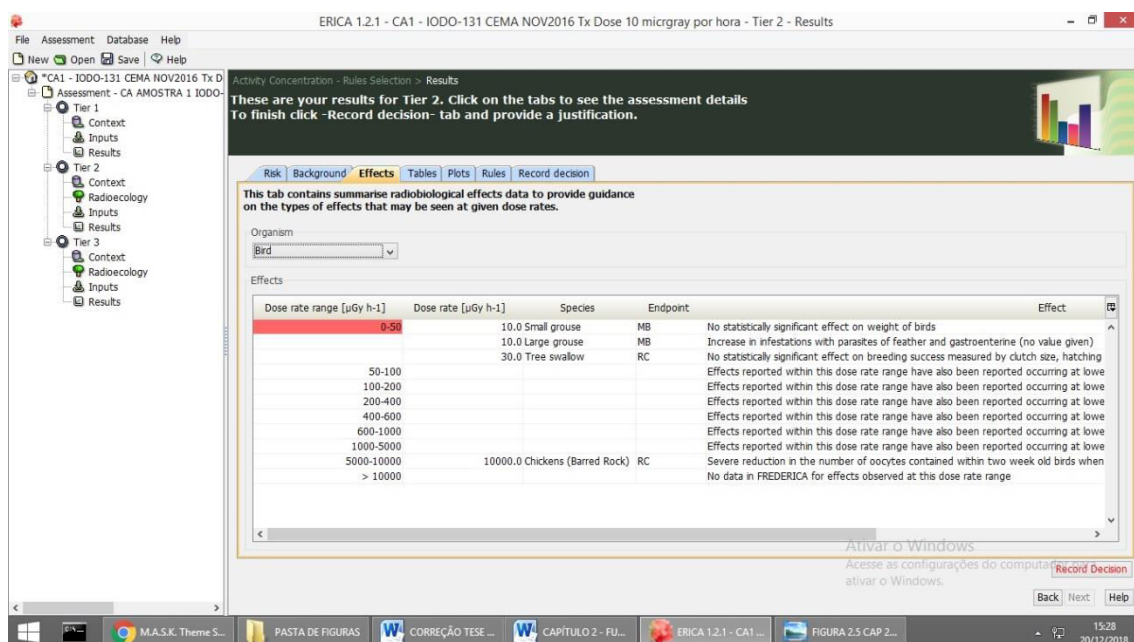


Figura 2.5 – Ilustração no Nível 2 do Código ERICA Tool referente aos efeitos causados pelos radionuclídeos em função da taxa de dose absorvida estimada para uma dada espécie de um organismo.

2.5.3 Nível 3 no ERICA Tool – Funções de Distribuição Probabilística

O Nível 3 do código ERICA Tool permite a realização de cálculos probabilísticos completos através da aplicação de simulações de Monte Carlo. Além disso, o fornecimento de dados da concentração em atividade (CA) do radionuclídeo, os do coeficiente de distribuição (K_d), do fator de concentração (FC) e dos fatores de ponderação de radiação dão uma opção de fornecer ao usuário uma função de distribuição de probabilidade (FDP), podendo ser uma função de distribuição probabilística padrão (extraída da base de dados) quanto definido pelo usuário. Os seguintes tipos de funções de distribuição de probabilidade mantidos pelo código ERICA Tool são (BROWN *et al.*, 2008):

- distribuição exponencial (média aritmética de entrada requerida, com valores opcionais de corte superior e inferior);
- distribuição normal (média aritmética de entrada requerida e desvio padrão, com valores opcionais de corte superior e inferior);

- distribuição triangular (valores mínimos, máximos e da moda de entrada requeridos);
- distribuição uniforme (valores mínimos e máximos de entrada requeridos);
- distribuição logaritma normal (valores de média aritmética de entrada requerida e desvio padrão, com valores opcionais de corte superior e inferior);
- distribuição logaritma triangular (valores mínimos, máximos e da moda de entrada requeridos);
- distribuição logaritma uniforme (valores mínimos e máximos de entrada requeridos).

As funções de distribuição de probabilidade padrão incluídas na base de dados no ERICA Tool foram definidas a partir da seguinte regra (BROWN *et al.*, 2008):

- se um desvio padrão for determinado a partir dos dados, normalmente com o número de amostras n maior do que 1 ($n > 1$), então tem-se a aplicação de uma distribuição logaritma normal;
- para outros casos, isto é, quando o número de amostras for derivada ou for igual a 1 ($n = 1$), aplica-se uma distribuição exponencial.

A regra usada para definir as funções de distribuição de probabilidade é baseada nas observações em que a incerteza dos dados radiológicos, tais como os fatores de concentração e os coeficientes de distribuição, é freqüentemente montada pela distribuição logaritma normal, e que, em casos onde os valores únicos esperados estão à disposição, a distribuição menos influente é uma distribuição exponencial (BROWN *et al.*, 2008).

2.6 Medicina Nuclear: Modalidades e Tipos de Radionuclídeos Empregados

2.6.1 Modalidades da Medicina Nuclear: Diagnóstico e Tratamento

A possibilidade de visualizar o interior do corpo humano de modo não invasivo representou um desafio e fonte de interesse para o homem. Com a descoberta dos raios X por Wilhelm Conrad von Röntgen em 1895 e da radioatividade por Henry Becquerel em 1896, a Medicina passou a utilizá-los possibilitando a visualização de órgãos, ossos e demais elementos constituintes do corpo humano, viabilizando a melhoria da qualidade de diagnóstico e do tratamento para uma grande variedade de patologias, a exemplo do câncer. Com os avanços da tecnologia radiológica, novos recursos têm sido utilizados garantindo, assim, maior segurança em tomadas de decisões importantes na conduta e no tratamento de pacientes.

A geração das imagens ortogonais planas em um órgão contendo radiofármaco incorporado no paciente é feita com emprego de tomógrafos sofisticados, conhecidos como gama câmaras, ou câmaras Anger, em homenagem ao seu inventor, Hal Anger. As gama câmaras são utilizadas na Medicina Nuclear para realização de exames SPECT (sigla em inglês para *Simple Photon Emission Computed Tomography*) e PET (sigla em inglês para *Positron Emission Tomography*), como ilustra a Figura 2.6. Existem, ainda, os equipamentos híbridos, que correspondem à fusão da tomografia computadorizada CT (sigla em inglês para *Computed Tomography*) com as câmaras gama, como o PET/CT e o SPECT/CT. Dependendo da configuração tecnológica, a gama câmara pode ser constituída por uma ou mais cabeças (ou câmaras planares) para captação do sinal de radiação emitido pelo radiofármaco incorporado no paciente.

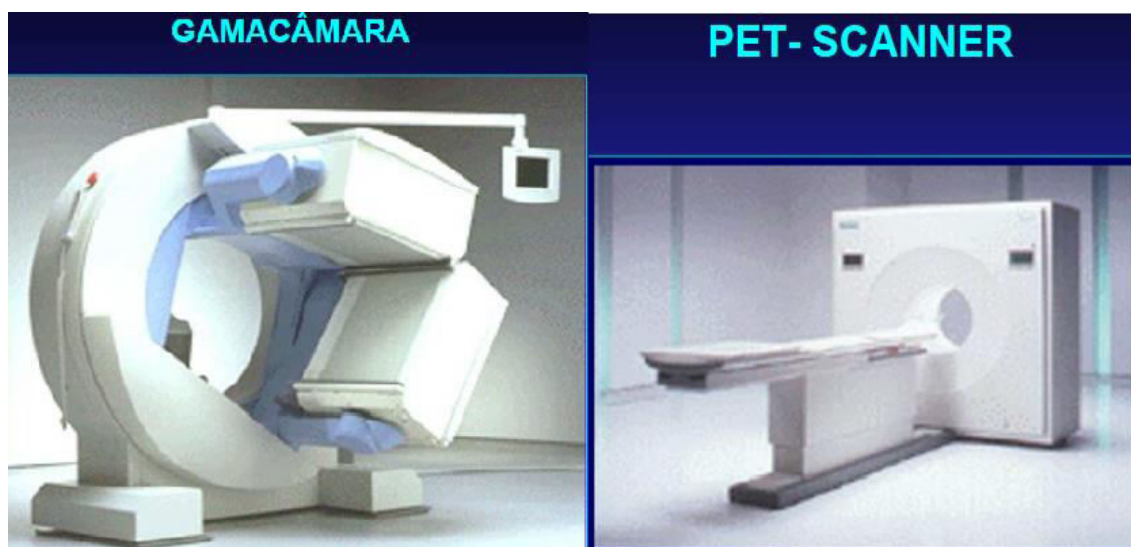


Figura 2.6 – À esquerda, uma gama câmara SPECT de duas cabeças; à direita, uma gama câmara PET (SÁ, 2011).

As câmaras gama SPECT permitem a aquisição de imagens cintilográficas em torno de um órgão através da detecção de um único fóton (raios gama) emitido pelo radiofármaco (RODRIGUES, 2006), seguida de reconstrução da imagem tridimensional com uso de algoritmos computacionais, oferecendo melhor contraste do que a cintilografia planar (OLIVEIRA, 2003, apud RODRIGUES, 2006). Por sua vez, as gama câmaras PET tem por objetivo mapear o consumo de glicose do tecido, o que as tornam uma excelente ferramenta para a detecção de tumores com uso do ^{18}F ligado à desoxiglicose, conhecido como FDG. O ^{18}F , com uma meia-vida de 109,77 minutos, é um radionuclídeo emissor de pósitrons (β^+) que rapidamente interage com os elétrons do meio (aniquilação elétron-pósitron), produzindo um par de fótons de raios gama, com energia efetiva de 511 keV, cada, que viajam a partir do ponto de aniquilação em uma mesma direção, porém em sentidos opostos. O FDG é uma substância metabolizada pela célula indiscriminadamente em função de sua similaridade. A principal aplicação do FDG é a pesquisa de corpo inteiro, na busca de alterações metabólicas indicadoras de câncer ou metástase (PHELPS, 2004, apud TINOIS, 2005). São utilizados nos exames PET outros radioisótopos emissores de pósitrons, tais como ^{15}O , ^{13}N e ^{11}C (PORTAL BAYER DO BRASIL, 2017), com respectivas meias-vidas de

2,03 minutos, 9,96 minutos e 20,36 minutos. A Figura 2.7 apresenta a ilustração das técnicas de geração de imagens com SPECT e PET.

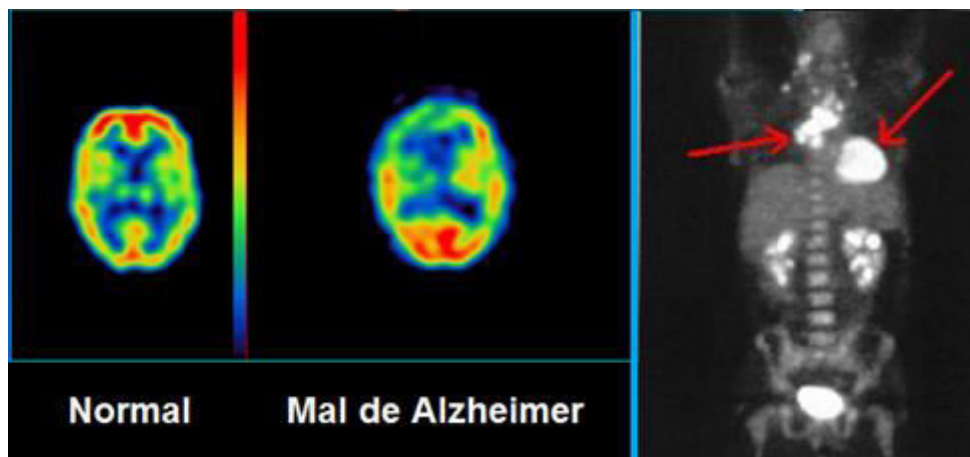


Figura 2.7 – À esquerda, imagens SPECT para fluxo cerebral, onde se tem a demonstração anatômica entre o cérebro de um paciente normal e o cérebro de um paciente com o Mal de Alzheimer (SÁ, 2011); à direita, imagem PET para um corte coronal da região torácica e abdominal, com a indicação de setas vermelhas para linfonodos na região do pescoço e supra clavicular (JANICEK *et al.*, 2003, apud TINOIS, 2005).

O tratamento de diferentes patologias como tumores, neoplasias neuroendócrinas, radiosinoviotese e terapia para dores ósseas (PORTAL HOSPITAL MÃE DE DEUS, 2019) na Medicina Nuclear é baseado na deposição seletiva e destruição de tumores ou órgãos específicos por emissão de partículas alfa e beta por determinados radionuclídeos, com alto poder de ionização e elevada efetividade biológica. Com a absorção do radionuclídeo no tumor, tem-se a ionização do DNA, ocasionando uma série de modificações na estrutura molecular (SANTOS & BOLOGNESI, 2014). Esta modalidade está sendo uma alternativa ao tratamento médico cirúrgico em caso de doenças benignas, como a tireotoxicose, que é o excesso do hormônio de tireoide, e o hipertireoidismo, que é o resultado da função excessiva da tireóide (CHATAL & HOEFNAGEL, 1999, apud SANTOS & BOLOGNESI, 2014).

2.6.2 Radionuclídeos Empregados na Medicina Nuclear

Na Medicina Nuclear, o radiofármaco é todo elemento radioativo incorporado a um composto químico orgânico ou inorgânico, do mais simples ao mais complexo, e que cumpra uma determinada função em um meio biológico (SÁ, 2011). O radiofármaco é empregado para fins de diagnóstico e terapia, conforme a atividade e o tipo da radiação emitida (MELO, 2008; REZENDE, 2011).

Ao contrário dos fármacos convencionais, os radiofármacos não apresentam efeitos farmacológicos, cujas propriedades desejáveis são (RODRIGUES, 2006):

- rápida localização e em concentração elevada na região de interesse;
- eliminação pelo organismo em um tempo semelhante à duração do exame de modo a diminuir a dose recebida pelo paciente;
- ausência de toxicidade;
- formação de produtos estáveis *in vivo* e *in vitro*;
- baixo custo.

Os radiofármacos empregados na Medicina Nuclear se encontram relacionados na Tabela 2.2 contendo, como propriedades, meia-vida, tipo de radiação e uso para fins diagnósticos ou terapêuticos.

Tabela 2.2 – Radionuclídeos usados na Medicina Nuclear e suas respectivas propriedades (SÁ, 2011).

Radionuclídeo	Meia-vida (T ½)	Tipo de partícula/radiação emissora	Diagnóstico [D] Terapêutico [T]
²¹¹ At	7,21 horas	α	T
³ H	12,30 anos	β ⁻	D
¹⁴ C	5.700 anos	β ⁻	T
²¹³ Bi	45,59 minutos	α/β ⁻	T
²²³ Ra	11,44 dias	A	T
⁵¹ Cr	27,70 dias	β ⁺	D
³² P	14,3 dias	β ⁻	D
³³ P	25,34 dias	β ⁻	T
¹²³ I	0,55 dia	β ⁺	D
¹²⁴ I	4,18 dias	β ⁺	D
¹²⁵ I	59,41 dias	β ⁺	T
¹³¹ I	8,02 dias	β ⁻ /γ	T/D
¹⁵³ Sm	1,93 dias	β ⁻	T
⁸⁹ Sr	50,56 dias	β ⁻	T
⁹⁰ Sr	28,00 anos	β ⁻	T
¹¹¹ In	2,83 dias	β ⁺	D
⁹⁰ Y	2,67 dias	β ⁻	T
¹⁸⁶ Re	3,72 dias	β ⁻	T
¹⁸⁸ Re	17,01 horas	β ⁻	T
¹⁷⁷ Lu	6,65 dias	β ⁻	T
^{99m} Tc	6,01 horas	γ	D
⁶⁷ Ga	3,26 dias	β ⁺	D
⁶⁸ Ga	68,00 minutos	β ⁺	D
²⁰¹ Tl	3,04 dias	γ	D
¹⁸ F	109,77 minutos	β ⁺	D

2.6.3 Estrutura Física das Instalações de Medicina Nuclear

As legislações na área médica são muito vastas e devem ser prontamente atendidas para o cumprimento de uma série de exigências e recomendações para a demanda de pacientes que buscam nos serviços hospitalares a solução de problemas de saúde visando o bem estar e a qualidade de vida. No caso das instalações de Medicina Nuclear, destacam-se aqui algumas das legislações nacionais que tratam do seu funcionamento e do emprego de radionuclídeos, entre outros.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) publicou, no ano de 2002, a Resolução da Diretoria Colegiada de Número 50 (RDC 50/2002) que dispôs o Regulamento Técnico a fim de estabelecer o planejamento, a programação, a elaboração e a avaliação de projetos físicos de estabelecimentos assistenciais de saúde (BRASIL, 2002). No ano de 2008, a referida Autarquia publicou a Resolução da Diretoria Colegiada de Número 38 (RDC 38/2008) que dispôs sobre a instalação e o funcionamento dos Serviços de Medicina Nuclear “*in vivo*”, os quais foram destacados alguns pontos a serem considerados (BRASIL, 2008):

- a construção, a reforma ou a adaptação na estrutura física dos Serviços de Medicina Nuclear deve ser precedida de aprovação junto à autoridade sanitária local e à CNEN, quando aplicável;
- todo o Serviço de Medicina Nuclear deve possuir a Autorização para Operação emitida pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), com base da Norma CNEN-NN-6.02 (2017), e estar licenciado pela autoridade local do Estado, Distrito Federal ou Município.

Além disso, a Resolução RDC 38/2008 da ANVISA tratou dos requisitos relacionados à infraestrutura de pessoal, aos equipamentos e de instalações, à condução dos procedimentos clínicos, à preparação e administração de radiofármacos, à proteção radiológica, à notificação e investigação de eventos adversos, aos procedimentos de limpeza e descontaminação de artigos e superfícies, ao gerenciamento de resíduos, ao sistema de garantia da qualidade em Medicina Nuclear e à desativação (descomissionamento) dos Serviços de Medicina Nuclear (BRASIL, 2008).

A CNEN, com base do Artigo 14, incisos I a X da Norma CNEN-NN-3.05 (2013), recomenda que as instalações de Medicina Nuclear tenham as seguintes dependências, como ilustra a Figura 2.8:

- salas de espera exclusiva para pacientes injetados, fisicamente delimitadas;
- sanitário exclusivo para pacientes injetados;
- laboratório de manipulação e armazenamento de fontes radioativas em uso;
- sala de administração de radiofármacos;
- sala de exames;
- local destinado ao armazenamento provisório de rejeitos radioativos;
- sala adequada para a realização de estudos de ventilação pulmonar;
- sala exclusiva para a realização de exames com estresse cardiológico, para fins de diagnóstico com radiofármacos, fisicamente delimitada, com sanitário exclusivo para pacientes injetados;
- sala exclusiva, com espaços individualizados, para a administração de radiofármacos e posterior repouso do paciente injetado, quando utilizar equipamentos de diagnóstico por emissão de pósitrons, Sistemas para Tomografia por Emissão de Pósitrons (PET), ou câmara de coincidência;
- quarto para terapia com internação de pacientes, quando forem administradas doses terapêuticas de ^{131}I e atividade superior a 1850 MBq [conforme com Artigo 50, Norma CNEN-NN-3.05 (2013)], especificado no Plano de Proteção Radiológica.

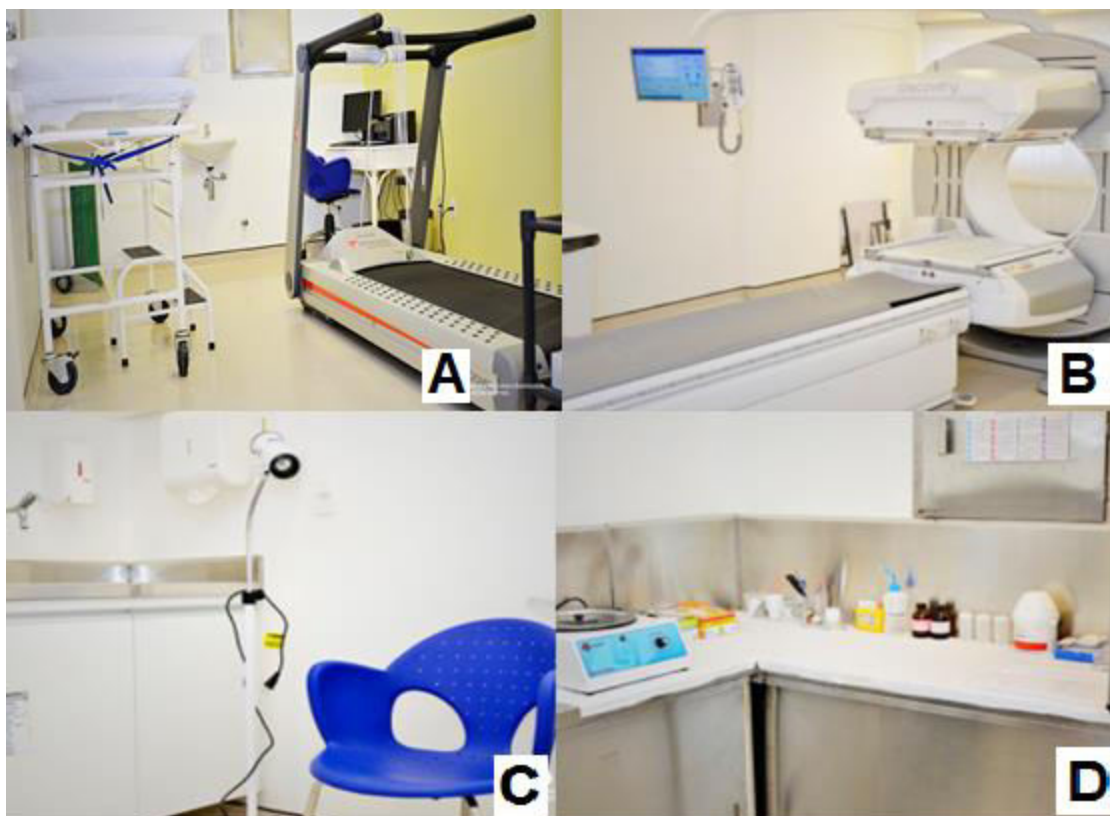


Figura 2.8 – Dependências de um Serviço de Medicina Nuclear: em A, sala de ergometria; em B, sala de exames; em C, sala de injeção; em D, sala quente (Fonte: Portal Medicina Nuclear e Radiologia. Link: <http://medicinanuclearjuazeiro.com.br/estrutura/>. Acesso em 09 Mai 2019).

2.6.4 Gerenciamento e Liberação de Rejeitos Contendo Radionuclídeos Oriundos nas Instalações de Medicina Nuclear

O emprego de fontes não seladas gera, de modo inevitável, rejeitos radioativos, cujo gerenciamento é um dos problemas significativos para o meio ambiente (GARCEZ, DA SILVA & PAES, 2011; KELLER, 2012). Os rejeitos contendo radionuclídeos são todos aqueles materiais que contêm radioisótopos em quantidades acima dos valores especificados pela CNEN, cuja classificação se dá pelos níveis de isenção, pelas naturezas da radiação e pelas suas meias-vidas (CNEN, 2014b).

Os rejeitos contendo radionuclídeos gerados nas instalações de Medicina Nuclear são constituídos de rejeitos sólidos e líquidos, devendo obedecer ao dispositivo

em resolução específica da Norma CNEN-NN-8.01 (2014b). Isso implica que estes rejeitos devam ser acondicionados e armazenados temporariamente dentro das próprias instalações de Medicina Nuclear devido ao tempo de decaimento dos radionuclídeos, devendo ser segregados de outros rejeitos e demais materiais, como ilustram as Figuras 2.9 e 2.10, até que atinjam os níveis aceitáveis para sua condicional dispensa e em conformidade com a legislação ambiental vigente. Para o armazenamento temporário de rejeitos radiativos líquidos, deve-se utilizar uma bacia de contenção, bandeja, recipiente ou material absorvente com capacidade de conter ou absorver o dobro do volume líquido presente na embalagem (CNEN, 2014b). É importante salientar que, após a segregação e acondicionamento, em embalagens adequadas, os rejeitos devem ser previamente identificados e registrados, com base das recomendações da CNEN (2013, 2014b).



Figura 2.9 – Depósito para armazenamento temporário de rejeitos contendo radionuclídeos de um Serviço de Medicina Nuclear: seringas e acessórios usados na injeção de radiofármacos acondicionados em caixas amarelas com etiqueta de identificação com símbolo internacional de radiação ionizante, separados dos geradores de ^{99}Mo - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ e de rejeitos biológicos (GARCEZ, DA SILVA & PAES, 2011).



Figura 2.10 – Caixa blindada para armazenamento temporário de rejeitos sólidos contendo ^{99m}Tc (GARCEZ, DA SILVA & PAES, 2011).

A dispensa de efluentes contendo radionuclídeos no meio ambiente não deve ser aplicada em decorrência da operação de rotina das instalações, pois esta liberação deve ser autorizada dentro do âmbito de regulamentação das instalações (CNEN, 2011). Para isso, a dispensa incondicional de rejeitos líquidos contendo radionuclídeos nas instalações de Medicina Nuclear deve ser previamente registrada para atender ao dispositivo da Norma CNEN-NN-8.01 (2014b), a qual somente pode ser realizada na rede de esgotos sanitários, cujos requisitos são:

- o rejeito deve ser prontamente solúvel ou de fácil dispersão em água;
- a quantidade de cada radionuclídeo liberada mensalmente pela instalação não deve exceder a quantidade que, se fosse diluída no volume médio mensal de esgoto liberado pela instalação, resultasse em uma concentração de atividade média igual aos valores de concentração de atividade especificados (ver Anexo I);
- a quantidade anual total de radionuclídeos liberada não deve exceder os valores especificados (ver Anexo II);

- a eliminação de excretas de pacientes injetados submetidos a exames de cintilografia e de pacientes internados com doses terapêuticas de radiofármacos deve ser feita de acordo com as instruções estabelecidas na Norma CNEN-NN-3.05 (2013).

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Levantamento das Instalações de Medicina Nuclear em Operação e dos Radionuclídeos Utilizados

Neste estudo, foram realizados os levantamentos do número de instalações de Medicina Nuclear em operação no Município do Rio de Janeiro autorizadas pela CNEN e dos tipos de radionuclídeos distribuídos para estas instalações, tendo como fonte de consulta o portal na *internet* da referida Autarquia Federal no mês de janeiro de 2016 (PORTAL CNEN, 2016). Durante a pesquisa, foi elaborado um *check list* das instalações de Medicina Nuclear, com os seguintes dados para os radionuclídeos: nome do radioisótopo, a quantidade (atividade), a unidade dada em milicurie (mCi) e a periodicidade. A maioria dos radionuclídeos tem sua periodicidade de operação semanal, embora haja poucos radionuclídeos que operam em períodos distintos (diário, quinzenal, mensal). Foi elaborada uma planilha eletrônica (Microsoft® Excel) para conversão de unidades para atividade e periodicidade, a fim de estimar, respectivamente, o valor da atividade total para todos os radionuclídeos, sendo a unidade para a grandeza atividade convertida para becquerel (Bq), por ser uma unidade do Sistema Internacional (SI), e a periodicidade de cada radionuclídeo convertida para anual.

Um mapa topográfico do Município do Rio de Janeiro foi utilizado para marcar os pontos de identificação das instalações de Medicina Nuclear situados por regiões e bairros, como ilustra a Figura 3.1.

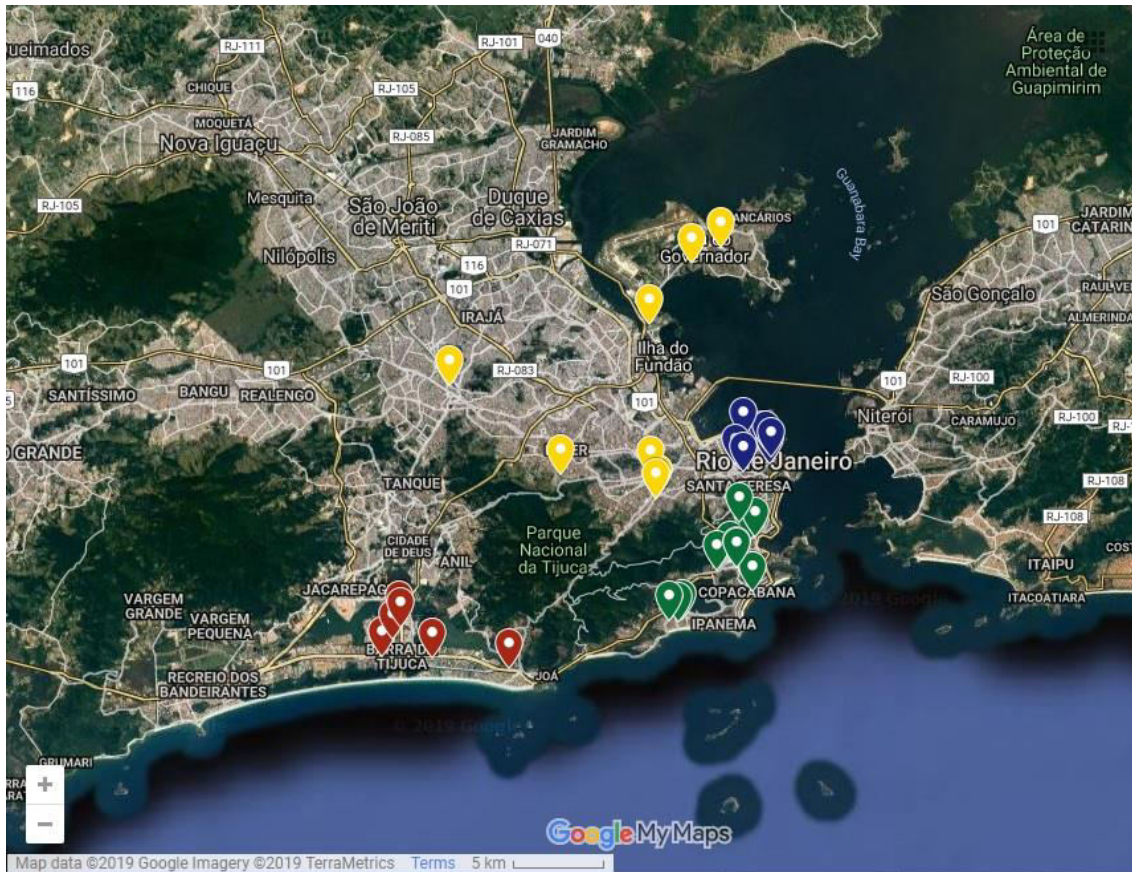


Figura 3.1 – Mapa do Município do Rio de Janeiro com os pontos de identificação das instalações de Medicina Nuclear em operação (Fonte: Portal do GoogleMyMaps®, com escala dada em 5 km. Link: <<https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1gw-2sJfERLfOLPMCNhhTJZypJ5fmZXLP&ll=-22.897295679984772%2C-43.24302271113277&z=11>>. Acessado em 18/02/2019).

3.2 Metodologia da Coleta das Amostras de Esgoto

3.2.1 Coleta das Amostras de Esgoto em uma Instalação Hospitalar

Nas instalações de Medicina Nuclear, o ^{131}I é utilizado para diagnóstico e/ou tratamento de pacientes com câncer da tireóide. Contudo, a Publicação ICRP 94 considera o ^{131}I como sendo mais crítico em termos de dose para a equipe médica, o público e seus familiares (ICRP, 2004; OSPAR Commission, 2002, apud CAROLAN, HUGHES & HOFFMANN, 2011), cuja faixa de atividade varia de 50 MBq a 10 GBq,

com ablação na dosagem de, aproximadamente, 7 GBq (ARPANSA, 2007; DAVIS, 2006; TITLEY *et al.*, 2000; CAROLAN, HUGHES & HOFFMANN, 2011).

Neste estudo, foram coletadas as amostras de esgoto provenientes de um Serviço de Medicina Nuclear (SMN), situado na região metropolitana da Cidade do Rio de Janeiro. O local das coletas foi na fossa séptica situada na parte externa do quarto terapêutico para internação de pacientes submetidos à iodoterapia. Esta fossa era conectada a outra fossa que recebia parte do esgoto para diluição. Ambas as fossas possuem um volume de 2,00 m³, sendo revestidas com 25 cm de espessura de concreto e tampa de aço revestida com 4 mm de chumbo. Para a coleta das amostras de esgoto na fossa séptica, foi utilizado o coletor de alumínio de 500 ml, fixo em uma das extremidades de uma vara de PVC de 1,50 m de comprimento e 3/4” (19,05 mm) de diâmetro, como ilustra a Figura 3.2. O armazenamento das amostras coletadas foi feito com uso de potes de polipropileno com capacidade volumétrica de 500 ml. As amostras foram coletadas em duas etapas: a primeira etapa correspondeu à avaliação da quantidade de iodo na fossa séptica compreendendo a coleta das amostras de esgoto na fossa, antes e depois da internação de pacientes no quarto terapêutico no período compreendido entre os meses de julho e setembro de 2016; a segunda etapa correspondeu à avaliação de amostras de esgoto durante a internação de um paciente no mês de fevereiro de 2017. Todas as amostras coletadas foram enviadas ao laboratório para medição e análise do ¹³¹I.



Figura 3.2 – Coletor de amostras de esgoto.

3.2.2 Coleta das Amostras de Esgoto em uma Estação de Saneamento Ambiental

No intuito de encontrar radionuclídeos provenientes do esgoto em instalações médicas, de ensino e pesquisa, foram realizadas as coletas de amostras de esgoto em uma Estação de Saneamento Ambiental (ESA), também situado na região metropolitana da Cidade do Rio de Janeiro. Com o emprego do coletor, foram coletadas amostras de esgoto no período compreendido entre o final do mês de outubro e o início do mês de novembro de 2016, cujo armazenamento das amostras era feito com uso de potes de polipropileno de 500 ml. As coletas foram realizadas em um tanque de polietileno com capacidade volumétrica de 500 litros, como ilustra a Figura 3.3. Este tanque recebe o esgoto proveniente no Decantador Primário, onde são removidos sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes por meio de processos físico-químicos de coagulação, floculação e sedimentação, conhecido como Tratamento Primário Quimicamente Assistido, conhecido como CEPT (*Chemically Enhanced Primary Treatment*) ou Tratamento Primário Avançado (TPA). Na coagulação são empregadas baixas concentrações de sais de ferro, combinadas ou não com polímeros catiônicos; a floculação é alcançada após a adição suplementar de polímeros aniônicos e a ação de forças eletrostáticas que promovem o agrupamento das partículas coaguladas em flocos de maior tamanho; e na sedimentação, observa-se o incremento da velocidade de

sedimentação das partículas em função do aumento de sua massa. A estação possui módulos independentes de decantação primária para o CEPT, como ilustra a Figura 3.4. Cada módulo é dotado de calhas vertedoras do tipo Thompson na periferia dos decantadores circulares ou ao final dos decantadores retangulares. As unidades de mistura e floculação do processo físico-químico estão instaladas junto aos módulos de decantação primária, e consistem em canais de circulação do esgoto de diferentes extensões e dotados de diferentes dispositivos, visando à otimização da dosagem de produtos químicos e da eficiência da sedimentação, como ilustra a Figura 3.5 (FIGUEIREDO, 2009). As amostras de esgoto coletadas na ESA serviram de modelo para estimar o risco radiológico ambiental, em termos de taxa de dose na biota, devido à liberação desse esgoto para a Baía de Guanabara.



Figura 3.3 – Tanque de polietileno contendo esgoto.



Figura 3.4 – Calhas vertedora para decantação primária para o processo de remoção de sólidos em suspensão e flutuantes.

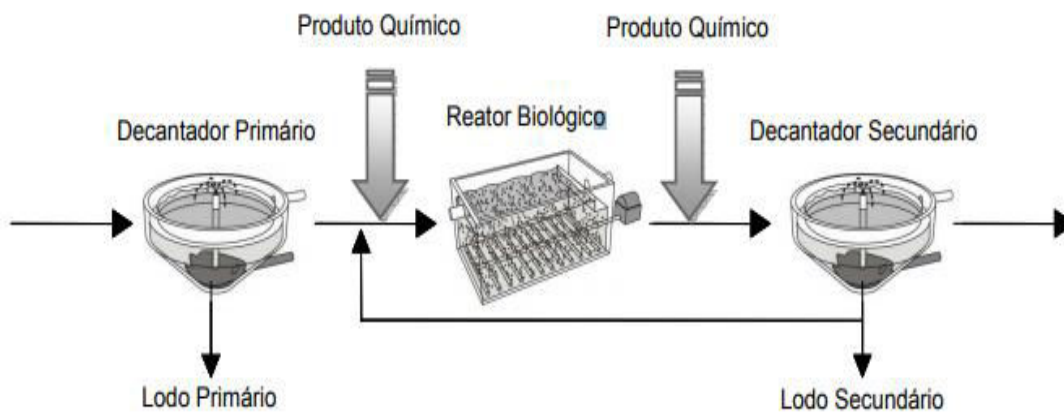


Figura 3.5 – Processo de aplicação simultânea de coagulante nos decantadores primário e secundário em uma ESA (FIGUEIREDO, 2009).

3.3 Metodologia para Medição das Amostras de Esgoto Coletadas

As amostras de esgoto coletadas foram medidas e analisadas por espectrometria gama no Laboratório de Análises Ambientais e Simulação Computacional do Programa

de Engenharia Nuclear da Coordenadoria dos Programas de Pós-graduação em Engenharias da Universidade Federal do Rio de Janeiro (LAASC/PEN/COPPE/UFRJ).

O laboratório possui dois sistemas de detecção à disposição para realização das contagens, cujos dados técnicos são descritos a seguir:

- um detector cintilador de iodeto de sódio dopado de tálio [NaI(Tl)], acoplado a um tubo fotomultiplicador, da marca Ortec, modelo 905-4, número de série 010816F, como ilustrado na Figura 3.6. As dimensões do cristal são de 3” (76,20 mm) de diâmetro por 3” (76,20 mm) de comprimento, com eficiência de 2 % para uma fonte calibrada de ^{137}Cs com atividade de 1 μCi , posicionada no centro do cintilador, a uma distância de 100 mm, e faixa energética entre 1,30 MeV e 2,00 MeV. A resolução do cristal cintilador é de 7 % para o ^{137}Cs , com tempo de decaimento de, aproximadamente, 0,23 μs . Os pré-amplificadores típicos sensíveis à carga traduzem em um pulso de saída com um aumento de tempo em 0,50 μs . O *software* usado para detecção dos radionuclídeos presentes nas amostras foi o MAESTRO-32 MCA da marca Ortec;

- um detector semicondutor de germânio hiperpuro (HPGe), acoplado a um pré-amplificador modelo 2002 CSL operado a baixo ruído, da marca Canberra, modelo GC3020 e *software* Genie 2000, como ilustrado na Figura 3.7. O pré-amplificador está associado ao criostato vertical, modelo 7500SL-RDC-4, com *dewar* com capacidade de 30 litros. O sistema multicanal utilizado foi um DSA 1000 (*Digital Spectrum Analyzer*) de 8192 canais, com faixa de energia de 50,00 keV a 2,00 MeV, amplificando o pulso de formato trapezoidal com subida rápida de 8,80 μs vindo do pré-amplificador. A tensão usada para a criação da área de depleção foi de 4.500 V.

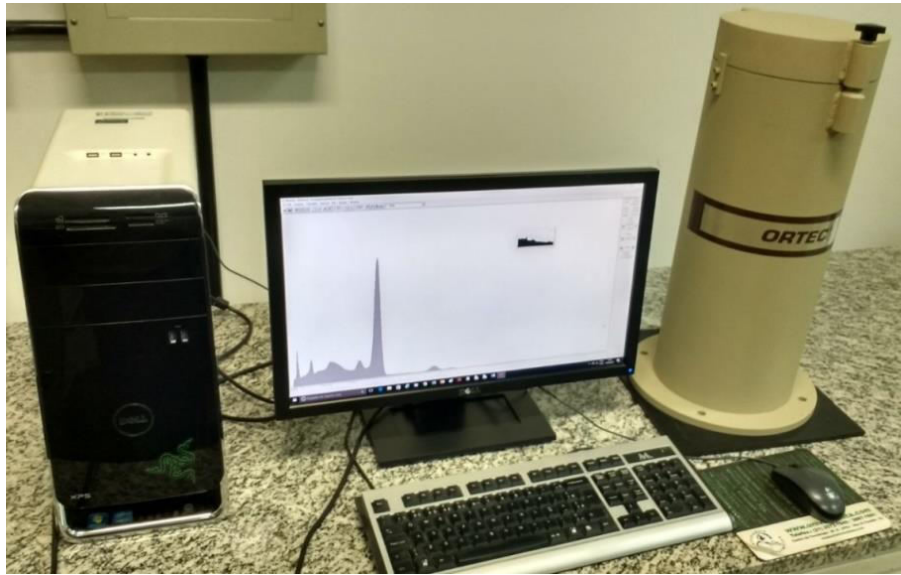


Figura 3.6 – Detector cintilador de NaI(Tl) da marca Ortec, modelo 905-4.



Figura 3.7 – Detector de HPGe com blindagem da marca Canberra, modelo GC3020.

3.3.1 Calibração dos Detectores

O processo de calibração energética do detector cintilador de NaI(Tl) se deu com o emprego de duas fontes seladas devidamente calibradas, certificadas e fornecidas pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN/MCTIC). As fontes utilizadas para calibração do detector foram o ^{137}Cs e o ^{133}Ba , cujo objetivo era determinar o canal indicativo do fotopico para cada fonte de referência a fim de estabelecer uma faixa energética para detecção do ^{131}I presente nas amostras de esgoto coletadas. O ajuste para calibração do detector cintilador foi feito com uso do *software* MAESTRO-32 MCA (marca Ortec) para o acionamento da alta tensão de 883 volts e para a seleção do tempo vivo de calibração em 900 s para cada fonte. A sensibilidade do detector após a calibração foi de $2,06 \cdot 10^8 \text{ Bq m}^{-3}$. A Tabela 3.1 apresenta os dados técnicos referentes às duas fontes usadas para calibração energética do detector de NaI(Tl).

Tabela 3.1 – Dados técnicos das fontes seladas para calibração energética do detector cintilador de NaI(Tl) com tubo fotomultiplicador da marca Ortec, modelo 905-4.

Fonte (energia da fonte em MeV)	Atividade da fonte calibrada (kBq)	Data da calibração	Meia-vida
^{137}Cs ($E_{^{137}\text{Cs}} = 0,662 \text{ MeV}$)	40,237	23/06/2016	30,0 anos
^{133}Ba ($E_{^{133}\text{Ba}} = 0,356 \text{ MeV}$)	43,568	22/06/2016	10,5 anos

A calibração energética do detector de HPGe se deu com o emprego de três fontes radioativas devidamente seladas, sendo duas fontes, ^{137}Cs (cuja descrição técnica já foi descrita na Tabela 3.1) e ^{60}Co , certificadas e fornecidas pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN/MCTIC), e uma fonte mista de $^{155}\text{Eu}/^{22}\text{Na}$ foi calibrada, certificada e fornecida pelo Spectrum Techniques (EUA), cujas descrições técnicas estão citadas na Tabela 3.2. O objetivo da calibração do detector de HPGe foi estabelecer a associação linear entre canal e energia para identificação de radionuclídeos

presentes nas amostras. A calibração do detector foi realizada com o auxílio do *software Gamma Analysis* do Genie 2000, que relacionou a informação obtida pelo sistema multicanal (DAS 1000) com unidades de energia através do ajuste linear, no caso se forem usadas apenas duas linhas de energia, ou através do ajuste quadrático, no caso de serem usadas três ou mais linhas de energia. O tempo vivo para calibração do detector de 28800 s, enquanto que a sensibilidade após a calibração foi de $6,58 \times 10^6 \text{ Bq m}^{-3}$.

Tabela 3.2 – Dados técnicos das fontes seladas para calibração energética do detector semiconductor de HPGe da marca Canberra, modelo GC3020.

Fonte (energia da fonte em MeV)	Atividade da fonte calibrada (kBq)	Data da calibração	Meia-vida
^{60}Co ($E_{^{60}\text{Co}} = 1,17 \text{ MeV e } 1,33 \text{ MeV}$)	43,956	23/06/2016	5,26 anos
$^{155}\text{Eu}/^{22}\text{Na}$ ($E_{^{155}\text{Eu}/^{22}\text{Na}} = 0,087 / 1,274 \text{ MeV}$)	37,000 / 37,000	07/01/2013	4,75 anos / 2,60 anos

3.3.2 Análise das Amostras Coletadas

Para as amostras coletadas na instalação hospitalar, foi utilizado o detector de NaI(Tl), pois possuía uma eficiência de contagem melhor com picos energéticos bem definidos em relação ao HPGe, sendo ideal para contagens de amostras de alta atividade. Para as amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental (ESA), foi utilizado o HPGe, pois possuía uma blindagem melhor e uma resolução em energia melhor que o NaI(Tl), com baixo ruído e baixa radiação de fundo (*background*), sendo ideal para contagens de amostras de baixa atividade.

O tempo de contagem utilizado nos dois sistemas de detecção para as amostras coletadas foi considerado suficiente para o fornecimento de uma boa estatística de contagem. As amostras coletadas na ESA foram contadas no HPGe, pois possuíam radionuclídeos de baixas atividades, enquanto que as amostras coletadas na instalação hospitalar foram contadas no NaI(Tl), pois possuíam radionuclídeos de altas atividades,

conforme as descrições acima citadas. Assim sendo, as amostras de baixa atividade precisaram de um tempo maior de contagem [28800 segundos com uso do detector de HPGe], enquanto que as de alta atividade requereram menor tempo [1800 segundos com uso do detector de NaI(Tl)].

3.3.3 Análise da Geometria de Contagem das Amostras

A geometria de contagem utilizada para armazenar e contar as amostras coletadas foi através do uso de potes cilíndricos de polipropileno de 500 ml.

Para o detector de NaI(Tl), a geometria de contagem das amostras é feita a partir da modelagem no MCNP, uma vez que o próprio detector já está modelado no MCNP segundo as características físicas e químicas que se encontram descritas pelo fabricante.

Para o detector de HPGe, o *software Geometry Composer* foi utilizado para modelar as geometrias de contagem do pote (Figura 3.8) e, combinado com *software* de modelagem matemática LabSOCS, gera uma curva de eficiência de detecção para geometria utilizada, (Figura 3.9). A curva de eficiência de detecção do HPGe com o *software* LabSOCS auxilia o usuário na capacidade de realizar simulações e o emprego de vários ensaios com radiação gama, com uma grande variedade de geometrias de contagens. O LabSOCS trabalha combinando um detector caracterizado pelo Método de Monte Carlo a partir de modelos matemáticos que simulam várias geometrias e parâmetros físicos das amostras, tais como a densidade e as moléculas majoritárias que integram sua composição (CANBERRA INDUSTRIES, 2012, apud GARCÊZ, 2016). O sistema de detecção, especificamente a curva de eficiência simulada, foi validado utilizando amostras do Programa Nacional de Intercomparação (PNI/IRD/CNEN/MCTIC). A Tabela 3.3 apresenta a comparação dos valores da concentração em atividade (CA), em Bq L⁻¹, obtidos no laboratório referente às amostras ambientais para determinação de radionuclídeos com os valores padrões (PNI/IRD/CNEN/MCTIC), com uso dos seguintes radionuclídeos: ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ¹⁰⁶Ru, ¹³³Ba, ¹³⁴Cs e ¹³⁷Cs.

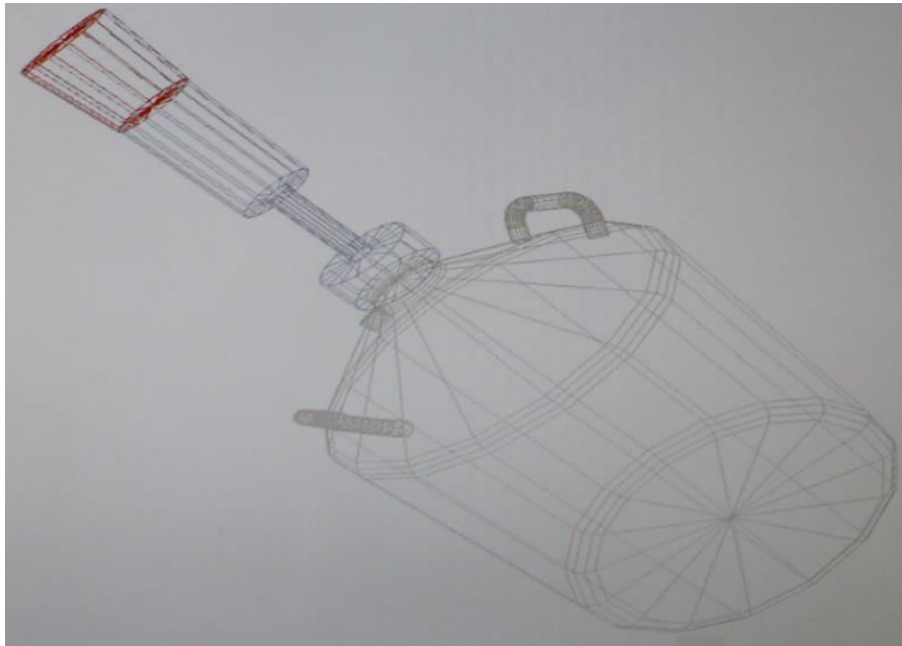


Figura 3.8 – Configuração gráfica em malha para geometria modelada das amostras de esgoto com ^{131}I em potes de polipropileno com uso do *software* Genie 2000 da marca Canberra.

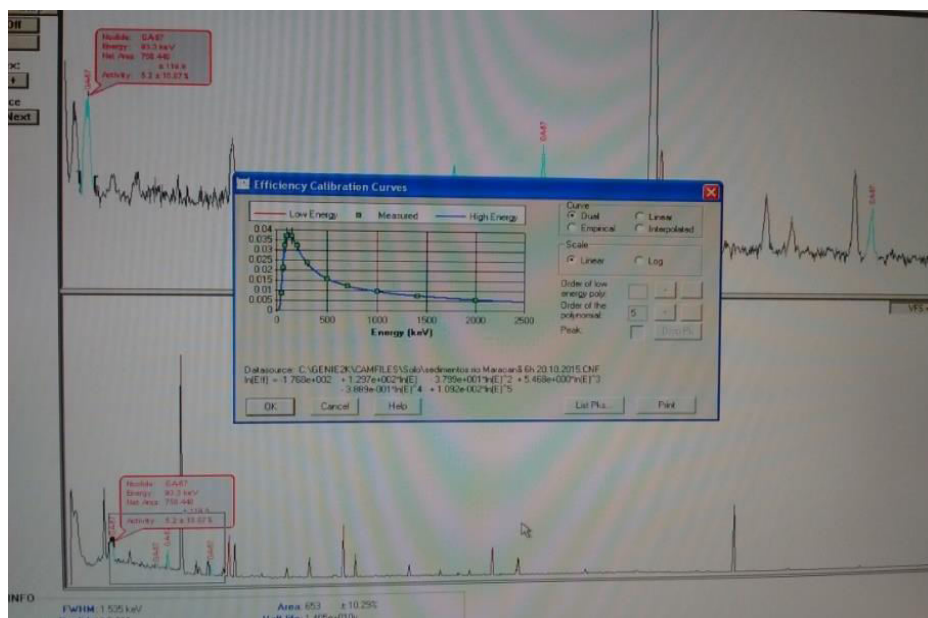


Figura 3.9 – Geração do espectro e da curva de eficiência de detecção com o emprego combinado dos *softwares* Gemometry Composer e LabSOCS.

Tabela 3.3 – Valores comparativos da concentração em atividade referentes às amostras ambientais, em Bq L⁻¹.

Referências	⁶⁰ Co	⁶⁵ Zn	¹⁰⁶ Ru	¹³³ Ba	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
PNI (Padrão)	1,22 ± 0,18	3,61 ± 0,54	7,14 ± 1,07	2,98 ± 0,45	0,91 ± 0,14	1,80 ± 0,27
LAASC	1,18 ± 0,40	3,66 ± 0,85	7,15 ± 2,15	2,91 ± 0,92	0,89 ± 0,30	1,82 ± 0,58

3.4 Parâmetros para o Cálculo das Concentrações em Atividade do ¹³¹I na Água para as Amostras de Esgoto Coletadas

As massas de todas as amostras de esgoto coletadas foram medidas com uso de uma balança de precisão da marca Gehaka, modelo BG 4000, com uma sensibilidade de ± 0,01 g, como ilustra a Figura 3.10. O esgoto é constituído de 99,90 % de água e 0,10 % de sedimentos dissolvidos e de micro-orgânicos em decomposição (PORTAL BDTA/UNICAMP, 2019). Com base disto, foi utilizada a densidade da água ρ_{H_2O} ($1,00 \times 10^6$ g/m³) para o cálculo de conversão de massa para volume das amostras coletadas.



Figura 3.10 – Balança de precisão da marca Gehaka, modelo BG 4000.

Com base dos dados obtidos pelo sistema detector, foram registrados os valores de concentração em atividade CA do ^{131}I (Equação XXV) presente no esgoto, sendo corrigidos em relação às datas e horários das coletas das amostras.

$$CA = \frac{N}{\varepsilon \cdot P_{\gamma} \cdot v \cdot t} \quad (\text{Eq. XXV})$$

onde (CA) é a concentração em atividade dada em Bq m^{-3} , (N) é a área líquida sob a curva de eficiência, (ε) é a eficiência de detecção (simulada pelo Código Monte Carlo MCNPX), (P_{γ}) é a probabilidade de emissão de raios gama em função da energia, (v) é o volume da amostra coletada dado em m^3 , (t) é o tempo de medição das amostras dado em s.

O erro associado à Equação XXV pode ser estimado utilizando a propagação de erros, isto é:

$$\delta AC = \{ \delta N^2 / (v \cdot \varepsilon \cdot t \cdot P_{\gamma})^2 + N^2 [\delta \varepsilon^2 / (v \cdot \varepsilon^2 \cdot t \cdot P_{\gamma})^2 + \delta v^2 / (v^2 \cdot \varepsilon \cdot t \cdot P_{\gamma})^2 + \delta t^2 / (v \cdot \varepsilon \cdot t^2 \cdot P_{\gamma})^2] \}^{1/2}$$

$$(\text{Eq. XXVI})$$

onde (δCA) é a incerteza da concentração em atividade dada em Bq m^{-3} , (δN) é a incerteza da área líquida sob a curva de eficiência, ($\delta \varepsilon$) é a incerteza da eficiência de detecção, (δv) é a incerteza do volume da amostra dada em m^3 , (δt) é a incerteza do tempo de aquisição do espectro gama dada em s, (δP_{γ}) é a incerteza da probabilidade de emissão de raios gama, porém esta probabilidade foi ignorada, pois a probabilidade de decaimento foi considerada absoluta.

O cálculo da atividade mínima detectável (AMD) por unidade de massa da amostra ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$), para um dado radionuclídeo, com nível de 95 % de confiança, é

baseado na derivação de Currie (L'ANNUNZIATA, 2012), e está de acordo com os padrões estabelecidos pelas Normas ISO 10703 (2007) e ISO 11929 (2010). A expressão utilizada para o cálculo da *AMD* é dada por:

$$AMD = \frac{2,71 + 4.66 \cdot \sigma}{\varepsilon \cdot P_y \cdot v \cdot t} \quad (Eq.XXVII)$$

onde (σ) é o desvio padrão da radiação de fundo (*background*) agregado ao porta-amostra.

Ao término das medições, as amostras foram, quando necessário, segregadas e armazenadas por um período de quarentena para se enquadrar no nível de isenção de $1,00 \times 10^6$ Bq para ^{131}I (CNEN, 2011). O nível de isenção se aplica, entre outros critérios, a quantidade de material radioativo menor que uma tonelada, caso em que as amostras coletadas se enquadram.

3.5 Metodologia para Diluição do Radionuclídeo

Para que o esgoto contendo radionuclídeo na fossa séptica seja liberado como efluente líquido, as instalações de MN devem atender as recomendações normativas vigentes (CNEN, 2014). Visando estimar as concentrações no efluente (Eq. XXVIII), foi delineada uma situação de contorno, da seguinte forma:

- 1) O volume da fossa séptica (v) dada em m^{-3} ;
- 2) O valor da concentração de atividade antes da administração do radionuclídeo (CA_{antes}) dada em Bq m^{-3} ;
- 3) O maior valor da concentração de atividade após a administração do radionuclídeo (CA_{maior}) dada em Bq m^{-3} ;
- 4) O menor valor da concentração de atividade após a administração do radionuclídeo (CA_{menor}) dada em Bq m^{-3} ;

- 5) O valor médio da concentração de atividade após a administração do radionuclídeo ($CA_{médio}$) dada em $Bq\ m^{-3}$;
- 6) O volume de esgoto mensal gerado na instalação hospitalar (V_{inst}) dada em m^{-3} ;
- 7) A mistura ocorre em três bateladas distintas:
- Primeiro período de 10 dias: 1/3 do volume da fossa séptica (v), junto com o valor da concentração de atividade antes da administração do radionuclídeo (CA_{antes});
 - Segundo período de 10 dias: 1/3 da fossa séptica (v), junto com o valor médio da concentração de atividade após a administração do radionuclídeo ($CA_{médio}$);
 - Terceiro período de 10 dias : 1/3 da fossa séptica (v), junto com o valor médio da concentração de atividade após a administração do radionuclídeo, com uma meia vida de decaimento ($CA_{médio(T1/2)}$).

$$CAD = \frac{(v \cdot CA_{antes}) + (v \cdot CA_{médio}) + (v \cdot CA_{médio(T1/2)})}{V_{inst}} \quad (Eq. XXVIII)$$

onde CAD é a concentração em atividade após a diluição do radionuclídeo dada em $Bq\ m^{-3}$.

3.6 Limites Autorizados para Liberação de Efluentes

3.6.1 Recomendações da CNEN

A Norma CNEN-NN-8.01 (CNEN, 2014b), atualmente em vigor no Brasil, autoriza a liberação de radionuclídeos na rede de esgotos, cujas concentrações não devem exceder os valores de concentração média mensal de $1,90 \times 10^4\ Bq \cdot m^{-3}$ para ^{131}I , sendo este valor considerado como Limite Autorizado (LA), o qual será utilizado neste estudo para identificar o atendimento à norma de gerência de rejeito quanto aos aspectos de liberação de efluentes e de avaliação de impacto ambiental dessas liberações

3.6.2 Recomendações da ANVISA

A ANVISA, através da RDC N°38/2008 (BRASIL, 2008), recomenda que a proteção radiológica nas instalações de Medicina Nuclear esteja de acordo como escopo normativo do órgão licenciador da área nuclear no Brasil – Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), respeitando os Princípios da Justificação, da Otimização e da Limitação de Dose para os indivíduos ocupacionalmente expostos (IOE) e indivíduos do público (IP). Por esta RDC ser do ano de 2008, ela cita as normas vigentes naquela data. Estas normas passaram por revisões com o tempo, sendo revogadas e substituídas por novas normas. A Norma CNEN-NN-3.01 (2014a), que trata das diretrizes básicas de proteção radiológica, foi lançada no ano de 2005, sendo posteriormente revisada pela Resolução CNEN 164/14 no ano de 2014. A Norma CNEN-NE-3.02 (2018), que trata dos serviços de radioproteção, foi lançada no ano de 1988, sendo revisada e atualizada pela Resolução CNEN 231/18 no ano de 2018. A Norma CNEN-NE-3.05 (1989), que tratava dos requisitos de segurança e proteção radiológica para Serviços de Medicina Nuclear, foi revogada e substituída pela Norma CNEN-NN-3.05 no ano de 2013. A Norma CNEN-NE-6.02 (1984), que tratava dos requisitos de licenciamento de instalações radioativas, foi revogada e substituída pela Resolução CNEN 112/11 no ano de 2011, sendo posteriormente revogada e substituída pela Norma CNEN-NN-6.02 no ano de 2017. Por fim, a Norma CNEN-NE-6.05 (1985), que tratava da gerência de rejeitos radioativos em instalações radioativas, foi revogada e substituída pela Norma CNEN-NN-8.01 no ano de 2014, na qual a atual norma trata do gerenciamento de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação.

A RDC 222/2018 (BRASIL, 2018) estabelece o regulamento das boas práticas de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde (RSS), o qual deve abranger as etapas de planejamento dos recursos físicos e materiais e da capacitação dos recursos humanos envolvidos. Estes resíduos são agrupados de acordo com o(s) tipo(s) de agente(s), tais como resíduos com a possível presença de agentes biológicos (Grupo A), resíduos contendo produtos químicos (Grupo B), rejeitos radioativos (Grupo C), resíduos que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equivalentes aos resíduos domiciliares (Grupo D), e materiais perfuro-cortantes ou escarificantes, como agulhas, escalpes, ampolas de vidro, entre outros (BRASIL, 2018). No caso dos rejeitos radioativos que integram o Grupo C,

esta resolução recomenda a execução do gerenciamento destes rejeitos para que esteja de acordo como escopo normativo do órgão licenciador da área nuclear no Brasil – Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).

3.6.3 Recomendações da IAEA

Atualmente, a recomendação de radioproteção da IAEA é descrita pelo GSR-3 (IAEA, 2014), que é baseado na ICRP 103 (2007). Nelas, o conceito de diluição de efluentes ainda existe. Alterações conceituais estão sendo desenvolvidas desde a publicação dessas normas. Essas alterações estão sendo consolidadas em diversas publicações.

3.7 Emprego do Modelo Computacional para Estimar a Avaliação de Risco Radiológico Ambiental

O ERICA Tool é o modelo computacional utilizado para estimar os riscos e avaliar as concentrações de atividade e das taxas de dose absorvida dos radionuclídeos nos organismos da biota marinha. As condições de contorno referentes aos parâmetros dados pelo ERICA Tool e utilizados neste estudo foram:

- **Para Nível 1:** proposta da avaliação, seleção de um modelo para configuração de um cenário relacionado ao ambiente marinho (Figura 3.11), seleção do radionuclídeo para ^{131}I , seleção do ambiente para marinho, seleção do valor da taxa de dose ($10 \mu\text{Gy h}^{-1}$, valor recomendado), seleção da concentração do porte abiótico para o meio biótico, a fim de estimar o impacto radiológico ambiental nos próximos níveis e inserção do valor da concentração em atividade calculada para amostra contendo ^{131}I na água dado em Bq L^{-1} ;

- **Para Nível 2:** seleção dos organismos da biota marinha (crustáceos, peixe bentônico, aves, macroalgas, mamíferos, moluscos, peixe pelágico, fitoplâncton, *Polychaeta*, répteis, corais, planta vascular e zooplâncton), fator de incerteza ($FI = 3$), valores tabelados do coeficiente de distribuição (K_d) dados em L kg^{-1} e do fator de concentração

(*FC*) dado em $\text{Bq kg}^{-1}/\text{Bq L}^{-1}$, em peso seco, fatores de ocupação dos *habitats* por organismo e fator de ponderação de radiação w_R para ^{131}I igual a 1.

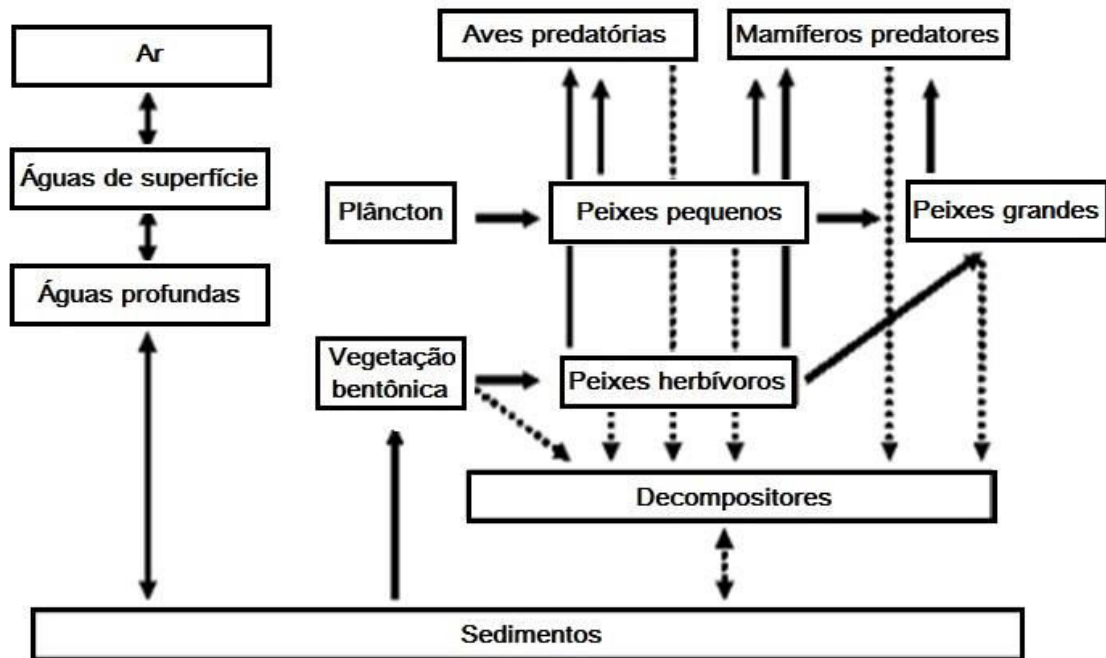


Figura 3.11 – Ilustração de um modelo conceitual referente às vias de dispersão para o ecossistema marinho fornecido no Nível 1 pelo ERICA Tool.

Em termos acadêmicos, o Nível 2 foi utilizado no ERICA Tool com o objetivo de obter os valores estimados das concentrações de atividade para sedimentos e organismos da biota marinha selecionados e das taxas de dose absorvida para os referidos organismos. Para isso, foram inseridos no Nível 1 do ERICA Tool os valores medidos da concentração em atividade para água das amostras de esgoto coletadas na ESA.

As Tabelas 3.4 e 3.5 apresentam, respectivamente, a distribuição dos fatores de ocupação e os valores do fator de concentração (*FC*) e do coeficiente de distribuição (K_d) para estes organismos referentes ao iodo no ERICA Tool. Os fatores de ocupação

foram dados para cada organismo em função do contato com o tipo de ambiente (água, água-superfície, sedimento, sedimento-superfície).

Tabela 3.4 – Distribuição dos fatores de ocupação para cada organismo de referência da biota marinha fornecida para o ERICA Tool.

Organismos	Fatores de ocupação			
	Água-superfície	Água	Sedimento-superfície	Sedimento
Macroalgas	0,00	1,00	0,00	0,00
Fitoplânctons	0,00	1,00	0,00	0,00
Plantas Vasculares	0,00	0,00	1,00	0,00
Zooplânctons	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Polychaeta</i>	0,00	0,00	0,00	1,00
Crustáceos	0,00	0,50	0,50	0,00
Aves	0,25	0,25	0,50	0,00
Mamíferos	0,50	0,00	0,50	0,00
Répteis	0,00	0,50	0,50	0,00
Moluscos	0,00	0,00	1,00	0,00
Peixes Bentônicos	0,00	1,00	0,00	0,00
Peixes Pelágicos	0,00	1,00	0,00	0,00
Corais	0,00	1,00	0,00	0,00

Tabela 3.5 – Valores do fator de concentração (*FC*) e do coeficiente de distribuição (*K_d*) referente ao iodo para cada organismo da biota marinha obtidos com ERICA Tool.

Organismos	Fator de concentração [Bq kg⁻¹ (massa úmida) / Bq L⁻¹]	Coeficiente de distribuição (L kg⁻¹)
Macroalgas	4,20 x 10 ³	1,86 x 10 ²
Fitoplânctons	9,50 x 10 ²	
Plantas Vasculares	2,40 x 10	
Zooplânctons	3,10 x 10 ³	
<i>Polychaeta</i>	8,80 x 10 ³	
Crustáceos	3,92 x 10	
Aves	6,80 x 10 ⁻¹	
Mamíferos	6,80 x 10 ⁻¹	
Répteis	6,80 x 10 ⁻¹	
Moluscos	8,80 x 10 ³	
Peixes Bentônicos	9,00 x 10 ⁰	
Peixes Pelágicos	9,00 x 10 ⁰	
Corais	8,80 x 10 ³	

Os coeficientes de distribuição (*K_d*) têm por finalidade prever o comportamento dos radionuclídeos lançados no meio ambiente (LIMA, 1992). O valor do (*K_d*) no ERICA Tool para o iodo é de 1,86 x 10² L kg⁻¹, e está de acordo com o valor recomendado pela TRS 422 da IAEA (2004) para o ambiente marinho, que é de 2,00 x 10² L kg⁻¹.

Um dos modelos mais usados para representar as vias de dispersão dos radionuclídeos até o homem e a biota é baseado no fator de concentração (*FC*)

(HEILBRON *et al.*, 2004). Atualmente, os fatores de concentração (*FC*) mantêm valores padrões operacionais que são úteis para permitir a comparação da capacidade de diferentes espécies em concentrar o mesmo radionuclídeo no ambiente marinho (CARVALHO, 2018). Assim, o valor do (*FC*) para um dado organismo é geralmente usado no ERICA Tool como referência em relação aos demais organismos para um dado radionuclídeo. Foi considerado como referência o valor do (*FC*) dos mamíferos [$6,80 \times 10^{-1}$ Bq kg⁻¹ (massa úmida)/Bq L⁻¹] para aves e répteis. De modo análogo, foi considerado o valor do (*FC*) dos moluscos [$8,80 \times 10^3$ Bq kg⁻¹ (massa úmida)/Bq L⁻¹] para Classe *Polychaeta* e corais. O valor do (*FC*) para mamíferos e para moluscos foram fornecidos pelo *Wildlife Transfer Database* e estão disponíveis para consulta no portal (<http://www.wildlifetransferdatabase.org/mainpage.asp>) (PORTAL WTD, 2013). A Figura 3.12 ilustra a distribuição gráfica dos fatores de concentração do iodo para cada organismo da biota marinha.

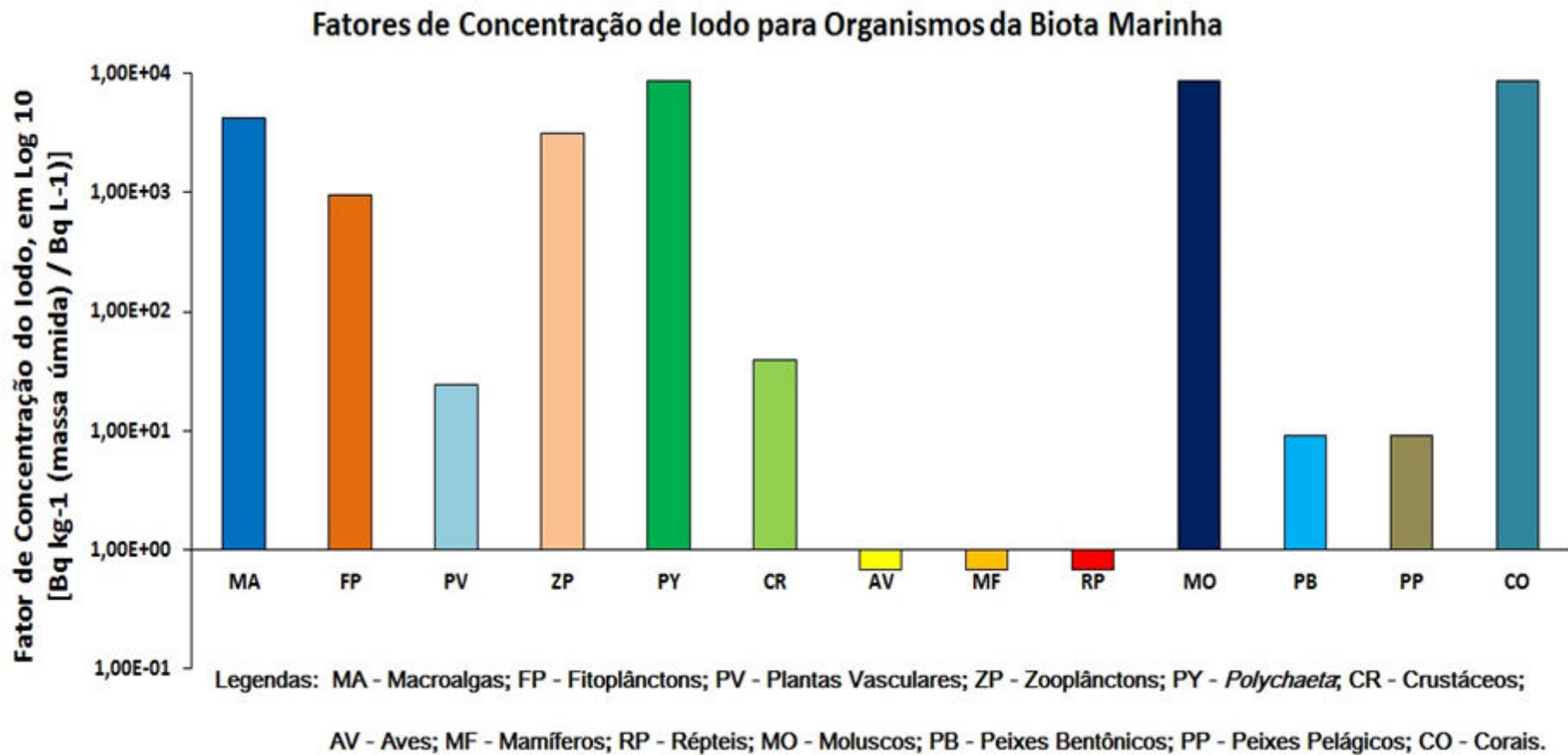


Figura 3.12 – Distribuição gráfica dos fatores de concentração de iodo para organismos da biota marinha.

Os coeficientes de dose interna (CD_{int}) e externa (CD_{ext}) para os organismos da biota marinha referentes ao ^{131}I são usados nas equações para os cálculos estimados das taxas de dose absorvida nos organismos da biota marinha. A Tabela 3.6 apresenta os valores para coeficiente de dose interna (CD_{int}) e externa (CD_{ext}) referentes ao ^{131}I e que, junto com os valores medidos da concentração em atividade (CA) na água e dos valores do coeficiente de distribuição (K_d) e dos fatores de concentração (FC), servem para estimar os valores das taxas de dose absorvida externa (\dot{D}_{ext}^{org}), interna (\dot{D}_{int}^{org}) e total (\dot{D}_{total}^{org}) para os organismos da biota marinha. Os mamíferos e répteis apresentam maior valor do coeficiente de dose interna, com $2,40 \times 10^{-4} \mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq h}^{-1}$ (massa úmida), porém apresentam menores valores do coeficiente de dose externa, respectivamente com $8,90 \times 10^{-5} \mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq h}^{-1}$ (massa úmida) e $9,20 \times 10^{-5} \mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq h}^{-1}$ (massa úmida). Os fitoplânctons apresentam menor valor do coeficiente de dose interna, com valor de $6,31 \times 10^{-5} \mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq h}^{-1}$ (massa úmida), porém apresentam maior valor do coeficiente de dose externa, com valor de $2,67 \times 10^{-4} \mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq h}^{-1}$ (massa úmida).

Tabela 3.6 – Valores dos coeficientes de dose interna (CD_{int}) e externa (CD_{ext}) para os organismos da biota marinha.

Organismos	Coeficiente de dose interna [$\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$ (massa úmida)]	Coeficiente de dose externa [$\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$ (massa úmida)]
Macroalgas	$1,10 \times 10^{-4}$	$2,20 \times 10^{-4}$
Fitoplânctons	$6,31 \times 10^{-5}$	$2,67 \times 10^{-4}$
Plantas Vasculares	$1,20 \times 10^{-4}$	$2,10 \times 10^{-4}$
Zooplânctons	$9,80 \times 10^{-5}$	$2,30 \times 10^{-4}$
<i>Polychaeta</i>	$1,10 \times 10^{-4}$	$2,20 \times 10^{-4}$
Crustáceos	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,90 \times 10^{-4}$
Aves	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,90 \times 10^{-4}$
Mamíferos	$2,40 \times 10^{-4}$	$8,90 \times 10^{-5}$
Répteis	$2,40 \times 10^{-4}$	$9,20 \times 10^{-5}$
Moluscos	$1,20 \times 10^{-4}$	$2,10 \times 10^{-4}$
Peixes Bentônicos	$1,30 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-4}$
Peixes Pelágicos	$1,30 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-4}$
Corais	$1,10 \times 10^{-4}$	$2,20 \times 10^{-4}$

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Resultados do Levantamento das Instalações de Medicina Nuclear em Operação

Com base da consulta feita no portal da CNEN referente ao mês de janeiro de 2016, foram contabilizadas 29 instalações de Medicina Nuclear em operação no Município do Rio de Janeiro. Conforme a ilustração da Figura 3.1, a Zona Norte do Município (instalações identificadas com marcadores amarelos) possui o maior número de instalações de Medicina Nuclear em operação com 9 instalações, seguida pelo Centro da Cidade (instalações identificadas com marcadores azuis) e Zona Sul (instalações identificadas com marcadores verdes) com 8 instalações, cada, e Zona Oeste (instalações identificadas com marcadores vermelhos) com 4 instalações. O Centro da Cidade é o que tem a maior concentração de instalações de Medicina Nuclear por conta da proximidade entre elas, enquanto que a Zona Norte registra a maior dispersão das instalações de Medicina Nuclear.

4.2 Resultados do Levantamento dos Radionuclídeos Utilizados

Baseado no portal da CNEN, foram distribuídos 17 diferentes tipos de radionuclídeos autorizados pela referida autarquia para as 29 instalações de Medicina Nuclear em operação, cujo número total de radionuclídeos distribuídos foi de 185, como descrito na Tabela 4.1. Os radionuclídeos que tiveram a maior distribuição foram o ^{99m}Tc e ^{131}I (presentes em 24 instalações, cada), ^{201}Tl (presente em 23 instalações) e ^{67}Ga (presente em 22 instalações). Os radionuclídeos que tiveram a menor distribuição foram ^{177}Lu (presente em 7 instalações), ^{90}Y (presente em 5 instalações), ^{51}Cr (presente em 4 instalações), ^{14}C (presente em 2 instalações) e ^3H e ^{68}Ga (presentes em 1 instalação, cada).

Tabela 4.1 – Tipos de radionuclídeos distribuídos nas instalações de Medicina Nuclear no Município do Rio de Janeiro. A coluna da direita indica a distribuição percentual dos radionuclídeos (Fonte: Portal CNEN. Link: <http://www.cnem.gov.br/instalacoes-autorizadas>. Compilado em 22 de Janeiro de 2016).

Radionuclídeo	Número de radionuclídeos distribuídos nas instalações de MN	%
Carbono-14	2	1,1
Cromo-51	4	2,2
Índio-111	14	7,6
Iodo-123	19	10,3
Iodo-124	2	1,1
Iodo-125	2	1,1
Iodo-131	24	13,0
Flúor-18	9	4,9
Gálio-67	22	11,9
Gálio-68	1	0,5
Ítrio-90	5	2,7
Lutécio-177	7	3,8
Rádio-223	10	5,4
Samário-153	16	8,6
Tálio-201	23	12,4
Tecnécio-99m	24	13,0
Trítio-3	1	0,5
Total	185	100,0

Com base dos dados obtidos na planilha eletrônica, foram calculados os valores estimados da atividade total para os radionuclídeos autorizados pela CNEN para as instalações de Medicina Nuclear do Município do Rio de Janeiro referente ao ano de 2016, conforme a descrição na Tabela 4.2. Entre os 17 tipos de radionuclídeos pesquisados neste estudo, destacam-se o ^{99m}Tc [atividade total = $1,38 \times 10^{14}$ Bq; média = $(5,74 \pm 3,48) \times 10^{12}$ Bq], ^{18}F [atividade total = $4,18 \times 10^{13}$ Bq; média = $(5,34 \pm 4,93) \times 10^{13}$ Bq] e ^{177}Lu [atividade total = $1,76 \times 10^{13}$ Bq; média = $(2,51 \pm 3,36) \times 10^{12}$ Bq], pois estes radionuclídeos são utilizados, respectivamente, para execução de exames de cintilografia SPECT, exames PET e para tratamento de pacientes portadores de tumores hematológicos (linfomas) (MASSICANO, 2016) e tumores da linhagem neuroendócrina (GOMES, 2016; PORTAL HOSPITAL ISRAELITA ALBERT EINSTEIN, 2016). O ^{131}I [atividade total = $1,58 \times 10^{13}$ Bq; média = $(6,59 \pm 9,42) \times 10^{11}$ Bq] também se destaca pela sua alta atividade, sendo utilizado na incorporação da tireóide em pacientes tanto para realização de exames de cintilografia quanto para internação em quarto terapêutico (radioiodoterapia). O ^{153}Sm [atividade total = $4,72 \times 10^{12}$ Bq; média = $(2,95 \pm 1,65) \times 10^{11}$ Bq], ^{90}Y [atividade total = $2,41 \times 10^{12}$ Bq; média = $(4,81 \pm 1,65) \times 10^{11}$ Bq] e ^{201}Tl [atividade total = $2,16 \times 10^{12}$ Bq; média = $(9,41 \pm 10,70) \times 10^{10}$ Bq] destacam-se por serem utilizados, respectivamente, para tratamento paliativo da dor de pacientes com metástase óssea, para tratamento de pacientes com câncer de fígado e para o diagnóstico de doenças coronárias e detecção de tumores. O ^{14}C [atividade total = $1,87 \times 10^9$ Bq; média = $(9,34 \pm 13,00) \times 10^8$ Bq] é utilizado para realização de testes respiratórios para detecção e pesquisa de *Helicobacter pylori*, responsável pela infecção gástrica. A Figura 4.1 apresenta a estimativa dos valores de atividade total dos radionuclídeos utilizados nas instalações de Medicina Nuclear em operação no Município do Rio de Janeiro.

Tabela 4.2 – Valores estimados de atividade total e da média dos radionuclídeos referente ao ano de 2016. Entre parênteses, o número de instalações de Medicina Nuclear que operam com o radionuclídeo.

Radionuclídeo	Atividade total (Bq)	Média (Bq)
Carbono-14 (n = 2)	$1,87 \times 10^9$	$(9,34 \pm 13,00) \times 10^8$
Cromo-51 (n = 4)	$2,96 \times 10^{10}$	$(7,40 \pm 3,70) \times 10^9$
Índio-111 (n = 14)	$4,98 \times 10^{11}$	$(3,55 \pm 3,35) \times 10^{10}$
Iodo-123 (n = 19)	$1,45 \times 10^{12}$	$(7,64 \pm 5,21) \times 10^{10}$
Iodo-124 (n = 2)	$1,11 \times 10^{11}$	$(5,55 \pm 0,00) \times 10^{10}$
Iodo-125 (n = 2)	$1,86 \times 10^9$	$(9,30 \pm 13,00) \times 10^8$
Iodo-131 (n = 24)	$1,58 \times 10^{13}$	$(6,59 \pm 9,42) \times 10^{11}$
Flúor-18 (n = 9)	$4,81 \times 10^{13}$	$(5,34 \pm 4,93) \times 10^{12}$
Gálio-67 (n = 22)	$1,08 \times 10^{12}$	$(4,92 \pm 4,04) \times 10^{10}$
Gálio-68 (n = 1)	$1,85 \times 10^{11}$	$1,85 \times 10^{11}$
Ítrio-90 (n = 5)	$2,41 \times 10^{12}$	$(4,81 \pm 1,65) \times 10^{11}$
Lutécio-177 (n = 7)	$1,76 \times 10^{13}$	$(2,51 \pm 3,36) \times 10^{12}$
Rádio-223 (n = 10)	$1,51 \times 10^{11}$	$(1,51 \pm 2,80) \times 10^{10}$
Samário-153 (n = 16)	$4,72 \times 10^{12}$	$(2,95 \pm 1,65) \times 10^{11}$
Tálio-201 (n = 23)	$2,16 \times 10^{12}$	$(9,41 \pm 10,70) \times 10^{10}$
Tecnécio-99m (n = 24)	$1,38 \times 10^{14}$	$(5,74 \pm 3,48) \times 10^{12}$
Trítio-3 (n = 1)	$8,88 \times 10^7$	$8,88 \times 10^7$

Estimativa dos valores de atividade total dos radionuclídeos a serem utilizados nas instalações de Medicina Nuclear no Município do Rio de Janeiro para o ano de 2016

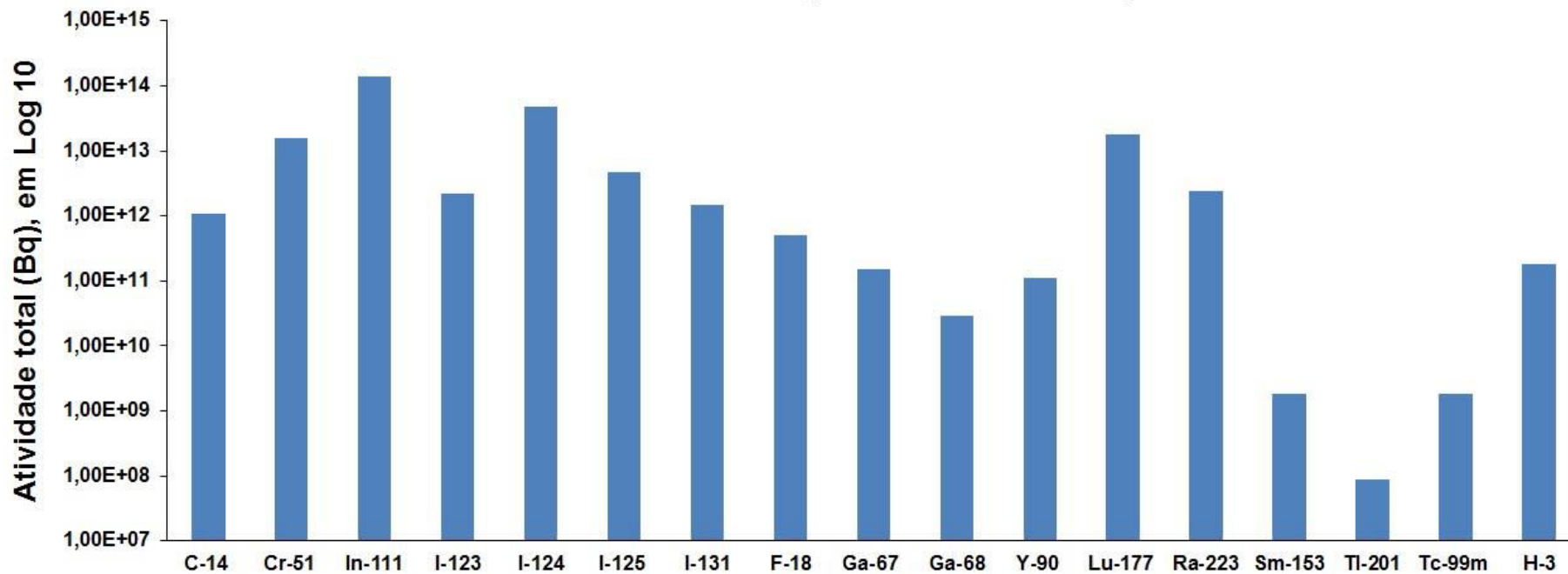


Figura 4.1 – Distribuição dos valores de atividade total para cada radionuclídeo utilizado nas instalações de Medicina Nuclear no Município do Rio de Janeiro referente ao ano de 2016.

4.3 Resultados Referentes às Amostras Coletadas em uma Instalação Hospitalar

Neste estudo, foram coletadas na fossa séptica 17 amostras de esgoto. Nesta condição, o esgoto não foi considerado como sendo efluente. A Tabela 4.3 apresenta os valores da concentração em atividade (CA) do ^{131}I obtidos para as 5 amostras coletadas antes e depois da internação dos pacientes entre os meses de julho e setembro de 2016. De modo análogo, a Tabela 4.4 apresenta os valores da concentração em atividade do ^{131}I obtidos para as 12 amostras coletadas no período da internação do paciente no mês de fevereiro de 2017. Em ambas as situações, os valores estimados para a concentração em atividade do ^{131}I após a diluição foram menores que o nível de dispensa (ver Tabelas 4.3 e 4.4).

Tabela 4.3 – Comparação dos valores médios da concentração em atividade para o ^{131}I presente nas amostras de esgoto coletadas na fossa séptica da instalação hospitalar no 2º semestre de 2016 com o valor estimado após a diluição.

Amostras	Data das coletas	Concentração em atividade (Bq m^{-3})		
		Valores medidos	Valor estimado após a diluição	Nível de dispensa ^(a)
S01	08/07/2016 (DIP)	$(1,86 \pm 0,01) \times 10^9$	$1,00 \times 10^4$	$1,90 \times 10^4$
S02	26/07/2016 (AIP)	$(1,07 \pm 0,01) \times 10^8$		
S03	28/07/2016 (DIP)	$(8,96 \pm 0,02) \times 10^8$		
S04	27/09/2016 (AIP)	$(1,31 \pm 0,00) \times 10^3$		
S05	29/09/2016 (DIP)	$(1,12 \pm 0,01) \times 10^9$		

Notas: (AIP) – antes da internação do paciente no quarto terapêutico; (DIP) – depois da internação do paciente no quarto terapêutico; ^(a) Norma CNEN-NN-8.01 (2014b).

Tabela 4.4 – Comparação dos valores médios da concentração em atividade para o ^{131}I presente nas amostras de esgoto coletadas na fossa séptica da instalação hospitalar no 1º semestre de 2017 com o valor estimado após a diluição.

Amostras	Data das coletas	Concentração em atividade (Bq m^{-3})		
		Valores medidos	Valor estimado após a diluição	Nível de dispensa ^(a)
S06	15/02/2017	$(9,18 \pm 0,00) \times 10^5$	$1,40 \times 10^4$	$1,90 \times 10^4$
S07		$(9,17 \pm 0,00) \times 10^5$		
S08		$(7,74 \pm 0,00) \times 10^6$		
S09		$(5,39 \pm 0,00) \times 10^8$		
S10		$(5,79 \pm 0,00) \times 10^8$		
S11		$(1,30 \pm 0,00) \times 10^9$		
S12	16/02/2017	$(1,00 \pm 0,00) \times 10^9$		
S13		$(1,02 \pm 0,00) \times 10^9$		
S14		$(1,00 \pm 0,00) \times 10^9$		
S15		$(1,04 \pm 0,00) \times 10^9$		
S16	17/02/2017	$(7,26 \pm 0,00) \times 10^8$		
S17	20/02/2017	$(3,85 \pm 0,00) \times 10^8$		

Notas: ^(a) Norma CNEN-NN-8.01 (2014b).

Nos resultados encontrados neste estudo, vemos que os rejeitos contendo ^{131}I da terapia radiofarmacêutica requerem precauções especiais a partir do armazenamento adequado para o decaimento radioativo e do efeito da diluição para reduzir a concentração em atividade deste radionuclídeo, a fim de minimizar o impacto ambiental após a liberação do efluente (IAEA, 2018c). A instalação médica deve especificar a opção ideal relacionada à liberação do esgoto, levando em consideração as

características econômicas, sociais, ambientais e de segurança, entre outras (IAEA, 2018a). Além disso, deve determinar as características e atividades nos pontos de liberação de esgoto, as vias de exposição dos radionuclídeos dispersos que possam provocar exposição dos indivíduos do público, e os impactos radiológicos no meio ambiente de forma integral com as características do sistema de radioproteção, em conformidade com a exigência da autoridade reguladora nacional (IAEA, 2014a, 2018b). Para a instalação ser autorizada, há análise no Plano de Gerenciamento de Rejeitos pelo órgão regulador onde a instalação demonstra a eficiência da diluição de todo material radioativo consumido.

4.4 Resultados Referentes às Amostras Coletadas em uma Estação de Saneamento Ambiental

4.4.1. Resultados em Termos de Concentração em Atividade

O sistema de medição por espectrometria gama de HPGe detectou a presença de picos energéticos de ^{131}I acima da atividade mínima detectável (*AMD*) para as 5 amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental (ESA) entre os meses de outubro e novembro de 2016. A Tabela 4.5 apresenta os dados referentes aos valores da atividade mínima detectável (*AMD*) e da concentração em atividade (*CA*) do ^{131}I , sendo a amostra S18 apresentou maior valor da concentração em atividade. O material presente está dentro do nível de dispensa (CNEN, 2014b). Os valores detectados da concentração em atividade do ^{131}I serviram para sua inserção no ERICA Tool para estimar os valores médios das concentrações de atividade para os compartimentos abióticos (sedimentos) e bióticos (organismos da biota marinha) e para as taxas de dose absorvida (externa, interna e total).

Tabela 4.5 – Dados das medições de atividade mínima detectável e da concentração em atividade do ^{131}I na água para as amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental (ESA) no 2º semestre de 2016.

Amostras	Data das coletas	Atividade mínima detectável (Bq)	Concentração em atividade		
			(Bq L ⁻¹) ^(b)	(Bq m ⁻³) ^(c)	Nível de dispensa (Bq m ⁻³) ^(d)
S18	31/10/2016	4,82	1,12 x 10 ¹	1,12 x 10 ⁴	1,90 x 10 ⁴
S19	01º/11/2016	4,22	9,43 x 10 ⁰	9,43 x 10 ³	
S20	03/11/2016	3,46	8,19 x 10 ⁰	8,19 x 10 ³	
S21	07/11/2016	2,68	6,29 x 10 ⁰	6,29 x 10 ³	
S22	09/11/2016	2,38	5,52 x 10 ⁰	5,52 x 10 ³	

Notas: ^(b) Valor estimado da concentração em atividade do ^{131}I com ERICA Tool em Bq L⁻¹; ^(c) Valor convertido da concentração em atividade do ^{131}I em Bq m⁻³; ^(d) Norma CNEN-NN-8.01 (2014b).

As Tabelas 4.6 e 4.7 apresentam, respectivamente, os valores médios estimados da concentração em atividade para sedimentos e organismos da biota marinha obtidos com o ERICA Tool a partir dos valores do fator de concentração (*FC*), do coeficiente de distribuição (*K_d*) (ver Tabela 3.4) e dos valores medidos da concentração em atividade do ^{131}I na água (ver Tabela 4.5). O valor médio estimado para a concentração em atividade do ^{131}I em sedimentos foi de $(1,52 \pm 0,43) \times 10^3 \text{ Bq kg}^{-1}$ (massa seca).

Tabela 4.6 – Valores estimados de concentração em atividade do ^{131}I em sedimentos referentes às amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental.

Amostras	Data das coletas	Concentração em atividade de ^{131}I em sedimentos [Bq kg^{-1} (massa seca)]
S18	31/10/2016	$2,10 \times 10^3$
S19	01º/11/2016	$1,76 \times 10^3$
S20	03/11/2016	$1,53 \times 10^3$
S21	07/11/2016	$1,18 \times 10^3$
S22	09/11/2016	$1,03 \times 10^3$
Média		$(1,52 \pm 0,43) \times 10^3$

Tabela 4.7 – Valores médios estimados da concentração em atividade do ^{131}I para os organismos da biota marinha referentes às amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental (Número de amostras coletadas = 5).

Organismos	Concentração em atividade (Bq kg ⁻¹ , massa úmida)
Macroalgas	$(3,42 \pm 0,97) \times 10^4$
Fitoplânctons	$(7,74 \pm 2,21) \times 10^3$
Plantas Vasculares	$(1,95 \pm 0,56) \times 10^2$
Zooplânctons	$(2,52 \pm 0,71) \times 10^4$
<i>Polychaeta</i>	$(7,17 \pm 2,03) \times 10^4$
Crustáceos	$(3,19 \pm 0,91) \times 10^2$
Aves	$(5,54 \pm 1,57) \times 10^0$
Mamíferos	$(5,54 \pm 1,57) \times 10^0$
Répteis	$(5,54 \pm 1,57) \times 10^0$
Moluscos	$(7,17 \pm 2,03) \times 10^4$
Peixes Bentônicos	$(7,33 \pm 2,07) \times 10^1$
Peixes Pelágicos	$(7,33 \pm 2,07) \times 10^1$
Corais	$(7,17 \pm 2,03) \times 10^4$

A Figura 4.2 ilustra o gráfico onde se têm os valores médios estimados da concentração em atividade do ^{131}I para os organismos da biota marinha descritos na Tabela 4.7. A Classe *Polychatea*, os moluscos e os corais obtiveram o maior valor médio estimado da concentração em atividade enquanto que aves, mamíferos e répteis tiveram o menor valor médio estimado da concentração em atividade. Isso se deve ao valor do fator de concentração (*FC*) referente a moluscos para a Classe *Polychatea* e corais e ao valor do *FC* referente a mamíferos para aves e répteis, conforme as suas respectivas descrições dadas nas páginas 82 e 83.

Valores Médios Estimados da Concentração em Atividade de Iodo-131 para os Organismos da Biota Marinha

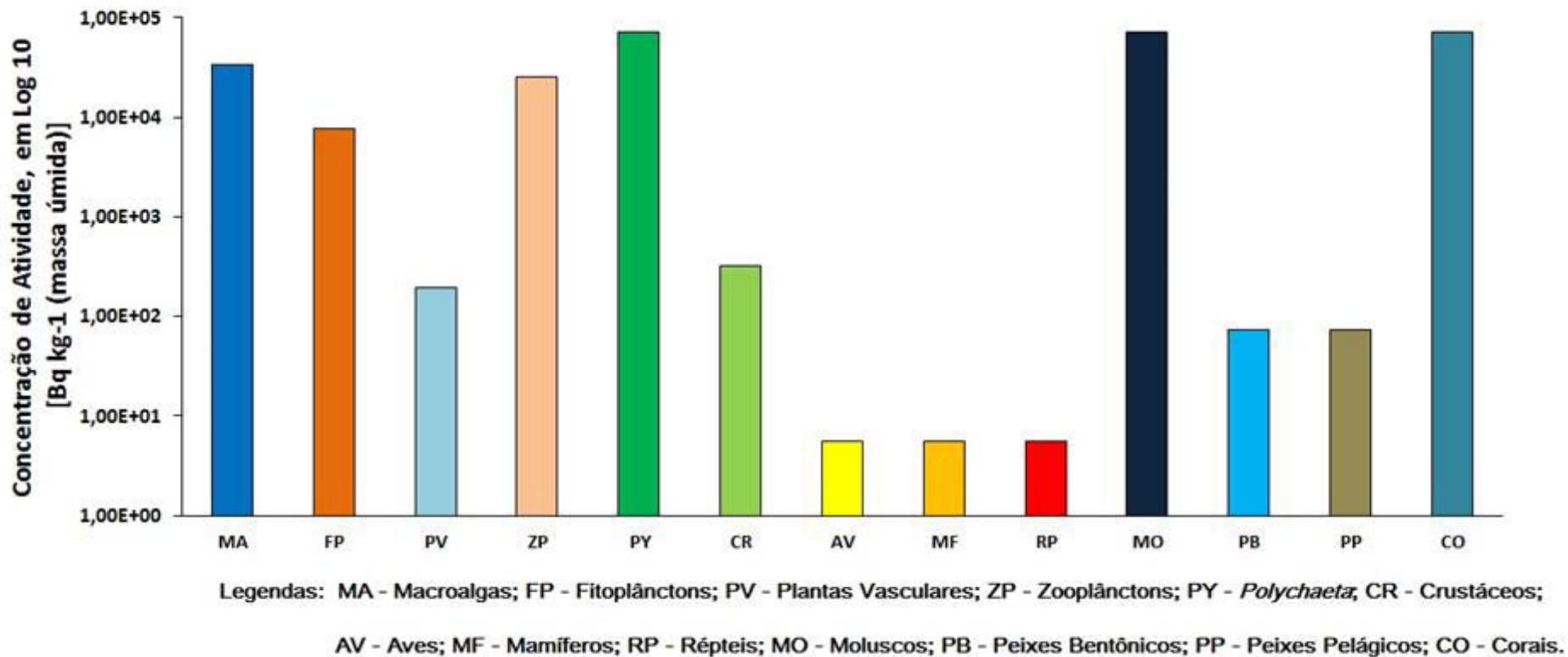


Figura 4.2 – Distribuição gráfica dos valores médios estimados das concentrações em atividade de ¹³¹I para os organismos da biota marinha.

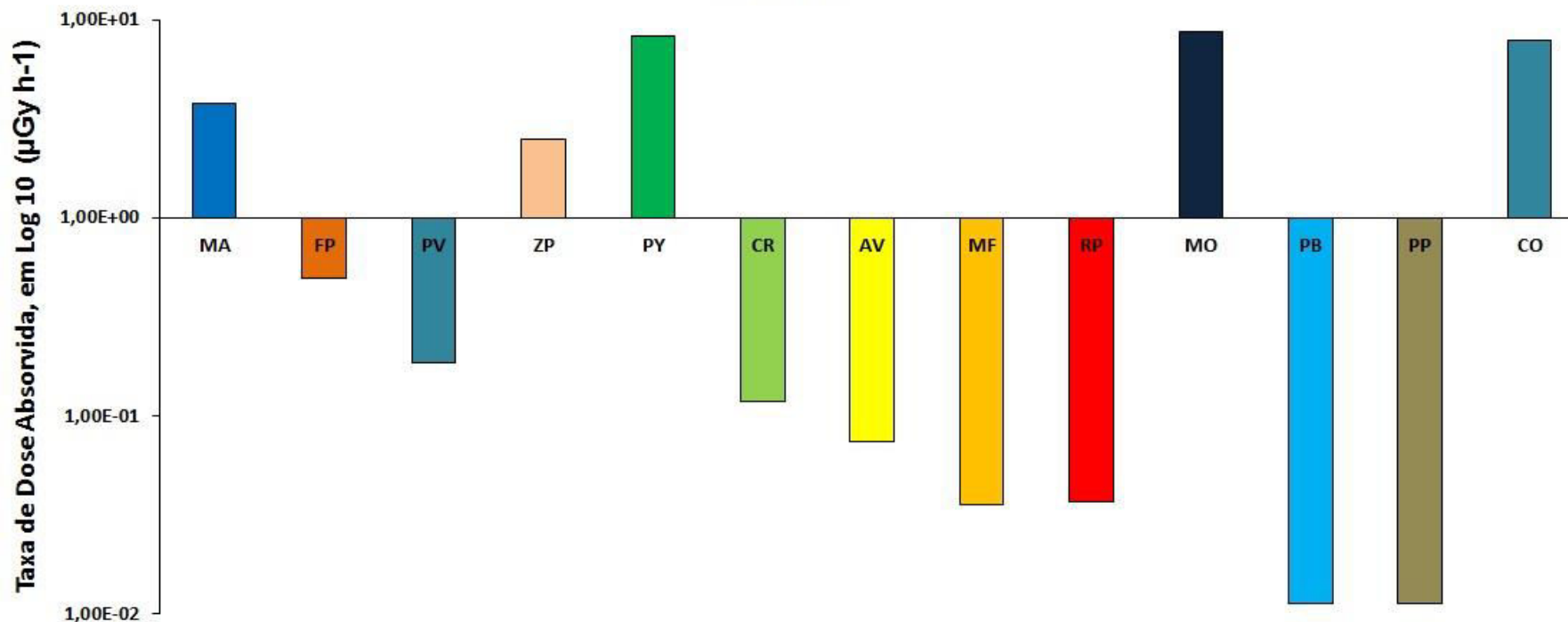
4.4.2. Resultados em Termos de Taxa de Dose Absorvida

A Tabela 4.8 apresenta os valores médios estimados das taxas de dose absorvida de ^{131}I [externa (\dot{D}_{ext}^{org}), interna (\dot{D}_{int}^{org}) e total (\dot{D}_{total}^{org})] para os organismos da biota marinha obtidos com o ERICA Tool. As taxas de dose absorvida externa são obtidas através da distribuição do *habitat* ocupado para cada organismo, conforme a descrição na Tabela 3.3. Para a classe *Polychaeta*, a taxa de dose absorvida externa está totalmente distribuída nos sedimentos (100 %); para moluscos e plantas vasculares, totalmente distribuída na superfície dos sedimentos (100 %); para as aves, no ambiente aquático (25 %), na superfície da água (25 %) e na superfície dos sedimentos (50 %); para os mamíferos, na superfície da água (50 %) e na superfície dos sedimentos (50 %); para os répteis e crustáceos, no meio aquático (50 %) e na superfície dos sedimentos (50 %); para peixes bentônicos, macroalgas, peixes pelágicos, fitoplânctons, corais e zooplânctons, totalmente distribuída no meio aquático (100 %). As taxas de dose absorvida interna são obtidas por estimativa de incorporação de ^{131}I nestes organismos, cujo fator de ponderação (w_R) dado pela Publicação ICRP 103 (2007) para o ^{131}I é igual a 1. À exceção dos crustáceos, aves, mamíferos, répteis e plantas vasculares, os demais organismos da biota marinha apresentam valores estimados das taxas de dose absorvida interna maiores se comparados com os valores estimados das taxas de dose absorvida externa. As taxas de dose absorvida total são obtidas pela agregação dos valores estimados das taxas de dose absorvida externa e interna. Os moluscos apresentam maior valor médio estimado da taxa de dose absorvida total entre os organismos da biota marinha, seguidos da Classe de *Polychaeta* e corais. Os peixes bentônicos e pelágicos apresentam o menor valor médio estimado da taxa de dose absorvida total, seguidos de mamíferos e répteis. A Figura 4.3 ilustra a distribuição gráfica dos valores médios estimados das taxas de dose absorvida total de ^{131}I para os organismos da biota marinha.

Tabela 4.8 – Valores médios estimados da taxa de dose absorvida de ^{131}I para os organismos da biota marinha referentes às amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental.

Organismos	Valores médios da taxa de dose absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)		
	Externa	Interna	Total
Macroalgas	$(1,79 \pm 0,51) \times 10^{-3}$	$(3,78 \pm 1,07) \times 10^0$	$(3,78 \pm 1,08) \times 10^0$
Fitoplânctons	$(2,17 \pm 0,62) \times 10^{-3}$	$(4,88 \pm 1,39) \times 10^{-1}$	$(4,90 \pm 1,39) \times 10^{-1}$
Plantas Vasculares	$(1,60 \pm 0,45) \times 10^{-1}$	$(2,35 \pm 0,67) \times 10^{-2}$	$(1,84 \pm 0,52) \times 10^{-1}$
Zooplânctons	$(1,87 \pm 0,53) \times 10^{-3}$	$(2,47 \pm 0,70) \times 10^0$	$(2,48 \pm 0,70) \times 10^0$
<i>Polychaeta</i>	$(3,34 \pm 0,95) \times 10^{-1}$	$(7,89 \pm 2,25) \times 10^0$	$(8,21 \pm 2,32) \times 10^0$
Crustáceos	$(7,33 \pm 2,07) \times 10^{-2}$	$(4,47 \pm 1,27) \times 10^{-2}$	$(1,18 \pm 0,34) \times 10^{-1}$
Aves	$(7,31 \pm 2,08) \times 10^{-2}$	$(7,76 \pm 2,20) \times 10^{-4}$	$(7,39 \pm 2,10) \times 10^{-2}$
Mamíferos	$(3,41 \pm 0,97) \times 10^{-2}$	$(1,33 \pm 0,38) \times 10^{-3}$	$(3,55 \pm 1,01) \times 10^{-2}$
Répteis	$(3,55 \pm 1,01) \times 10^{-2}$	$(1,33 \pm 0,38) \times 10^{-3}$	$(3,68 \pm 1,04) \times 10^{-2}$
Moluscos	$(1,60 \pm 0,45) \times 10^{-1}$	$(8,61 \pm 2,45) \times 10^0$	$(8,75 \pm 2,48) \times 10^0$
Peixes Bentônicos	$(1,63 \pm 0,46) \times 10^{-3}$	$(9,53 \pm 2,72) \times 10^{-3}$	$(1,12 \pm 0,32) \times 10^{-2}$
Peixes Pelágicos	$(1,63 \pm 0,46) \times 10^{-3}$	$(9,53 \pm 2,72) \times 10^{-3}$	$(1,12 \pm 0,32) \times 10^{-2}$
Corais	$(1,79 \pm 0,51) \times 10^{-3}$	$(7,89 \pm 2,25) \times 10^0$	$(7,89 \pm 2,25) \times 10^0$

Valores Médios de Taxa de Dose Absorvida Total para os Organismos da Biota Marinha



Legendas: MA - Macroalgas; FP - Fitoplânctons; PV - Plantas Vasculares; ZP - Zooplânctons; PY - *Polychaeta*; CR - Crustáceos;

AV - Aves; MF - Mamíferos; RP - Répteis; MO - Moluscos; PB - Peixes Bentônicos; PP - Peixes Pelágicos; CO - Corais.

Figura 4.3 – Distribuição gráfica para os valores médios estimados da taxa de dose absorvida total de ¹³¹I para os organismos da biota marinha.

4.4.3 Comparação dos Valores Estimados das Taxas de Dose Absorvida com o Valor de Referência

A Tabela 4.9 estabelece a comparação dos valores estimados das taxas de dose absorvida de ^{131}I [externa (água e sedimentos), interna (organismos) e total] de cada organismo da biota marinha com o valor da taxa de dose absorvida de referência em função do *habitat* de cada organismo, tendo com parâmetro a amostra S18 (amostra de maior atividade) coletada na Estação de Saneamento Ambiental. A maior contribuição para as taxas de dose absorvida total vem da taxa de dose absorvida interna proveniente dos organismos da biota marinha (69,23 %), seguido dos valores das taxas de dose absorvida externa proveniente da água e sedimentos para aves, mamíferos e répteis (23,08 %). A menor contribuição vem da taxa de dose absorvida externa proveniente dos sedimentos para plantas vasculares (7,69 %). Ao comparar os valores estimados das taxas de dose absorvida total de cada organismo da biota marinha com o valor de referência ($10 \mu\text{Gy h}^{-1}$), observa-se que a Classe *Polychatea*, os moluscos e os corais possuem valores estimados acima do valor de referência indicando, assim, risco alto. A Figura 4.4 ilustra graficamente essa comparação.

Tabela 4.9 – Comparação dos valores estimados das taxas de dose absorvida de ^{131}I [externa (água e sedimento), interna (organismo) e total] dos organismos da biota marinha com o valor de referência (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).

Organismos	Taxa de dose absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)				Referência	Risco
	Água (externa)	Sedimento (externa)	Organismo (interna)	Total		
Macroalgas	$2,47 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$5,21 \times 10^0$	$5,22 \times 10^0$	$1,00 \times 10^1$	Baixo
Fitoplânctons	$3,00 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$6,74 \times 10^{-1}$	$6,77 \times 10^{-1}$		Baixo
Plantas Vasculares	$0,00 \times 10^0$	$2,21 \times 10^{-1}$	$3,24 \times 10^{-2}$	$2,54 \times 10^{-1}$		Baixo
Zooplânctons	$2,59 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$3,41 \times 10^0$	$3,42 \times 10^0$		Baixo
<i>Polychaeta</i>	$0,00 \times 10^0$	$4,61 \times 10^{-1}$	$1,09 \times 10^1$	$1,13 \times 10^1$		Alto
Crustáceos	$5,05 \times 10^{-2}$	$5,05 \times 10^{-2}$	$6,17 \times 10^{-2}$	$1,63 \times 10^{-1}$		Baixo
Aves	$5,05 \times 10^{-2}$	$5,05 \times 10^{-2}$	$1,07 \times 10^{-3}$	$1,02 \times 10^{-1}$		Baixo
Mamíferos	$2,36 \times 10^{-2}$	$2,36 \times 10^{-2}$	$1,83 \times 10^{-3}$	$4,90 \times 10^{-2}$		Baixo
Répteis	$2,45 \times 10^{-2}$	$2,45 \times 10^{-2}$	$1,83 \times 10^{-3}$	$5,08 \times 10^{-2}$		Baixo
Moluscos	$0,00 \times 10^0$	$2,21 \times 10^{-1}$	$1,19 \times 10^1$	$1,21 \times 10^1$		Alto
Peixes Bentônicos	$2,25 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$1,32 \times 10^{-2}$	$1,54 \times 10^{-2}$		Baixo
Peixes Pelágicos	$2,25 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$1,32 \times 10^{-2}$	$1,54 \times 10^{-2}$		Baixo
Corais	$2,47 \times 10^{-3}$	$0,00 \times 10^0$	$1,09 \times 10^1$	$1,09 \times 10^1$		Alto

Valores de Taxa de Dose Absorvida Total para os Organismos da Biota Marinha
(Parâmetro: Amostra S18 coletada na Estação de Saneamento Ambiental)

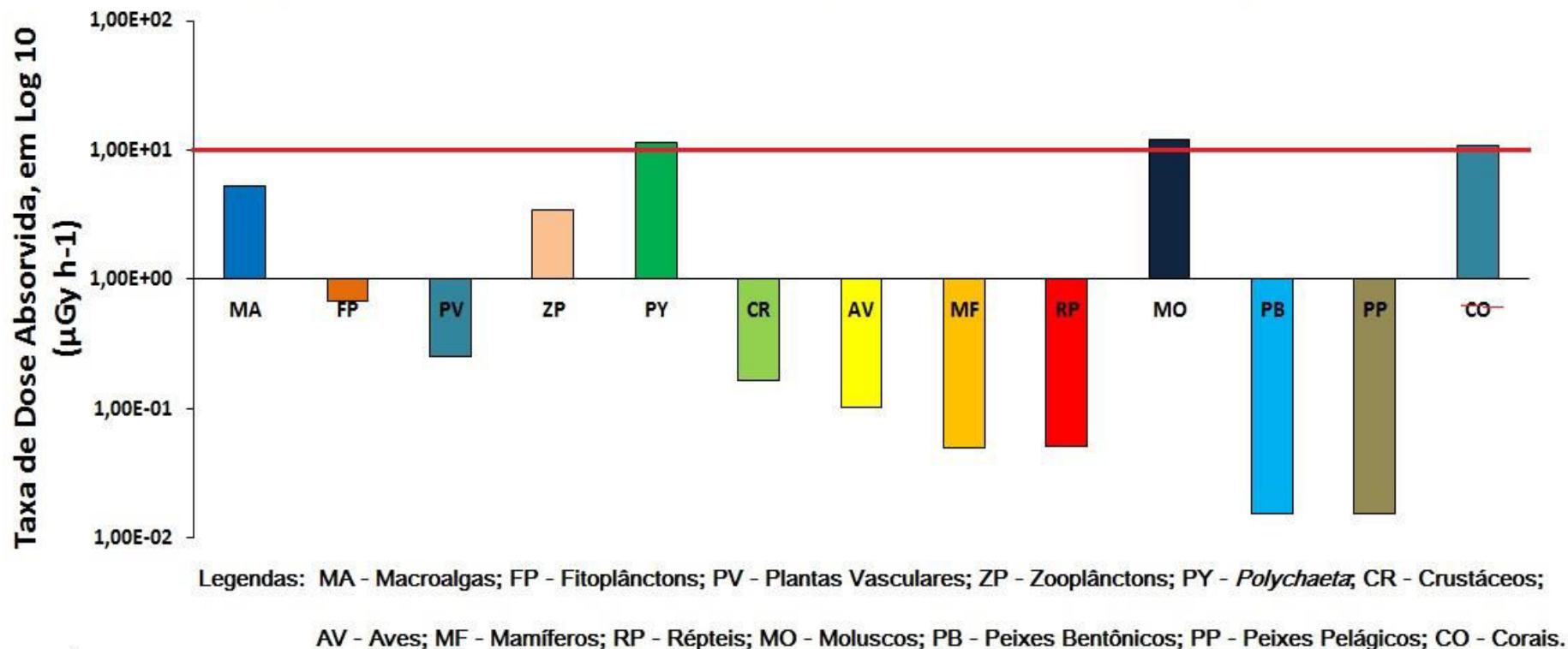


Figura 4.4 – Ilustração gráfica comparativa das taxas estimadas de dose absorvida dos organismos da biota marinha com o respectivo valor de referência indicado pela linha vermelha.

A Tabela 4.10 estabelece a comparação dos valores do quociente de risco esperado (QR_{esp}) e do quociente de risco conservativo (QR_{cons}) para todos os organismos da biota marinha com o valor limite ($QR_{lim} = 1,00$), tendo com o parâmetro a amostra S18 (amostra de maior atividade) coletada na Estação de Saneamento Ambiental. Os valores esperados e conservativos do quociente de risco relacionados ao ^{131}I para a Classe *Polychaeta*, moluscos e corais estão acima do valor limite indicando, assim, risco alto. Para as macroalgas e zooplânctons, os valores conservativos do quociente de risco estão acima do valor limite, devido ao fator de incerteza ($FI = 3$) aplicado para estimar a taxa de dose absorvida total para estes organismos. A Figura 4.5 ilustra graficamente essa comparação.

Tabela 4.10 – Comparação dos valores esperados e conservativos do quociente de risco relacionados ao ^{131}I para os organismos da biota marinha com o valor limite (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).

Organismos	Quociente de risco (valor esperado)	Valor limite	Risco	Quociente de risco (valor conservativo)	Valor limite	Risco
Macroalgas	$5,22 \times 10^{-1}$	1,00	Baixo	$1,57 \times 10^0$	1,00	Alto
Fitoplânctons	$6,67 \times 10^{-2}$		Baixo	$2,03 \times 10^{-1}$		Baixo
Plantas Vasculares	$2,54 \times 10^{-2}$		Baixo	$7,62 \times 10^{-2}$		Baixo
Zooplânctons	$3,42 \times 10^{-1}$		Baixo	$1,03 \times 10^0$		Alto
<i>Polychaeta</i>	$1,13 \times 10^0$		Alto	$3,39 \times 10^0$		Alto
Crustáceos	$1,63 \times 10^{-2}$		Baixo	$4,89 \times 10^{-2}$		Baixo
Aves	$1,02 \times 10^{-2}$		Baixo	$3,06 \times 10^{-2}$		Baixo
Mamíferos	$4,90 \times 10^{-3}$		Baixo	$1,47 \times 10^{-2}$		Baixo
Répteis	$5,08 \times 10^{-3}$		Baixo	$1,52 \times 10^{-2}$		Baixo
Moluscos	$1,21 \times 10^0$		Alto	$3,63 \times 10^0$		Alto
Peixes Bentônicos	$1,54 \times 10^{-3}$		Baixo	$4,62 \times 10^{-3}$		Baixo
Peixes Pelágicos	$1,54 \times 10^{-3}$		Baixo	$4,62 \times 10^{-3}$		Baixo
Corais	$1,09 \times 10^0$		Alto	$3,27 \times 10^0$		Alto

Quociente de Risco para os Organismos da Biota Marinha

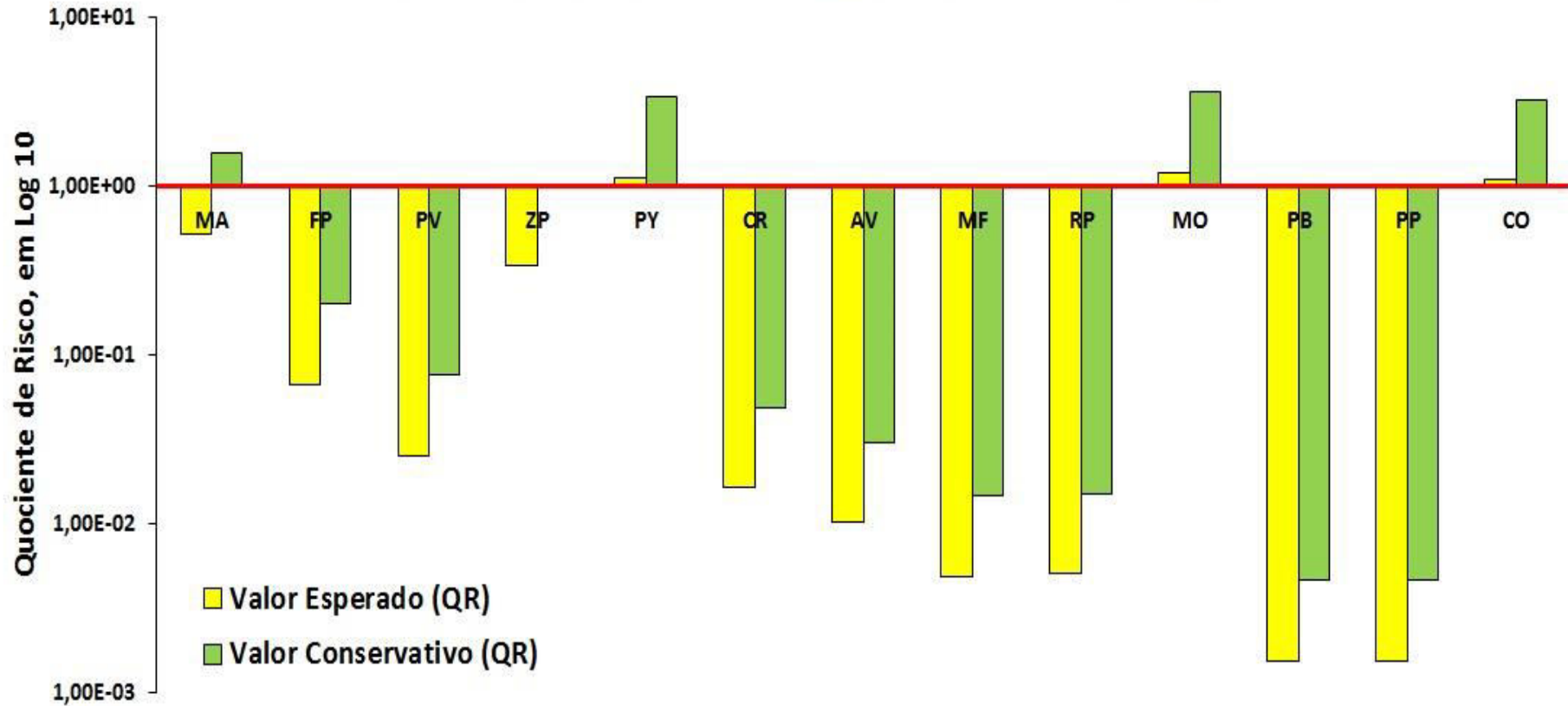


Figura 4.5 – Ilustração gráfica comparativa dos valores esperados e conservativos dos quocientes de risco relacionados ao ^{131}I para os organismos da biota marinha com o respectivo valor limite indicado pela linha vermelha.

4.5 Efeitos Estimados na Biota

O código computacional ERICA Tool gera informações relativas às taxas estimadas de dose absorvida total e os efeitos que possam causar nos organismos devido à dispersão dos radionuclídeos no meio ambiente. Para cada organismo, têm-se o valor estimado da taxa de dose situado em uma variação de valores dado pelo ERICA Tool, as espécies, os resultados e os efeitos biológicos observados que possam causar (morbidade, mortalidade, capacidade reprodutiva, mutação) em cada espécie do organismo. Entretanto, não se tem a inserção de dados no ERICA Tool referentes às espécies de corais. O Anexo III apresenta tabelas com estes dados com base da análise das amostras coletadas na Estação de Saneamento Ambiental contendo ^{131}I . Embora a Baía de Guanabara apresente as condições ambientais desfavoráveis causadas pela poluição, é importante salientar que, após atingirem os valores legais de dispensa, os radionuclídeos liberados nas instalações médicas contribuem com a dose de radiação na biota marinha, mesmo a valores baixos, o que pode gerar impactos no meio ambiente.

4.6 Comparação dos Valores Estimados neste Estudo com a Literatura

4.6.1 Comparação dos Valores em Relação aos Fatores de Concentração e dos Coeficientes de Dose Absorvida (Interna e Externa)

As Tabelas 4.11 e 4.12 apresentam, respectivamente, as relações dos fatores de concentração (FC) e dos coeficientes de dose interna (CD_{int}) e externa (CD_{ext}) referentes ao ^{131}I obtidos neste estudo com uso do ERICA Tool com a literatura (KEUM *et al.*, 2011, 2014; VIVES I BATLLE *et al.*, 2016). As interpretações dos resultados foram focadas para identificar as diferenças e similaridades das concentrações de atividade e das taxas de dose absorvida na biota marinha após o acidente nuclear de Fukushima-Daiichi ocorrido em março de 2011. Os valores numéricos para FC , CD_{int} e CD_{ext} foram obtidos por KEUM *et al.* (2014). No caso do CD_{int} e CD_{ext} , estas duas grandezas físicas foram extraídos do código computacional K-BIOTA (KEUM *et al.*, 2010, 2011, 2014). O código K-BIOTA estima a fração de energia absorvida usando uma equação empírica associada com a simulação de Monte Carlo desenvolvida para o ERICA Tool (ULANOVSKY & PRÖHL, 2006; VIVES I BATLLE *et al.*, 2011). Os valores para FC

foram extraídos dos manuais da IAEA (2004, 2014b), cuja elaboração foi desenvolvida por um grupo de trabalho da IAEA/EMRAS II (*International Atomic Energy Agency / Environmental Modelling for Radiation Safety Harmonization and Intercomparison*) (HOWARD *et al.*, 2013; VIVES I BATLLE *et al.*, 2016). Com base nos dados das tabelas supracitadas, os valores obtidos neste estudo para os organismos da biota marinha se igualaram com os valores obtidos por VIVES I BATLLE *et al.* (2016), com exceção da Classe *Polychaeta*, que não foi mencionado pelos referidos autores. Os valores obtidos por KEUM *et al.* (2014) foram maiores em relação aos deste estudo para CD_{int} e CD_{ext} (ver Tabela 4.12) referentes a todos os organismos da biota marinha e menores em relação ao FC (ver Tabela 4.11) referentes a crustáceos, Classe *Polychaeta* e peixes (bentônicos e pelágicos) e iguais para macroalgas e moluscos. Para moluscos e macroalgas, os valores do FC (ver Tabela 4.11) foram revistos com base na TRS 479 da IAEA (2014b), que diferem notavelmente dos valores recomendados na TRS 422 da IAEA (2004). Para os moluscos, o novo valor do FC é maior em relação ao antigo valor, enquanto que, para as macroalgas, o novo valor do FC é menor em relação ao antigo valor. Em relação aos valores recomendados pela TRS 422 da IAEA (2004), os valores do FC neste estudo para peixes (bentônicos e pelágicos) foram iguais; para macroalgas, abaixo do recomendado; para crustáceos e moluscos, acima do recomendado.

Tabela 4.11 – Valores comparativos para fatores de concentração com os da literatura referentes ao ¹³¹I.

Organismos	Fator de concentração [Bq kg ⁻¹ (massa úmida)/Bq L ⁻¹]				
	ERICA Tool (usado neste estudo)	KEUM <i>et al.</i> , 2014	VIVES I BATLLE <i>et al.</i> , 2016	IAEA, 2004	IAEA, 2014b
Crustáceos	3,92 x 10 ¹	3,60 x 10 ⁰	3,90 x 10 ¹	3,00 x 10 ⁰	N/R
<i>Polychaeta</i>	8,80 x 10 ³	1,40 x 10 ¹	N/R	N/R	N/R
Peixes Bentônicos	9,00 x 10 ⁰	3,60 x 10 ⁰	9,00 x 10 ⁰	9,00 x 10 ⁰	N/R
Macroalgas	4,20 x 10 ³	4,20 x 10 ³ ^(e) (4,10 x 10 ³) ^(f)	4,20 x 10 ³	1,00 x 10 ⁴	4,20 x 10 ³
Moluscos	8,80 x 10 ³	8,79 x 10 ³ ^(e) (1,40 x 10 ¹) ^(f)	8,80 x 10 ³	1,00 x 10 ¹	8,80 x 10 ³
Peixes Pelágicos	9,00 x 10 ⁰	3,60 x 10 ⁰	9,00 x 10 ⁰	9,00 x 10 ⁰	N/R

Notas: ^(e) Valores obtidos com base do grupo de trabalho da IAEA/EMRAS II (HOWARD *et al.*, 2013); ^(f) Valores com o ERICA Tool; N/R – Não Reportado.

Tabela 4.12 – Valores comparativos para os coeficientes de dose interna e externa com os da literatura referentes ao ¹³¹I.

Organismos	Coeficiente de dose interna ($\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$)			Coeficiente de dose externa ($\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$)		
	ERICA Tool (usado neste estudo)	KEUM <i>et al.</i> , 2014	VIVES I BATLLE <i>et al.</i> , 2016	ERICA Tool (usado neste estudo)	KEUM <i>et al.</i> , 2014	VIVES I BATLLE <i>et al.</i> , 2016
Crustáceos	$1,40 \times 10^{-4}$	$3,23 \times 10^{-3}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,90 \times 10^{-4}$	$4,65 \times 10^{-3}$	$1,90 \times 10^{-4}$
<i>Polychaeta</i>	$1,10 \times 10^{-4}$	$2,66 \times 10^{-3}$	N/R	$2,20 \times 10^{-4}$	$5,22 \times 10^{-3}$	N/R
Peixes Bentônicos	$1,30 \times 10^{-4}$	$3,03 \times 10^{-3}$	$1,30 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-4}$	$4,84 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-4}$
Macroalgas	$1,10 \times 10^{-4}$	$2,42 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,20 \times 10^{-4}$	$5,45 \times 10^{-3}$	$2,30 \times 10^{-4}$
Moluscos	$1,20 \times 10^{-4}$	$2,75 \times 10^{-3}$	$1,20 \times 10^{-4}$	$2,10 \times 10^{-4}$	$5,13 \times 10^{-3}$	$2,10 \times 10^{-4}$
Peixes Pelágicos	$1,30 \times 10^{-4}$	$3,11 \times 10^{-3}$	$1,30 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-4}$	$4,77 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-4}$

4.6.2 Comparação dos Valores em Relação ao Coeficiente de Distribuição

A Tabela 4.13 apresenta a relação do coeficiente de distribuição (K_d) para o iodo obtido neste estudo com uso do ERICA e com a literatura. O valor do K_d obtido por SHU (2008) foi menor em relação aos demais valores obtidos por demais autores, devido a aplicação das distribuições log-normais, com desvio geométrico igual a 2 (HOFFMAN, 1979, apud SHU, 2008). Em compensação, os valores de K_d citados na referida tabela estão de acordo com o valor recomendado pela TRS 422 da IAEA (2004).

Tabela 4.13 – Valores comparativos do coeficiente de distribuição com os da literatura referentes ao iodo.

Referências	Coeficiente de distribuição (L kg ⁻¹)
ERICA Tool (usado neste estudo)	1,86 x 10 ²
IAEA, 2004	2,00 x 10 ²
MALTA <i>et al.</i> , 2013	7,00 x 10 ¹
KEUM <i>et al.</i> , 2014	7,00 x 10 ¹
SHU, 2008	1,00 x 10 ¹

4.6.3 Comparação dos Valores em Relação à Concentração em Atividade na Água

A Tabela 4.14 apresenta a relação dos valores da concentração em atividade (CA) na água referentes ao ¹³¹I obtidos neste estudo com uso do ERICA Tool com a literatura. O valor médio da concentração em atividade do ¹³¹I obtido por CAROLAN, HUGHES & HOFFMANN (2011) foi menor em comparação com o neste estudo. Isto se deveu a coleta de 10 amostras de efluentes de esgoto tratado de 1 L em uma das estações de tratamento de esgoto de Sydney, Austrália, no intervalo de 10 dias entre o final do mês de junho e o início do mês de julho de 2008. Esta média foi obtida considerando os valores da concentração de ¹³¹I para as quatro primeiras amostras iguais

a metade do valor da atividade mínima detectável (MDA – *Minimum Activity Detectable*). Esta estação recebia esgoto proveniente de instalações de Medicina Nuclear, cujos níveis de ^{131}I eram amplamente variáveis. A atividade total de ^{131}I detectada durante o período das coletas foi de 256 MBq (CAROLAN, HUGHES & HOFFMANN, 2011). Os valores estimados da concentração em atividade do ^{131}I na água obtidos por KEUM *et al.* (2014) estavam acima em comparação com o neste estudo. Isto se deveu por conta das distâncias percorridas pelos efluentes contendo ^{131}I em relação à usina nuclear de Fukushima-Daiichi após a explosão dos reatores, pelo tempo de decaimento do radionuclídeo e pela sua diluição no mar. Os valores estimados da concentração em atividade do ^{131}I obtidos por DE SOUZA (2014) foram maiores em comparação com o resultado obtido neste estudo, exceto para o valor estimado obtido com uso do modelo computacional GENII. Isto se deveu pela avaliação do impacto ambiental causado pela liberação de efluentes de uma estação de tratamento de esgoto de grande porte que recebia maior parte dos esgotos gerados das instalações médicas do Rio de Janeiro. Nela, foi realizado um estudo comparativo com emprego de três modelos computacionais (CROM, PC-CREAM, e GENII), com a finalidade de estimar os valores da concentração em atividade do ^{131}I referentes ao cenário de uma comunidade situada a 1,2 km de distância do ponto de liberação do efluente, onde os moradores tinham hábitos de tomar banho nas águas de um rio e consumir pescado no local. O ERICA Tool também foi empregado por DE SOUZA (2014) para estimar a concentração em atividade do ^{131}I para o cálculo da taxa de dose na biota aquática.

Tabela 4.14 – Valores comparativos da concentração em atividade na água contendo ^{131}I com os da literatura. Entre parênteses, média e desvio padrão obtidos em medições com amostras coletadas.

Referências	Concentração em atividade (Bq L^{-1})
ERICA Tool (usado neste estudo)	$(8,14 \pm 0,28) \times 10^0$
CAROLAN, HUGHES & HOFFMANN, 2011	$(1,60 \pm 1,50) \times 10^0$
KEUM <i>et al.</i> , 2014	$1,10 \times 10^5$ ^(g)
	$2,30 \times 10^2$ ^(h)
DE SOUZA, 2014	$9,00 \times 10^1$ ⁽ⁱ⁾
	$1,44 \times 10^0$ ^(j)
	$2,53 \times 10^1$ ^(k)
	$8,40 \times 10^1$ ^(l)
	$2,40 \times 10^1$ ^(m)
	$2,50 \times 10^1$ ⁽ⁿ⁾
	$2,50 \times 10^1$ ^(o)

Notas: ^(g) Próximo ao litoral; ^(h) Mar aberto, ⁽ⁱ⁾ Concentração em atividade do ^{131}I na entrada na estação de tratamento de esgoto; ^(j) GENII *Chronic River*; ^(k) CROM; ^(l) PC-CREAM estendido; ^(m) PC-CREAM estendido com mistura completa; ⁽ⁿ⁾ PC-CREAM *Screening* simples; ^(o) ERICA Tool.

4.6.4 Comparação dos Valores em Relação à Concentração em Atividade nos Organismos da Biota Marinha

A Tabela 4.15 apresenta a relação dos valores máximos estimados da concentração em atividade (CA) do ^{131}I para os organismos da biota marinha obtidos neste estudo com uso do ERICA Tool com a literatura, tendo com parâmetro a amostra S18 coletada na Estação de Saneamento Ambiental. Os valores da concentração em atividade para os organismos da biota marinha obtidos com o ERICA Tool por KEUM *et al.* (2014) foram superiores em relação aos valores estimados neste estudo, com exceção para a Classe *Polychaeta* e moluscos, cuja análise para estes dois organismos foi feita em situação de mar aberto. VIVES I BATLLE *et al.* (2016) obtiveram, com o ERICA Tool, os valores estimados da concentração em atividade superiores aos valores obtidos neste estudo para os organismos da biota marinha, à exceção para a Classe *Polychaeta*, que não foi mencionado pelos referidos autores. As concentrações em atividade do ^{131}I para as espécies de algas e peixes contaminados pelo referido radionuclídeo foram registradas por WEISS *et al.* (2011) durante o monitoramento ambiental na área costeira de Fukushima-Daiichi depois do acidente nuclear de 2011. O valor da concentração em atividade de ^{131}I presente nos mexilhões e nos peixes pelágicos obtido por MALTA *et al.* (2013) foi menor em comparação com o resultado neste estudo. Isto se deveu por conta das amostras coletadas provenientes de um efluente líquido em uma estação de tratamento de esgoto próxima a uma instalação de Medicina Nuclear que é liberado no Rio Tejo em Lisboa, Portugal, cujas coletas foram realizadas no período compreendido entre junho de 2004 e dezembro de 2005. Os mexilhões têm a capacidade de filtrar os alimentos em virtude de grandes volumes de água para alimenta-se de partículas orgânicas suspensas e estão entre os compartimentos ambientais que apresentam valores das concentrações em atividade de radionuclídeos acima dos limites de detecção (MALTA *et al.*, 2013). As concentrações em atividade de ^{131}I registradas em uma espécie de alga por DRUEHL, CACKETTE & D'AURIA (1988) foram em decorrência da precipitação (*fallout*) deste radionuclídeo após o acidente nuclear ocorrido em Chernobyl, antiga União Soviética em 1986, sendo algumas concentrações foram inusitadamente altas. A concentração em atividade do ^{131}I incorporado em uma espécie de alga obtida por CAROLAN, HUGHES &

HOFFMANN (2011) foi causada pela liberação do esgoto hospitalar tratado e sua respectiva dispersão para o mar.

Tabela 4.15 – Valores máximos estimados da concentração em atividade do ^{131}I para os organismos da biota marinha com os da literatura (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).

Organismos	Concentração em atividade de ^{131}I (Bq kg ⁻¹ , massa úmida)							
	ERICA Tool (usado neste estudo)	KEUM <i>et al.</i> , 2014 ^(p)	KEUM <i>et al.</i> , 2014 ^(q)	VIVES I BATLLE <i>et al.</i> , 2016	WEISS, 2011 ^(p)	MALTA <i>et al.</i> , 2013	DRUEHL, CACKETTE & D'AURIA, 1988	CAROLAN, HUGHES & HOFFMANN, 2011
Crustáceos	4,41 x 10 ²	4,00 x 10 ⁵	8,30 x 10 ²	4,50 x 10 ³	N/R	N/R	N/R	N/R
<i>Polychaeta</i>	9,89 x 10 ⁴	1,50 x 10 ⁶	3,20 x 10 ³	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R
Peixes Bentônicos	1,01 x 10 ²	4,00 x 10 ⁵	8,30 x 10 ²	1,00 x 10 ³	1,20 x 10 ³ ^(r)	N/R	N/R	N/R
Macroalgas	4,72 x 10 ⁴	4,50 x 10 ⁸	9,40 x 10 ⁵	4,95 x 10 ⁵	2,20 x 10 ³ ^(s)	N/R	4,80 x 10 ³ ^(v) 7,35 x 10 ² ^(v)	6,50 x 10 ⁰ ^(w)
Moluscos	9,89 x 10 ⁴	1,50 x 10 ⁶	3,20 x 10 ³	1,06 x 10 ⁶	N/R	1,20 x 10 ⁰ ^(t)	N/R	N/R
Peixes Pelágicos	1,01 x 10 ²	4,05 x 10 ⁵	8,30 x 10 ²	6,20 x 10 ⁴	N/R	3,33 x 10 ⁰ ^(u)	N/R	N/R

Notas: ^(p) Próximo ao litoral; ^(q) Mar aberto; ^(r) Sandlance (*Ammodytes dubius*); ^(s) Alga marinha; ^(t) Mexilhões; ^(u) Salmonete (*Mullus surulumetus*); ^(v) *Fucus spiralis*; ^(w) *Ulva spinulosa*; N/R – Não reportado.

4.6.5 Comparação dos Valores em Relação à Taxa de Dose Absorvida nos Organismos da Biota Marinha

A Tabela 4.16 apresenta a relação dos valores máximos estimados da taxa de dose absorvida (\dot{D}) do ^{131}I para os organismos da biota marinha obtidos neste estudo com uso do ERICA Tool com a literatura, tendo com parâmetro a amostra S18 coletada na Estação de Saneamento Ambiental. As taxas de dose absorvidas obtida neste estudo foram menores do que a maioria dos estudos mencionados na referida tabela, incluindo a recomendação de $400 \mu\text{Gy h}^{-1}$ dada no ano de 2002 pelo Departamento de Energia dos Estados Unidos (USDoE), cujas taxas de doses absorvidas menores que o valor de referência para os organismos aquáticos não resultem em qualquer efeito prejudicial a nível populacional (UNSCEAR, 2011). Contudo, o valor máximo estimado da taxa de dose absorvida total para moluscos foi igual ao valor encontrado por KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA (2012). Os valores estimados das taxas de dose absorvida do ^{131}I obtidos por KEUM *et al.* (2014), KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA (2012) e GARNIER-LAPLACE, BEAUGELIN-SEILLER & HINTON (2011), referentes ao acidente de Fukushima-Daiichi, foram variáveis em comparação com o valor recomendado (USDoE, 2002). Os valores estimados das taxas de dose absorvida obtidos por DE SOUZA (2014), com a utilização do ERICA Tool, foram menores em comparação com os deste estudo para peixes (bentônicos e pelágicos) e zooplânctons, exceto para fitoplânctons. Apesar das doses de radiação para os organismos da biota marinha e de eventuais consumidores, a contribuição dos radionuclídeos artificiais dispensados nas instalações de Medicina Nuclear não é significativa em comparação com a dose de radiação proveniente de radionuclídeos de ocorrência natural, tais como ^{40}K e ^{210}Po . Não obstante, como as dispensas variam muito ao longo do tempo, a contribuição dos radionuclídeos artificiais para a dose de radiação também pode variar com o tempo (MALTA *et al.*, 2013).

Tabela 4.16 – Valores máximos estimados da taxa de dose absorvida do ^{131}I para os organismos da biota marinha com os da literatura (Parâmetro: Amostra S18, amostra de maior atividade coletada na Estação de Saneamento Ambiental).

Organismos	Taxa de dose absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)							
	ERICA Tool (usado neste estudo)	KEUM <i>et al.</i> , 2014 ^(p)	KEUM <i>et al.</i> , 2014 ^(q)	KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA, 2012 ^(p)	KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA, 2012 ^(q)	GARNIER- LAPLACE, BEAUGELIN- SEILLER & HINTON, 2011	MALTA <i>et al.</i> , 2013	DE SOUZA (2014)
Crustáceos	$1,63 \times 10^{-1}$	$1,51 \times 10^5$	$4,16 \times 10^2$	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R
<i>Polychaeta</i>	$1,13 \times 10^1$	$3,32 \times 10^5$	$9,25 \times 10^2$	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R
Peixes Bentônicos	$1,54 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^3$	$4,23 \times 10^2$	$5,42 \times 10^1$	N/R	$1,08 \times 10^5$	N/R	$1,78 \times 10^{-1}$
Macroalgas	$5,22 \times 10^0$	$2,13 \times 10^5$	$5,58 \times 10^2$	$7,08 \times 10^2$	$1,42 \times 10^1$	$1,92 \times 10^5$	N/R	N/R
Moluscos	$1,21 \times 10^1$	$1,64 \times 10^5$	$4,79 \times 10^2$	$5,83 \times 10^1$	$1,21 \times 10^1$	N/R	$3,50 \times 10^{-3}$	N/R
Peixes Pelágicos	$1,54 \times 10^{-2}$	$2,30 \times 10^3$	$6,50 \times 10^0$	$5,00 \times 10^1$	$1,17 \times 10^1$	N/R	$2,40 \times 10^{-3}$	$1,45 \times 10^{-1}$

(Segue na página seguinte)

(Continuação da Tabela 4.16)

Organismos	Taxa de dose absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)							
	ERICA Tool (usado neste estudo)	KEUM <i>et al.</i> , 2014 ^(p)	KEUM <i>et al.</i> , 2014 ^(q)	KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA, 2012 ^(p)	KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA, 2012 ^(q)	GARNIER- LAPLACE, BEAUGELIN- SEILLER & HINTON, 2011	MALTA <i>et al.</i> , 2013	DE SOUZA (2014)
Zooplânctons	$3,42 \times 10^0$	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R	$2,35 \times 10^0$
Fitoplânctons	$6,77 \times 10^{-1}$	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R	N/R	$8,26 \times 10^{-3}$

Notas: ^(p) Próximo ao litoral; ^(q) Mar aberto; N/R – Não reportado.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

5.1 Avaliação das Amostras de Esgoto Coletadas na Instalação Hospitalar

Este estudo avaliou os resultados das medições das concentrações de atividade (em Bq m⁻³) do ¹³¹I presente em 17 amostras de esgoto coletadas provenientes de uma fossa séptica externa ao quarto terapêutico de um Serviço de Medicina Nuclear em operação no Município do Rio de Janeiro no período entre julho de 2016 e fevereiro de 2017. Uma solução técnica para essa situação é empregar um controle ativo da liberação desses efluentes das instalações de Medicina Nuclear, baseado no projeto de instalação, em conformidade com a CNEN (2014b), que prevê a diluição do esgoto. Esse conceito de controle de liberação faz estimativa das concentrações em atividade nos efluentes, não exigindo a monitoração da descarga.

5.2 Avaliação das Taxas de Dose Absorvida na Biota Marinha

Foram avaliados neste estudo os valores estimados das taxas de dose absorvida de ¹³¹I para os organismos da biota marinha a partir da inserção dos valores das concentrações de atividade no Código ERICA Tool referentes as 5 amostras coletadas na ESA. Os moluscos tiveram a maior média estimada da taxa de dose absorvida, enquanto que os peixes bentônicos tiveram a menor média estimada da taxa de dose absorvida.

Ao comparar os valores das taxas de doses absorvidas dos organismos da biota marinha com o valor de referência (10 µGy h⁻¹), a Classe *Polychaeta*, os moluscos e os corais registraram maiores valores estimados da taxa de dose absorvida indicando risco alto para o ambiente marinho, enquanto que os peixes bentônicos e pelágicos registraram o mesmo valor da taxa de dose absorvida, porém menor, indicando risco baixo.

Os valores máximos das taxas de dose absorvida de ^{131}I estimados no ERICA Tool neste estudo para os organismos da biota marinha foram comparados com os valores máximos das taxas de dose absorvida obtidos na literatura para fins de validação, tendo como parâmetro a amostra S18 coletada na ESA. As taxas estimadas das doses absorvidas para crustáceos, classe *Polychaeta*, peixes bentônicos, macroalgas, moluscos e peixes pelágicos foram menores se comparados, por exemplo, com os estudos realizados (KEUM *et al.*, 2014; KRYSHEV, KRYSHEV & SAZYKINA, 2012; GARNIER-LAPLACE, BEAUGELIN-SEILLER & HINTON, 2011) que avaliaram as taxas estimadas das doses absorvidas de ^{131}I para estes organismos por conta da dispersão dos efluentes líquidos contendo radionuclídeos no mar após a explosão do reator nuclear de Fukushima-Daichii, incluindo o valor recomendado pela USDoE (2002) referente a todos os organismos aquáticos ($400 \mu\text{Gy h}^{-1}$).

Em relação à avaliação dos efeitos biológicos estimados para os organismos da biota marinha com o ERICA Tool, os valores das taxas de doses absorvidas para todos os organismos analisados indicaram algum tipo de efeito biológico observado (morbidade, mortalidade, capacidade reprodutiva, mutação), e o que este efeito poderia causar para cada espécie de organismo da biota marinha (ver Anexo III).

5.3 Proposição de um Modelo de Proteção Radiológica Ambiental

A atual vigência da proteção radiológica apregoada pela Publicação ICRP 60 (1991) continua visando apenas à proteção do homem, apesar da importância de proteger o meio ambiente contra as exposições indevidas das radiações ionizantes. Os resultados apresentados neste estudo revelam a necessidade de estabelecer uma nova filosofia de proteção radiológica a partir da incorporação dos três conceitos de Situações de Exposições recomendados pela Publicação ICRP 103 (2007), tendo com ênfase a quebra definitiva da visão antropocêntrica e a promoção da proteção radiológica ambiental como um todo, incluindo o homem. O resultado será a avaliação do somatório dos impactos dos radionuclídeos no homem e na biota.

5.4 Considerações Finais e Perspectivas Futuras

Apesar dos baixos valores estimados das taxas de dose absorvida para os organismos da biota marinha, ainda tem-se a contribuição dos radionuclídeos dispensados nas instalações médicas para a dose ambiental, uma vez que o conceito de prática definido pela Publicação ICRP 60 (1991) ainda está presente no Brasil, devido aos riscos de acidente por contaminação de indivíduos ocupacionalmente expostos (IOE), pacientes injetados (PI) e acompanhantes, por contaminação de superfície e ao gerenciamento de rejeitos radioativos oriundos do processo de descontaminação e/ou alguma liberação acidental da fonte. Sob o ponto de vista da Proteção Radiológica, é necessário que as atuais normas no País sejam revistas, devendo seguir as recomendações da Publicação ICRP 103 (2007), para que os conceitos de Situações de Exposições Planejadas, Situações de Exposições de Emergência e Situações de Exposições Existentes sejam introduzidos e incorporados, visando especificamente à proteção do meio ambiente e à proteção dos indivíduos contra as exposições indevidas das radiações. Outra revisão é a adequação às publicações da IAEA (2014a, 2018a, 2018b).

Este estudo propõe a realização de novas pesquisas relacionadas à avaliação de dose ambiental e seus efeitos nos organismos da biota em geral (marinha, água doce, terrestre) em função das vias de dispersão de radionuclídeos artificiais (^{99m}Tc , ^{67}Ga , ^{201}Tl , ^{18}F , entre outros) provenientes de fontes distintas (instalações médicas e de estações de tratamento de esgoto) através da coleta de amostras de compartimentos bióticos e abióticos (água e sedimentos), a fim de propor um modelo para a implementação de um sistema de radioproteção ambiental com base das recomendações da Publicação ICRP 103 (2007) e GSR-3 (IAEA, 2014a).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AARKROG, A. et al.** “Time trend of Tc-99 in seaweed from Greenland waters”. In: *Technetium in the Environment, Commission of the European Communities, Radiation Protection Programme*, Elsevier Applied Science Publishers Ltd, pp. 69-78, 1986.
- AMIRO, B. D. et al.** “Protection of the natural environment”, In: *Proceedings of the International Symposium on Ionizing Radiation*, vols 1 and 2, Akademitryck AB Edsbruk, 745 pp. 53-59, Stockholm, Sweden, May 20-24, 1996.
- ANDERSSON, P. et al.** “Protection of the environment from ionizing radiation in a regulatory context (PROTECT): Proposed numerical benchmark values”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 100, pp. 1100-1108, December, 2009.
- ANONYMOUS**, “Environmental Protection Approaches for Nuclear Facilities”. *Second International Symposium on Ionising Radiation*. Canadian Nuclear Safety Commission, 432 pp., Ottawa, 1999.
- ARPANSA** – Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, *Potential Exposures to Sydney Water Employees and Members of the Public as a Result of Managing, Discharging and Reusing Effluent Collected from Catchments that Include Hospitals with Nuclear Medicine Capabilities*. Canberra, Australia, 2007.
- ARPANSA** – Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, *Radiation Protection of the Environment – Guide G1*. Victoria, Australia, 2015.
- ASTON, S. R., DUURSMA, E. K.** “Concentration Effects on ¹³⁷Cs, ⁶⁶Zn, ⁶⁰Co and ¹⁰⁶Ru Sorption by Marine Sediments with Geochemical Implications”. *Netherlands Journal of Sea Research*, v. 6, pp. 225-240, 1974.
- BØRRETZEN, P. et al.**, “The ERICA assessment tool”. In: **STRAND, P BØRRETZEN, P., JØLLE, T.** (eds), *Proceedings of the Second International*

Conference on Radioactivity in the Environment, pp. 43-46, Nice, October 2-6, 2005. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. *Resolução da Diretoria Colegiada Nº 50 (RDC 50/2002) – Regulamento Técnico para Planejamento, Programação, Elaboração e Avaliação de Projetos Físicos de Estabelecimentos Assistenciais de Saúde*. Brasília, DF, Fevereiro de 2002.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. *Resolução da Diretoria Colegiada Nº 38 (RDC 38/2008) – Dispõe sobre a Instalação e Funcionamento de Serviços de Medicina Nuclear “in vivo”*. Brasília, DF, Junho de 2008.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. *Resolução da Diretoria Colegiada Nº 222 (RDC 222/2018) – Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá Outras Providências*. Brasília, DF, Março de 2018.

BROWN, J. E., THØRRING, H., HOSSEINI, A. *The “EPIC” impact assessment framework. Towards the protection of the Arctic environment from the effects of ionising radiation*. Deliverable Report for the EC Project EPIC. EC Inco-Copernicus project ICA2-CT-2000-10032. Statens Stralevern, Oslo, 2003.

BROWN, J. E. et al., “The ERICA Tool”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 99, pp. 1371-1383, March 2008.

BROWN, J. E. “ICRP Transfer Group Report”. 2010. In: IAEA EMRAS II, WG-5, slides 1-25, Norwegian Radiation Protection Authority, September 8th, 2010. International Nuclear Energy Agency – Nuclear Safety & Security – IAEA/NS. Disponível em: <<https://www-ns.iaea.org/downloads/rw/projects/emras/emras-two/first-technical-meeting/fourth-working-group-meeting/working-group-presentations/workgroup5-presentations/presentation-4th-wg5-icrp-transfer-report.pdf>>. Acesso em 27 Dez 2017, 17:04 h.

CANBERRA INDUSTRIES. *Genie TM 2000 3.3: Operations Manual*. USA, 2012.

- CARMO, A. S. et al.** “Proposed management and exemption of radioactive waste in nuclear medicine facilities according to the recommendations of the ICRP Publication 103”. *8th International Conference on Waste Management and the Environment*, pp. 243-254, Valencia, Spain, June 7-9, 2016.
- CAROLAN, J. V., HUGHES, C. E., HOFFMANN, E. L.** “Dose assessment for marine biota and humans from discharge of ¹³¹I to the marine environment and uptake by algae in Sydney, Australia”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 102, pp. 953-963, October, 2011.
- CARVALHO, F. P.** “Radionuclide concentration process in marine organisms: A comprehensive review”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 186, pp. 124-130, June, 2018.
- CAVALCANTE, F.** *Avaliação da Radioatividade Natural e Artificial em Rações Comerciais para Animais Domésticos*. Tese de D.Sc., Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN/CNEN/MCTIC, São Paulo, SP, Brasil, 2017.
- CHATAL, J. F., HOEFNAGEL, C. A.** “Radionuclide therapy”. *The Lancet*, v. 354, pp. 931-935, September 1999.
- CHOPPIN, G. R.** “Chemistry of the Actinides in the Environment”. *Radiochimica Acta*, v. 43, pp. 82-83, 1988.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NE-6.02 – Licenciamento de Instalações Radiativas*. Resolução CNEN 09/84, 1984.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NE-6.05 – Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radioativas*. Resolução CNEN 19/85, 1985.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NE-3.05 – Requisitos de Radioproteção e Segurança para Serviços de Medicina Nuclear*. Portaria CNEN/DExt 01/89, 1989.

- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Posição Regulatória-3.01/001:2011 – Critérios de Exclusão, Isenção e Dispensa de Requisitos de Proteção Radiológica*, 2011.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NN-3.05 – Requisitos de Segurança e Proteção Radiológica para Serviços de Medicina Nuclear*. Resolução CNEN 159/13, 2013.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NN-3.01 – Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica*. Resolução CNEN 164/14, 2014a.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NN-8.01 – Gerência de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação*. Resolução CNEN 167/14, 2014b.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NN-6.02 – Licenciamento de Instalações Radiativas*. Resolução CNEN 215/17, 2017.
- CNEN** – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Norma CNEN-NE-3.02 – Serviços de Radioproteção*. Resolução CNEN 231/18, 2018.
- COOPLESTONE, J. et al.**, “Habitat Regulations for Stage 3 Assessments: Radioactive Substances Authorisations”. *Environment Agency R&D. Technical Report P3-101/SP1a*, Environment Agency, Bristol, 2003.
- COOPLESTONE, D., HINGSTON, J., REAL, A.** “The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 99, pp. 1456-1463, September, 2008.
- CORREA, F. R.**, *Evolução da Filosofia do sistema de Limitação de Dose e a Questão das Substituições “Superseded”*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN/CNEN/MCTIC, São Paulo, SP, Brasil, 2016.
- COTA, S.** “Gerência de Rejeitos Radioativos”. In: *IV Semana de Engenharia Nuclear da Universidade Federal do Rio de Janeiro*. Slides 1-47. Centro de

Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN/CNEN/MCTI. Belo Horizonte, MG, 2014.

- CREMERS, A., MAES, A.** “Radionuclide Partitioning in Environmental Systems: A Critical Analysis”. In: SIBLEY, T. H., MYTTENAERE, C. (eds), *Applications of Distribution Coefficients to Radiological Assessment Models*, pp. 4-24, London, Elsevier, 1986.
- DAVIS, E.**, *The Impact of Radioactive Discharge from Hospitals upon Wastewater Operations*. Honours Research Project. School of Chemical Engineering and Industrial Chemistry, University of New South Wales, Australia, 2006.
- DE KLERK, J. M. H.**, “131I Therapy: Inpatient or Outpatient?”. *Journal of Nuclear Medicine*, v. 41, pp. 1876-1878, 2000.
- DE SOUZA, D. S., LAURIA, D. C., SÁ, L. V.** “Comparação entre Modelos de Avaliação de Dose Aplicados para Radionuclídeos Usados em Medicina Nuclear (^{131}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ e ^{99}Tc) e Liberados da Estação de Tratamento de Esgoto no Ambiente”. *IX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety – IRPA 2013*, pp. 01-12, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, April 15-19, 2013.
- DE SOUZA, D. S.**, *Radionuclídeos Usados em Medicina Nuclear (^{131}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ e ^{99}Tc) no Sistema de Esgoto e no Ambiente Marinho da Cidade do Rio de Janeiro*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD/CNEN/MCTI, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2014.
- DRUEHL, L. D., CACKETTE, M, D’AURIA, J. M.** “Geographical and temporal distribution on 131I in the brown seaweed *Fucus* subsequent to the Chernobyl incident”, *Marine Biology*, v. 98, pp. 125-129, May 1988.
- DUURSMA, E. K., BOSCH, C. J.** “Theoretical and Field Studies Concerning Molecular Diffusion of Radioisotopes in Sediments and Suspended Solid Particles of the Sea. Part B: Methods and Experiments”. *Netherlands Journal of Sea Research*, v. 4, pp. 395-469, 1970.

- EISEMBUND, M.** *Environmental Radioactivity*. 3rd Edition. Academic Press, Orlando, 1987.
- ENDO, L. S.** *Avaliação de Parâmetros de Retenção dos Produtos de Fissão no Solo*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Energia Atômica, São Paulo, SP, Brasil, 1978.
- FIGUEIREDO, I. C.**, *Avaliação de Desempenho do Processo CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment) no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos*. Tese de D.Sc., Programa de Engenharia Civil – PEC/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2009.
- GARCEZ, A. T., DA SILVA, A. A. R., PAES, W. S.** “Medicina Nuclear – Apostila”. 2011. Departamento Acadêmico de Informática do Centro de Tecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – DAINF/CT/UTFPR. Link: <<http://rle.dainf.ct.utfpr.edu.br/hipermedia/index.php/tomografia-computadorizada/tecnologias-e-funcionamento-dos-equipamentos-too/112-protexao-radiologica>>. Acesso em 11 Jan 2018, 18:15 h.
- GARCÊZ, R. W. D.**, *Determinação das Atividades Específicas de ²²⁶Ra, ²²⁸Ra e ⁴⁰K em Amostras de Fertilizantes Minerais*. Dissertação de M.Sc., Programa de Engenharia Nuclear – PEN/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2016.
- GARNIER-LAPLACE, J., GILBIN, R.** “Derivation of Predicted-No-Effect-Dose-Rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances”. *Report D5 to the ERICA project (EC Contract number F16R-CT-2003-508847)*. Swedish Radiation Protection Authority, p. 88, 2006.
- GARNIER-LAPLACE, J. et al.**, “Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 99, pp. 1474-1483, September 2008.
- GARNIER-LAPLACE, J. et al.**, “A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances”, *Journal of Radiological Protection*, v. 30, pp. 215-233, June 2010.

- GARNIER-LAPLACE, J., BEAUGELIN-SELLER, K., HINTON, T. G.** “Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences”, *Environmental Science & Technology*, v. 45 (12), pp. 5077-5078, May 23, 2011.
- GOMES, G. V.**, “Diretriz para Terapia com Octreotato-Dota-¹⁷⁷Lu”. Sociedade Brasileira de Medicina Nuclear – SBMN, 2016. Link: <<http://sbmn.org.br/wp-content/uploads/2018/08/Terapia-com-Octreotato-Dota-177Lu.pdf>>. Acesso em 22 Abr 2019, 11:26 h.
- HARBER, J. C., et al.**, *Nuclear Medicine: Diagnosis and Therapy*. New York: Thieme Medical, 1996.
- HEILBRON FILHO, P. F. L. et al.** “Segurança Nuclear e Proteção do Meio Ambiente”. In: HEILBRON FILHO, P. F. L. XAVIER, A. M., PONTEDEIRO, E. M., FERREIRA, R. S. (eds), *VI – Gerência de Rejeitos Radioativos, VI.2 – Modelos de Caminhos de Radionuclídeos até o Homem*. Rio de Janeiro, RJ, E-papers Serviços Editoriais Ltda., 2004.
- HOFFMAN, F. O., BAES III, C. F.** *A Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides. ORNL/NUREG/TM-282*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 1979.
- HOLM, E., RIOSECO, J.** In: *Proceedings of Seminar on the Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accident Release to the Atmosphere*, pp. 193-203, Dublin, Ireland, 1983.
- HOLM, E., RIOSECO, J., MATTSSON, S.** “Technetium-99m in the Baltic Sea”, In: *Technetium in the Environment, Commission of the European Communities, Radiation Protection Programme*, Elsevier Applied Science Publishers Ltd, pp. 61-68, 1986a.
- HOLM, E. et al.** “Technetium-99 in Algae from Temperature and Arctic Waters of the North Atlantic”, In: *Technetium in the Environment, Commission of the European Communities, Radiation Protection Programme*, Elsevier Applied Science Publishers Ltd, pp. 53-59, 1986b.

HOWARD, B. J., BERESFORD, N. A., “Radiation protection of the environment: A summary of current approaches for assessment of radionuclides in terrestrial ecosystems”. In: **HESTER, R. E., HARRISON, R. M.** (eds), *Nuclear Power and the Environment, Issues in Environmental Science and Technology*, v. 32, pp. 177-198, RSC Publishing, 2011.

HOWARD, B. J. et al. “The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 121, pp. 55-74, July 2013.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. Technical Reports Series No. 288*, Vienna, 1988.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources. Technical Reports Series No. 332*, Vienna, 1992.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for Safety of Radiation Sources – Safety Series No. 115*, Vienna, 1996.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (Darwin Symposium). Proceedings of the International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation*, Darwin, June 22-26, 2002. IAEA, Vienna, 2003.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment – Technical Reports Series No. 422*, Vienna, 2004.

IAEA – International Atomic Energy Agency. *International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation*, Stockholm, October 6-10, 2003. IAEA, Vienna, 2005.

- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments – Technical Reports Series No. 472*, Vienna, 2010.
- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards – General Safety Requirements Part 3*, Vienna, 2014a.
- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Handbook of Parameter Values for the Protection of Radionuclides Transfer to Wildlife – Technical Reports Series No. 479*, Vienna, 2014b.
- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment – IAEA General Safety Guide No. GSG-9*, Vienna, 2018a.
- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities – IAEA General Safety Guide No. GSG-10*, Vienna, 2018b.
- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Radiation Protection and Safety in Medical Uses of Ionizing Radiation – Specific Safety Guide No. SSG-46*, Vienna, 2018c.
- IAEA** – International Atomic Energy Agency. *Predisposal Management of Radioactive Waste from the Use of Radioactive Material in Medicine, Industry, Agriculture, Research and Education – Special Safety Guide No. SSG-45*, Vienna, 2019.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 23 – Reference Man: Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics*, Pergamon Press, Oxford, 1975.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 26 – Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, 1st Edition, Pergamon Press, 1977.

- ICRP** – International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 60 – 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, v. 21, n. 1-3, Pergamon Press, 1991.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 77 – Radiation Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. Annals of the ICRP 27 (Suppl)*. Pergamon Press, 1997.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 91 – A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species*, Pergamon Press, 2003.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 94 – Release of Patients after Therapy with Unsealed Radionuclides. Annals of the ICRP 34 (2)*. Elsevier, 2004.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 103 – The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Elsevier, 2007.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 108 – Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants*. Elsevier, 2008.
- ICRP** – International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 136 – Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation. Annals of the ICRP 46 (2)*. SAGE, 2017.
- ISO** – International Organization for Standardization, *ISO 10703:2007 – Water quality – Determination of the Activity Concentration of Radionuclides – Method by High Resolution Gamma-ray Spectrometry*. 2nd edition, Geneva, 2007
- ISO** – International Organization for Standardization, *ISO 11929:2010 – Determination of Characteristic Limits (Decision Threshold, Detection Limit and Limits of the Confidence Interval) for Measurements of Ionizing Radiation – Fundamentals and Applications*. 1st edition, Geneva, 2010.

- JANICEK, M. J. et al.**, “Dynamic Infrared Imaging of Newly Diagnosed Malignant Lymphoma Compared with Gallium-67 and Fluorine-18 Fluorodeoxyglucose (FDG) Positron Emission Tomography”. *Technology in Cancer Research & Treatment*, ISSN 1533-0346, v. 2, pp. 571-577, Adenine Press, 2003.
- JUNQUEIRA, C. B.** “Camadas Cruzadas de Areias, Gravas e Cascalhos Fluviais do Vale dos Pinheiros (“Campus” USP – São Paulo)”. *Geomorfologia*, v. 10, pp. 7-9, IGEOG-USP, São, Paulo, SP, 1969.
- KELLER, E. A.**, “Energy Resources”. In: DUNAWAY, A., HALE, S., CHELSELKA, G. M., ALLGAIR, H. (eds), *Introduction to Environmental Geology*, 5 ed., chapter 16, New Jersey, USA, Pearson Prentice Hall, 2012.
- KEUM, D.-K. et al.** *K-BIOTA V 1.0 User’s Manual*. Korea Atomic Energy Research Institute, KAERI/TR–4230/2010, December (Korean), 2010.
- KEUM, D.-K. et al.** “Approach to non-human species radiation dose assessment in the Republic of Korea resulting from the Fukushima nuclear accident”, *Nuclear Engineering and Technology*, v. 45, pp. 1-12, 2011.
- KEUM, D.-K. et al.** “Radiation exposure to Marine biota around the Fukushima Daiichi NPP”, *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, pp. 2949-2956, 2014.
- KHAN, K., AKHTER, R., ORFI, S. D.** “Estimation of radiation doses associated with natural radioactivity in sand samples of the north western areas of Pakistan using Monte Carlo Simulation”, *Journal of Radionalytical and Nuclear Chemistry*, v. 265, n.3, pp. 371-375, 2005.
- KRYSHEV, I. I., KRYSHEV, A. I., SAZYKINA, T. G.** “Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of the Fukushima NPP in March-May 2011”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 114, pp. 157-161, December 2012.
- L’ANNUNZIATA, M. F.** *Handbook of Radioactivity Analysis*. 3rd Edition. Academic Press, 2012.

- LARSSON, C. M.**, “The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionizing radiation in European ecosystems – an overview”. *Journal of Radiological Protection*, IOP Publishing Ltd, v. 24, pp. A1-A12, December, 2004.
- LARSSON, C. M., STRAND, P.** “The FASSET and EPIC Projects – Development of conceptual and practical approaches to environmental assessment and protection”, In: *Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, Proceedings of an International Conference*, Stockholm, October 2003. STI/PUB/1229, pp. 275-290, IAEA, Vienna, 2005.
- LIMA, M. F.**, *Determinação dos Coeficientes de Distribuição para os Radionuclídeos ^{134}Cs , ^{60}Co e ^{234}Th no Sedimento do Rio Pinheiros*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Pesquisa Energética e Nuclear – IPEN/CNEN/MCT, São Paulo, SP, Brasil, 1992.
- LUBIN, E.**, “Definitive Improvement in the Approach to the treated patient as a Radioactive Source”. *Journal of Nuclear Medicine*, v. 45, pp. 364-365, 2002.
- MAIA, A. L. et al.**, “Nódulos de Tireóide e Câncer Diferenciado de Tireóide: Consenso Brasileiro”. *Arquivos Brasileiros de Endocrinologia e Metabologia*, v. 51, pp. 867-893, 2007.
- MALTA, M. et al.** “Radioactivity from Lisboa urban wastewater discharges in the Tejo River Estuary”. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 13 (4), pp. 399-408, August 2013.
- MASSICANO, A. V. F.**, *Desenvolvimento Farmacotécnico de um Radioimunoconjugado para Terapia de Linfoma Não-Hodgkin*. Tese de D.Sc., Instituto de Pesquisa Energética e Nuclear – IPEN/CNEN/MCTIC, São Paulo, SP, Brasil, 2016.
- MAZZAFERRI, E. L., KLOOS, R. T.**, “Clinical Review 128: Current Approaches to Primary Therapy for Papillary and Follicular Thyroid Cancer”. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, v. 86, pp. 1447-1463, 2000.

- MAZZILLI, B. P.** *et al.* *Radioatividade no Meio Ambiente e Avaliação de Impacto Radiológico Ambiental*. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN/CNEN/MCTI, São Paulo, SP, 2011.
- MELO, I. B.**, *Preparo do Reagente Liofilizado HYNIC-[Tyr³]-Octreotato e Estudo de Marcação com Tecnécio-99m*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Pesquisa Energética e Nuclear – IPEN/CNEN/MCTI, São Paulo, SP, Brasil, 2008.
- MÜLLER, H., PRÖHL, G.** “ECOSYS-87: a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents”. *Health Physics*, v. 64, pp. 232-252, 1993.
- NAPIER, B.A.**, *Alternative Conceptual Models for Assessing Food Chain Pathways in Biosphere Models*. Rep. NUREG/CR-6910, United States Regulatory Commission, Washington, D.C., 2006.
- OECD/NEA** – Organization for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency. *Evolution of ICRP Recommendations 1977, 1990 and 2007 – Changes in Underlying Science and Protection Policy and their Impact on European and UK Domestic Regulation*. NEA No. 6920, 2011.
- OHTSUKA, Y., TAKAKU, Y., HISAMATSU, S.** “Background internal dose rates of earthworm and antpod species in the forest of Aomori, Japan”, *Journal Radional Nuclear Chemistry*, 303, pp. 1441-1445, 2015.
- OLIVEIRA, S., LIMA, J. P.** “Medicina Nuclear Convencional. In: GALVÃO, F. M. (ed.) *Imaginologia Clínica: Princípios e Técnicas – Capítulo 10*. Serviço de Imaginologia dos Hospitais da Universidade de Coimbra, Portugal, 2003.
- OSPAR COMMISSION**, *Discharges of Radioactive Substances into the Maritime Area by Non-Nuclear Industry Radioactive Substances Series. Publication 161*. 2002.
- PENTREATH, R. J., WOODHEAD, D. S.**, “Towards the development of criteria for the protection of marine fauna in relation to the disposal of radioactive wastes into the sea”. In: *Radiation Protection in Nuclear Energy*. International Atomic Energy Agency, v. 2, pp. 213-243, Vienna, 1988.

PEREIRA, W. S., KELECON, A., JÚNIOR, D. A. P. “Comparação entre a Norma CNEN-NN-3.01 e a ICRP 103: Estado da Arte da Radioproteção no Brasil e no Mundo”, *XIV Congresso Brasileiro de Energia*, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 23-25 Outubro 2012.

PEREIRA, W. S., KELECON, A. “A Evolução da Radioproteção da Biota na Visão da “The International Commission on Radiological Protection””. *International Joint Conference RADIO 2014*, Gramado, RS, Brazil, August 26-29, 2014a.

PEREIRA, W. S., KELECON, A. “International Recommendations on Calculation of Absorbed Dose in Biota: A Comprehensive Revue”, *Journal of Environmental Protection*, v. 5, n. 9, pp. 751-759, June 2014b.

PEREIRA, W. S., KELECON, A., PEREIRA, J. R. S. “Comparação entre a norma brasileira de radioproteção e a recomendação da International Commission on Radiological Publication publicada em 2007”, *Brazilian Journal of Radiation Sciences*, v. 3, n. 1, pp. 01-10, Março 2015.

PHELPS, M. E. *PET Molecular Imaging and Its Biological Applications*. Springer-Verlag, New York, 2004.

PICAT, P. et al., “The Role of Sediments in Radionuclide Buildup and Transport in Waters and Estuaries”. *Rome Meeting*, December 2-6, 1985.

PORTAL BAYER DO BRASIL. *Medicina Nuclear*. In: Pharmaceuticals, 2017. Disponível em: <<https://pharma.bayer.com.br/pt/areas-terapeuticas/tecnicas-imagem/radiologia-meios-contraste/medicina-nuclear/index.php>>. Acesso em 28 Abr 2019.

PORTAL BDTA/UNICAMP. *Características do Esgoto Sanitário*. 2019. Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas – BDTA/FEC/UNICAMP. Disponível em: <http://www.fec.unicamp.br/~bdta/esgoto/esgotocaracteristicas.htm>. Acesso em 14 Fev 2019.

PORTAL CÉSIO 137 GOIÂNIA. *Rejeitos do césio impulsionam desenvolvimento e produção científica.* 2012. Disponível em: <<http://www.cesio137goiania.go.gov.br/index.php?idEditoria=9784>>. Acesso em 04 Set 2017.

PORTAL CITOPHARMA. *Medicina Nuclear.* 2009. Disponível em: <<http://www.citopharma.com.br/nuclear.htm>>. Acesso em 14 Out 2017.

PORTAL CNEN. *Instalações Autorizadas – Medicina Nuclear.* 2016. Disponível em: <http://www.cnen.gov.br/seguranca/cons-ent-prof/lst-entidades-aut-cert.asp?p_ent=42&d=Medicina%20Nuclear>. Acesso em 14 Fev 2019.

PORTAL CNEN. *Colóquios do CDTN: “Acidente Radiológico de Goiânia – 1987-2017 – uma meia-vida”*, 2017. Disponível em: <<http://www.cnen.gov.br/ultimas-noticias/350-coloquios-do-cdtm-acidente-radiologico-de-goiania-1987-2017-uma-meia-vida>>. Acesso em 04 Set 2017.

PORTAL CNEN. *Instalações Autorizadas – Medicina Nuclear – Posição em 14/02/2019.* 2019. Disponível em: <<http://www.cnen.gov.br/instalacoes-autorizadas>>. Acesso em 14 Fev 2019.

PORTAL HOSPITAL ISRAELITA ALBERT EINSTEIN. *Terapia com Lutécio-Octreotato.* 2016. Disponível em: <<https://www.einstein.br/especialidades/oncologia/exames-tratamentos/terapia-lutecio-octreotato>>. Acesso em 22 Abr 2019.

PORTAL HOSPITAL MÃE DE DEUS. *Medicina Nuclear e PET-CT.* Disponível em: <<https://www.maededeus.com.br/servicos-ambulatoriais/medicina-nuclear-e-pet-ct/>>. Acesso em 28 Abr 2019.

PORTAL IAEA. *The INES Scale.* 2012. Disponível em: <<https://www-news.iaea.org/InesScale.aspx#content>>. Acesso em 04 Set 2017.

PORTAL MEDICINA NUCLEAR E RADIOLOGIA. *Estrutura.* Disponível em: <<http://medicinanuclearjuazeiro.com.br/estrutura/>>; Acesso em 09 Mai 2019.

- PORTAL WTD.** *Wildlife Transfer Parameter Database*. International Atomic Energy Agency & International Union of Radioecologists. 2013. Disponível em: <<http://www.wildlifetransferdatabase.org/mainpage.asp>>. Acesso em 04 Out 2017.
- RANCON, D.** “Influence of Concentration Distribution in Solid Medium on the Assessment of Radioelement Distribution Between the Liquid and Solid Phases.” In: MYTTENAERE, C., SIBLEY, T. H. (eds), *Applications of Distribution Coefficients to Radiological Assessment Models*, pp. 64-82, London, Elsevier, 1986.
- REZENDE, E. A.,** *Padronização Absoluta do ¹⁷⁷Lu e ¹¹¹In*. Dissertação de M.Sc., Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD/CNEN/MCTI, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2011.
- RODRIGUES, S. I. E. S.,** *Simulação Monte Carlo de uma Câmara Gama e Validação Experimental*. Dissertação de M.Sc., Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade do Algarve, Portugal, 2006.
- SÁ, L. V.** “A Medicina Nuclear”. In: *Curso de Radioproteção em Medicina Nuclear*. Slides 1-68. Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD/CNEN/MCTI. Rio de Janeiro, RJ, 2011.
- SÁ, L. V., KODLULOVICH, S.** “Novas Recomendações da IAEA para Exposições Médicas. Impacto em Medicina Nuclear no Brasil”. *IX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety – IRPA 2013*, pp. 01-10, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, April 15-19, 2013.
- SANTOS, C. A. C., BOLOGNESI, L.** “Aplicações Terapêuticas em Medicina Nuclear”. *Tekhne e Logos*, v. 5, n. 2, pp. 153-167, Botucatu, SP, Dezembro de 2014.
- SANTOS, R., OLIVEIRA FILHO, D. S.** “Acidentes Radiológicos e Nucleares”. 2012. In: II Semana de Engenharia Nuclear, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, slides 1-103, 13-17 Agosto, 2012. Disponível em: <<http://www.nuclear.ufrj.br/semana2012/pdf/IRD/A-04%20->

%20Acidentes%20Radiologicos%20e%20Nucleares%20-%202009.pdf>. Acesso em 10 Set 2017, 18:43 h.

SAPIENZA, M. T. et al., “Radioiodoterapia do Carcinoma Diferenciado da Tireóide: Impacto Radiológico da Liberação Hospitalar de Pacientes com Atividade entre 100 e 150 mCi de Iodo-131”. *Arquivos Brasileiros de Endocrinologia e Metabologia*, v. 53/3, pp. 318-325, 2009.

SHU, J., *Impacto Radiológico como Base da Definição de Valores de Referência para Liberação de Efluentes Líquidos contendo Radionuclídeos Provenientes de Instalações Médicas*. Tese de D.Sc., Programa Programa de Engenharia Nuclear – PEN/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2008.

STABLIN, M. G. et al. “Radiation dosimetry in nuclear medicine”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 50, issue 1, pp. 73-87, January 1999.

STARK, K. et al. “Dose assessment in environmental radiological protection: State of the art and perspectives”. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 175-176, pp. 105-114, September 2017.

SUDBROCK, F., SCHOMÄCKER, K., DRZEZGA, A. “The effectiveness of wastewater treatment in nuclear medicine: Performance data and radioecological considerations”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 166, part 1, pp. 202-207, April 2016.

SUTER II, G. W., “Developing Conceptual Models for Complex Ecological Risk Assessments”. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 5, issue 2, pp. 375-396, 1999.

TAUHATA, L. et al., *Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos*. 10ª revisão. Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD/CNEN/MCTI, Rio de Janeiro, RJ, 2014.

TINOIS, E. “Imagem Funcional – PET e fMRI”. In: *MultiCiência – Tecnologia para a Saúde*. Centro de Engenharia Biomédica da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Campinas, São Paulo, Outubro de 2005.

- TITLEY, J. G. et al.**, *Investigation of the Sources and Fate of Radioactive Discharges to Public Sewers – R&D Technical Report P288*. Environment Agency, Bristol, 2000.
- TORUDD, J., SAETRE, P.**, “Assessment of Long-Term Radiological Effects on Plants and Animals from a Deep Geological Repository: No Discernible Impact Detected”. *Ambio – A Journal of the Human Environment*, v. 42, issue 4, pp. 506-516, May 2013.
- ULANOVSKY, A., PRÖHL, G.**, “A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota”. *Radiation and Environmental Biophysics*, v. 45, issue 3, pp. 203-214, September 2006.
- ULANOVSKY, A., PRÖHL, G.**, “Dosimetry for Reference Animals and Plants: current state and prospects”. *Annals of the ICRP – ICRP 2011 Proceedings*. Elsevier, 2012.
- UNEP** – United Nations Environment Programme, *Radiation Effects and Sources: What is Radiation? What does Radiation do to us? Where does Radiation Come from?* New York, United Nations, 2016.
- UNSCEAR** – United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, *Effects of radiation on the environment. Report to the General Assembly, Annex 1*. New York, United Nations, 1996.
- UNSCEAR** – United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. New York, United Nations, 2000.
- UNSCEAR** – United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, *Sources and Effects of Ionizing Radiation – UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Volume II Scientific Annexes E: Effects of ionizing radiation on non-human biota*. New York, United Nations, 2011.
- USDoE** – United States Department of Energy, *A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. Technical Standard DOE-STD-1153-2002*. Washington, D.C., 2002.

USDoE – United States Department of Energy, *RESRAD-BIOTA: A Tool for Implementation a Graded Approach to Biota Dose Evaluation, User's Guide, Version 1, Rep. DOE/EH-0676*. Washington, D.C., 2004.

VIVES I BATLLE, J. et al. “Dynamic model for the assessment of radiological exposure to marine biota”. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 99, n. 11, pp. 1711-1730, November 2008.

VIVES I BATLLE, J. et al. “The estimation of absorbed dose rates for non-human biota: an extended intercomparison”. *Radiation and Environmental Biophysics*, v. 50, issue 2, pp. 231-251, May 2011.

VIVES I BATLLE, J. et al. “Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota to Fukushima accident scenario”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 153, pp. 31-50, March 2016.

WEISS, D. “Contamination of water, sediments and biota of the Northern Pacific coastal area in the vicinity of the Fukushima NPP”. *EUROSAFE – Promoting Nuclear Safety in Europe*, pp. 1-6, Paris, France, November 7-8, 2011.

WHICKER, F. W., SCHULTZ, V. *Radioecology: Nuclear Energy and the Environment*. Vol. 2, Boca Raton, 1982.

XAVIER, A. M., HEILBRON FILHO, P. F. L. “Segurança e Proteção Radiológica”. In: XAVIER, A. M., GAIDANO, E., MORO, J. T., HEILBRON FILHO, P. F. L. (eds), *Princípios Básicos de Segurança e Proteção Radiológica*, 4. ed., Capítulo 3, Porto Alegre, RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Comissão Nacional de Energia Nuclear, 2014a.

XAVIER, A. M., HEILBRON FILHO, P. F. L. “Gerência de Rejeitos Radioativos”. In: XAVIER, A. M., GAIDANO, E., MORO, J. T., HEILBRON FILHO, P. F. L. (eds), *Princípios Básicos de Segurança e Proteção Radiológica*, 4. ed., Capítulo 5, Porto Alegre, RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Comissão Nacional de Energia Nuclear, 2014b.

ANEXO I

NÍVEIS MENSAIS DE DISPENSA DE REJEITOS LÍQUIDOS ORIUNDOS DAS INSTALAÇÕES DE MEDICINA NUCLEAR, COM BASE DAS RECOMENDAÇÕES DA NORMA CNEN-NN-8.01 (2014).

RADIONUCLÍDEO	NÍVEL DE DISPENSA DE REJEITOS LÍQUIDOS (Bq m ⁻³)
³ H	1,90 x 10 ⁷
¹⁴ C	5,60 x 10 ⁵
¹⁸ F	1,30 x 10 ⁷
⁵¹ Cr	9,30 x 10 ⁶
⁶⁷ Ga	1,90 x 10 ⁶
⁶⁸ Ga	3,70 x 10 ⁶
⁹⁰ Y	1,30 x 10 ⁵
^{99m} Tc	1,90 x 10 ⁹
¹¹¹ In	1,10 x 10 ⁶
¹²³ I	1,90 x 10 ⁶
¹²⁴ I	3,70 x 10 ⁴
¹²⁵ I	3,70 x 10 ⁴
¹³¹ I	1,90 x 10 ⁴
¹⁵³ Sm	5,60 x 10 ⁵
¹⁷⁷ Lu	7,40 x 10 ⁵
²⁰¹ Tl	3,70 x 10 ⁶
²²³ Ra	1,90 x 10 ³

ANEXO II

NÍVEIS ANUAIS DE DISPENSA DE REJEITOS LÍQUIDOS NA REDE DE ESGOTOS SANITÁRIOS ORIUNDOS DAS INSTALAÇÕES DE MEDICINA NUCLEAR, COM BASE DAS RECOMENDAÇÕES DA NORMA CNEN-NN-8.01 (2014), RESPEITANDO OS LIMITES DE CONCENTRAÇÃO ESTABELECIDOS NO ANEXO I.

RADIONUCLÍDEO	LIBERAÇÃO MÁXIMA (Bq ano ⁻¹)
³ H	1,00 x 10 ¹²
¹⁴ C	1,00 x 10 ¹⁰
⁵¹ Cr	1,00 x 10 ⁸
⁶⁷ Ga	1,00 x 10 ⁸
⁹⁰ Y	1,00 x 10 ¹⁰
^{99m} Tc	1,00 x 10 ⁹
¹¹¹ In	1,00 x 10 ⁸
¹²³ I	1,00 x 10 ⁹
¹²⁵ I	1,00 x 10 ⁸
¹³¹ I	1,00 x 10 ⁷
²⁰¹ Tl	1,00 x 10 ⁸

ANEXO III

EFEITOS ESTIMADOS DAS RADIAÇÕES IONIZANTES NA BIOTA MARINHA COM USO DO CÓDIGO ERICA TOOL.

Tabela III.1 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de crustáceos [valor médio = $(1,18 \pm 0,34) \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	0,58	Lagosta	MB	Nenhum efeito estatisticamente significativo na quebra da cadeia de DNA.

Tabela III.2 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de aves [valor médio = $(7,39 \pm 2,10) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	30,00	Andorinha	RC	Nenhum efeito estatisticamente significativo no sucesso de reprodução medido pelo tamanho da ninhada, sucesso de incubação, número de plumagens, tempo de incubação e tempo de ninhada.

Tabela III.3 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de mamíferos [valor médio = $(3,55 \pm 1,01) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	16,00	Ratos	MB	Menor redução da massa corporal (10% de redução). Nenhum efeito estatisticamente significativo na densidade do pêlo.
	16,00	Ratos	MT	Aumento significativo da vida útil (1,3 vezes o volume de controle).
	42,00	Ratazana	MB	Menor redução das células do sangue periférico (15% a 50% de redução reversível).

Tabela III.4 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de répteis [valor médio = $(3,68 \pm 1,04) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	N.A.	N.A.	N.A.	Nenhum dado no FREDERICA para efeitos observados a esta faixa de taxa de dose.

Tabela III.5 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de *Polychaeta* [valor médio = $(8,21 \pm 2,32) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	0,83	<i>Paramecium aurelia</i>	MB	Aumento moderado na proliferação celular em níveis abaixo dos níveis normais de radiação de fundo – alcançado usando blindagem de chumbo (1,8 vezes).
	14,00	<i>Dero obtusa</i>	MUT	Aumento moderado no dano citogenético em células somáticas (e.g. fragmentos simples e duplos, lacunas simples).
	85,00	Esponja	MB	Nenhum efeito observado no crescimento de novos tecidos.

Tabela III.6 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de peixes bentônicos e pelágicos [valor médio = $(1,12 \pm 0,32) \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	1,38	Carpas	MB	Nenhum efeito estatístico na resposta fagócita de leucócitos para infecção.
	37,50	Carpas	MB	Nenhum efeito estatístico nas propriedades bacteriostáticas no soro sanguíneo no período de 30 dias a 180 dias à exposição radioativa.
	41,66	Carpas	MT	Nenhum efeito estatístico no nível de aberrações cromossômicas no epitélio na córnea do olho em comparação com nível controlado.
	3,58	Salmão	MB	Maio redução nas concentrações de eritrócitos (de 50 % a 60 %).

(segue na próxima página)

(Continuação da Tabela III.6)

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	3,58	Salmão	MUT	Efeito moderado na quantidade de células sexuais primárias em embriões (1,5 vezes a 1,8 vezes).
	7,08	Salmão	MUT	Aumento moderado no número de células sexuais em embriões (1,5 vezes a 1,8 vezes).
	16,66	Peixe de aquário (<i>Tilapia mossambica</i>)	MT	Nenhum efeito estatístico de mortalidade devido a infecção experimental com parasitas.
	16,66	Peixe de aquário (<i>Tilapia mossambica</i>)	MT	Encurtamento moderado do tempo de vida do peixe exposto (24 %).
	0,16	Peixe de aquário (<i>Tilapia mossambica</i>)	RC	Nenhum efeito estatístico de desova.

(segue na próxima página)

(Continuação da Tabela III.6)

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	0,16	Peixe de aquário (<i>Tilapia mossambica</i>)	RC	Efeito estimulante fraco sobre a fertilidade.
	5,41	Truta arco- íris	RC	Nenhum efeito estatístico no número de ovos de peixes mortos antes de nascer.
	16,66	Carpa de prata	RC	Aumento moderado em números de células sexuais com anomalias (25 %) em comparação ao número controlado (0,25 %).
	28,80	Truta marrom	RC	Nenhum efeito estatístico na porcentagem de larvas anormais.

Tabela III.7 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de macroalgas, [valor médio = $(3,78 \pm 1,08) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	2,41	<i>Synechococcus lividus</i>	MB	Menor efeito estimulante de crescimento.

Tabela III.8 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de moluscos [valor médio = $(8,75 \pm 2,48) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	16,70	Ostras	RC	Nenhum efeito estatisticamente significativo na frequência de larvas anormais, independente da temperatura de criação (20° C, 24° C e 28° C). A irradiação começou no zigoto ou na localização de blástulo e continuou até 48 horas após a fertilização (ostra do Pacífico <i>Crassostrea gigas</i>).

Tabela III.9 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de fitoplânctons [valor médio = $(4,90 \pm 1,39) \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	2,41	<i>Synechococcus lividus</i>	MB	Menor efeito estimulante de crescimento.

Tabela III.10 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de plantas vasculares [valor médio = $(1,84 \pm 0,52) \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	2,41	<i>Synechococcus lividus</i>	MB	Menor efeito estimulante de crescimento.

Tabela III.11 – Resultados e efeitos estimados da taxa de dose absorvida para as espécies de zooplânctons [valor médio = $(2,48 \pm 0,70) \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$].

Faixa da Taxa de Dose Absorvida ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)	Espécies	Resultado	Efeito
0 a 50	1,54	<i>Daphnia</i>	RC	Menor aumento na taxa de fertilidade (< 1,5 vezes).
	30,83	<i>Daphnia</i>	RC	Redução moderada na taxa de fertilidade quando em comparação ao número controlado (21 %).

Legendas: **MB** – morbidade; **MT** – mortalidade; **RC** – capacidade reprodutiva; **MUT** – mutação; **N.A.** – não analisado.