

AVALIAÇÃO DE RISCO RADIOLÓGICO DE FORMAS
ALTERNATIVAS DE DEPOSIÇÃO FINAL DE REJEITOS NORM DE
PETRÓLEO “*IN NATURA*”

Amanda Gomes Lopes

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.

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Francisco Cesar Augusto da Silva

Rio de Janeiro

Maio de 2023

AVALIAÇÃO DE RISCO RADIOLÓGICO DE FORMAS ALTERNATIVAS DE
DEPOSIÇÃO FINAL DE REJEITOS NORM DE PETRÓLEO “*IN NATURA*”

Amanda Gomes Lopes

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

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Francisco Cesar Augusto da Silva

Aprovada por: Ricardo Tadeu Lopes

Francisco Cesar Augusto da Silva

Barbara Paci Mazzilli

José Marcus de Oliveira Godoy

Davi Ferreira de Oliveira

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MAIO DE 2023

Lopes, Amanda Gomes

Avaliação de Risco Radiológico de formas alternativas de deposição final de rejeitos NORM de petróleo “*in natura*”/ Amanda Gomes

Lopes – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2023.

X, 221 p.:il.; 29,7 cm.

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Francisco Cesar Augusto da Silva

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Nuclear, 2023.

Referências Bibliográficas: pp. 171-198.

1. Avaliação de risco; 2. NORM de petróleo;
3. Repositórios; 4. Código RESRAD. I. Lopes, Ricardo Tadeu
et al. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE,
Programa de Engenharia Nuclear. III. Título.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me manter firme e forte, diante das adversidades que ocorreram pelo caminho. E a minha família pelos conselhos e apoio durante essa trajetória.

Ao meu amigo, mentor e prof. Luiz Tauhata (*in memoriam*) por todos os ensinamentos e incentivo durante a minha trajetória acadêmica. Seus conselhos foram fundamentais nesse processo.

Ao orientador prof. Ricardo por ter aceitado me orientar em um projeto de tese que não era a primeira área de conhecimento dele e nem a minha, por toda a ajuda e o olhar crítico em relação à tese e todos os outros ensinamentos.

Ao orientador prof. Francisco Cesar por ter sugerido o projeto pelo qual eu me identifiquei mesmo sendo em uma área totalmente diferente. Além disso, também me ajudou com os conceitos básicos iniciais do código computacional que foi utilizado e por todos os outros ensinamentos.

Ao Instituto de Engenharia Nuclear (IEN/CNEN), a chefe do Serviço de Tecnologia de Materiais e Química (SETMQ), a M.Sc. Maria Isabel Barbosa da Silva pela oportunidade de realizar um treinamento na área de gerenciamento de rejeitos radioativos no depósito intermediário situado no Instituto de Engenharia Nuclear (IEN/CNEN) e por todos os ensinamentos aprendidos durante o período em que estivesse lá.

A D.Sc. Selma Parente (IEN/CNEN) que durante todo o período que estive no IEN me forneceu materiais de estudo para aprimorar meu senso crítico, realizando discussões sobre os vários assuntos relacionados aos rejeitos, tirando minhas dúvidas, me incentivando e me preparando como profissional para área.

Ao D.Sc. Rogério P. Mourão pela oportunidade de realizar um treinamento em gerência de rejeitos radioativos no depósito intermediário situado no Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN/CNEN), em que pude ver um programa de gerenciamento na prática e entender melhor os conceitos envolvidos. Além das aulas de transporte de rejeitos e sobre o Centena.

A D.Sc. Valeria Cuccia (CDTN/CNEN), que esteve comigo ao longo da semana que realizei o treinamento, me apresentando todo o sistema de gerenciamento de rejeitos, as funções do supervisor de proteção radiológica do depósito intermediário, passando exercícios práticos com o intuito de aprimorar meu senso crítico como profissional da área.

Ao Sr. Francisco Donizete, a Sra Maria Judite (controle de qualidade), ao M.Sc. Antônio Juscelino (banco de dados) e ao Sr. Sandro, que se disponibilizaram durante uma semana a me apresentaram as diversas etapas do sistema de gerenciamento de rejeitos do CDTN, com apresentação de suas respectivas áreas, na ida ao laboratório para ver os testes de tração e resistência, na ida ao depósito intermediário de rejeitos e nas áreas de tratamento. Gratidão por todo conhecimento compartilhado comigo.

A todos os profissionais, colegas e professores do IRD, do PEN, do IEN e do CDTN que de alguma forma me ajudaram a aprimorar meu conhecimento na área de proteção radiológica e na área de rejeitos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

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

AVALIAÇÃO DE RISCO RADIOLÓGICO DE FORMAS ALTERNATIVAS DE DEPOSIÇÃO FINAL DE REJEITOS NORM DE PETRÓLEO “*IN NATURA*”

Amanda Gomes Lopes

Maio de 2023

Orientadores: Ricardo Tadeu Lopes

Francisco Cesar Augusto da Silva

Programa: Engenharia Nuclear

As indústrias de óleo e gás natural são as maiores produtoras de rejeitos de NORM que são gerados em atividades de rotina e tendem a aumentar devido ao descomissionamento das plataformas de petróleo. O problema é que a maioria desses rejeitos estão com concentração de ^{226}Ra acima dos limites de dispensa estabelecidos pela CNEN e estão sendo acumulados em locais de armazenamento ou em depósitos iniciais, porque não existe um repositório para esses rejeitos no Brasil. O objetivo desta tese é avaliar os riscos radiológicos de métodos alternativos para deposição final de rejeitos de NORM na forma “*in natura*” que são produzidos pelas indústrias de óleo. Essa avaliação será realizada com o código RESRAD-OFFSITE e para isso, um repositório atualmente em operação nos EUA foi utilizado como referência. Os resultados obtidos apresentam os cenários avaliados que mantém as doses efetivas abaixo do limite anual e não causam risco adicional de câncer para o público baseado nos critérios utilizados.

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

RADIOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF ALTERNATIVES WAYS OF FINAL
DISPOSAL OF OIL BULK NORM WASTE

Amanda Gomes Lopes

May 2023

Advisors: Ricardo Tadeu Lopes

Francisco Cesar Augusto da Silva

Department: Nuclear Engineering

The oil and natural gas industries are the largest producers of NORM wastes generated in routine activities and tend to increase due to the decommissioning of oil platforms. The problem is that most of these wastes have an activity concentration levels of ^{226}Ra above the clearance limits established by CNEN and are being accumulated in storage sites or initial deposits because there is no repository for these wastes in Brazil. The objective of this thesis is to evaluate the radiological risks of alternative methods for the disposal of oil bulk NORM waste (not packaged wastes). This evaluation was carried out with the RESRAD-OFFSITE code and for this, a repository currently in operation in the USA was used as a reference. The results obtained present the evaluated scenarios that keep the effective doses below the annual limit and do not cause additional cancer risk for the public based on the criteria used.

SUMÁRIO

Capítulo I – Introdução -----	1
1.1. Objetivo Geral-----	3
1.2. Objetivos Específicos-----	3
Capítulo II – Revisão Bibliográfica -----	4
2.1. Repositórios Mundiais para rejeitos de NORM na forma “ <i>in natura</i> ”-----	4
2.2. Risco Radiológico de repositórios para rejeitos de NORM “ <i>in natura</i> ”-----	7
2.3. Métodos para a Avaliação de Risco-----	13
2.4. Análise crítica e discussão-----	19
Capítulo III – Fundamentação Teórica -----	22
3.1. NORM nas indústrias de óleo-----	22
3.1.1. Origem do NORM-----	22
3.1.2. Formação do petróleo e surgimento de NORM na indústria de óleo-----	24
3.1.3. Resíduos <i>versus</i> rejeitos-----	26
3.1.4. Tipos de rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo-----	26
3.2. Legislação e Normas Brasileiras-----	31
3.2.1. Legislação Política e Ambiental-----	32
3.2.2. Normas CNEN-----	34
3.2.2.1. Norma CNEN NN 3.01-----	35
3.2.2.2. Norma CNEN NE 6.06-----	36
3.2.2.3. Norma CNEN NN 6.09-----	37
3.2.2.4. Norma CNEN NN 8.01-----	38
3.2.2.5. Norma CNEN NN 8.02-----	40
3.3. Concentração-----	41
3.3.1. Definição-----	41
3.3.2. Espectrometria Gama-----	42
3.3.3. Valores de concentração obtidos na literatura científica-----	45
3.4. Panorama Internacional-----	48
3.4.1. IAEA-----	48
3.4.2. Requisitos relevantes obtidos de diferentes países-----	52
3.4.2.1. Autoridades Regulatórias responsáveis pelos rejeitos de NORM-----	53

3.4.2.2. Documentos publicados que são utilizados para rejeitos de NORM-----	54
3.4.2.3. Limites de dispensa-----	54
3.4.2.4. Métodos de deposição final para rejeitos sólidos de NORM-----	55
3.4.2.5. Tipos de aterros para deposição final de rejeitos de NORM-----	63
3.4.2.6. Limites de concentração de Repositórios do tipo aterro que aceitam rejeitos contendo NORM e que estão em funcionamento atualmente-----	64
3.5. Avaliação de Risco Radiológico-----	68
3.5.1. Código Computacional <i>Residual Radioactivity</i> (RESRAD)-----	69
3.5.2. Instalação de referência: aterro <i>Deer Trail</i> operado pela <i>Clean Harbors</i> , EUA-----	71
Capítulo IV – Materiais e Métodos-----	74
4.1. Obtenção dos valores de concentração-----	74
4.2. Seleção das amostras para elaboração de inventário-----	76
4.3. Mapeamento do repositório utilizado como referência-----	77
4.4. Definição dos cenários-----	79
4.5. Determinação dos parâmetros de entrada para a simulação no código RESRAD-OFFSITE-----	84
4.5.1. Fazenda de subsistência-----	86
4.5.2. Casa simples-----	90
Capítulo V – Resultados e Discussão-----	94
5.1. Análise de risco com o código RESRAD-OFFSITE-----	94
5.1.1. Incrustação-----	95
5.1.1.1. Cenários de fazenda e de casa situadas em cima da área de contaminação primária (<i>onsite</i>)-----	96
5.1.1.2. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (<i>offsite</i>) a 100 m de distância do aterro-----	109
5.1.1.3. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (<i>offsite</i>) a 500 m de distância do aterro-----	115
5.1.2. Borrás-----	117
5.1.2.1. Cenários de fazenda e de casa situadas em cima da área de contaminação primária (<i>onsite</i>)-----	117
5.1.2.2. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (<i>offsite</i>) a 100 m de distância do aterro-----	127

5.1.2.3. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (<i>offsite</i>) a 500 m de distância do aterro-----	133
5.1.3. Análise de Sensibilidade-----	135
5.2. Seleção de regiões brasileiras com possibilidade de situar um repositório para rejeitos de NORM “ <i>in natura</i> ”-----	137
5.2.1. Regiões demográficas-----	138
5.2.2. Parâmetros analisados-----	139
5.2.2.1. Clima predominante-----	139
5.2.2.2. Taxa de precipitação média de chuvas-----	141
5.2.2.3. Densidade demográfica-----	142
5.2.2.4. População residente na região rural-----	144
5.2.2.5. Produção total de petróleo e gás natural-----	145
5.2.2.6. Classificação das regiões-----	146
5.3. Programa de Gerenciamento Operacional para rejeitos de NORM na forma “ <i>in natura</i> ”-----	147
5.3.1. Estratégias para o gerenciamento de rejeitos contendo NORM-----	148
5.3.2. Gerenciamento de rejeitos contendo NORM-----	150
5.3.2.1. Etapa administrativa-----	152
5.3.2.2. Etapas gerenciais e técnicas-----	154
Capítulo VI – Conclusão-----	166
Referências Bibliográficas-----	171
Apêndice I – Valores de concentração em amostras de borras e de incrustação obtidas da literatura científica-----	199
Apêndice II – Valores de concentração em amostras de incrustação e de borras produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil-----	204

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

As indústrias de óleo e gás natural têm gerado rejeitos contaminados com material radioativo de ocorrência natural, o NORM, com os maiores níveis de concentração em Bq/g, de acordo com a literatura científica. Isso porque os processos de extração e produção de óleo podem resultar na distribuição desigual dos radionuclídeos em vários materiais resultantes do processo e a mobilização seletiva dos radionuclídeos pode interromper o equilíbrio original da série de decaimento do urânio e do tório que estão contidos nas rochas e no solo (GAZINEU *et al.*, 2005a; IAEA, 2010; AL NABHANI *et al.*, 2017).

A Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos indicou que aproximadamente 260.000 toneladas de rejeitos, incluindo água produzida, borras, incrustações e equipamentos contaminados, sejam produzidos anualmente com a produção de óleo (EPA, 2013 *apud* PARMAKSIZ *et al.*, 2015) e que 100 toneladas de incrustações são produzidas anualmente por poço no país (USEPA, 2021). Além desses rejeitos gerados constantemente durante as atividades de produção e extração, a tendência é de aumento mundial na produção de rejeitos devido aos processos de descomissionamento das plataformas de petróleo. Estima-se que só na Austrália, a quantidade de rejeitos de NORM a serem produzidos nos processos de descomissionamento de plataformas de petróleo será de 223 a 1674 toneladas até o ano de 2060 (MCKAY *et al.*, 2020).

As borras e incrustações são os rejeitos de maior preocupação devido ao radionuclídeo predominante nesses rejeitos ser o ^{226}Ra que possui meia-vida de 1600 anos e que na maioria das vezes está presente em níveis de concentração acima dos níveis de isenção e de dispensa estabelecidos pela Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN (MATTA *et al.*, 2002; GODOY *et al.*, 2003; GAZINEU *et al.*, 2005a; GAZINEU *et al.*, 2008; CNEN, 2014a; CNEN, 2014b; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018; LNHB, 2023).

No Brasil, a maioria das informações relacionadas à produção de rejeitos de NORM gerados pelas indústrias de óleo são confidenciais e por isso, não existem muitas informações publicadas na literatura científica sobre os níveis de concentração obtidos nos rejeitos ou a quantidade de rejeitos produzidos anualmente no país, mas de acordo com GAZINEU *et al.* (2008), a estimativa de produção de rejeitos nas instalações terrestres em Sergipe e Alagoas era de 500 m³ por mês. A maioria desse material está sendo acumulado em tambores de 200 litros nos locais de armazenamento (GAZINEU *et al.*, 2008) ou em depósitos iniciais situados nas próprias instalações que geraram esses rejeitos, já que no Brasil ainda não existem repositórios para os rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de petróleo.

Apesar de existirem normas para rejeitos radioativos publicadas pela CNEN (CNEN, 1990; CNEN, 2002; CNEN, 2014b; CNEN, 2014c) que apresentam os critérios para a deposição final de rejeitos radioativos, seleção de locais para os depósitos, licenciamento dos depósitos de rejeitos de baixo e médio níveis de radiação e de gerenciamento de rejeitos, ainda não foi autorizado a construção e o funcionamento de um repositório. Além disso, as normas existentes só se aplicam aos rejeitos embalados.

Muitos países utilizam métodos de deposição final para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”, sendo os aterros, o tipo mais utilizado e com diferentes limites de concentração para deposição final desses rejeitos. Além desse método de deposição final ser internacionalmente utilizado em países desenvolvidos como nos Estados Unidos da América (EUA), na Noruega, no Canadá e na Inglaterra (VEIL, 1998a; VEIL, 1998b; NRPA, 2015; NATIONAL FROM NORWAY, 2018; UK, 2014; CHWMEG, 2020; CSNC, 2021a; CLEAN HARBORS, 2021a), ele também é recomendado pela *International Atomic Energy Agency* (IAEA), como um dos métodos para deposição final de rejeitos de NORM gerados em quantidades moderadas a razoavelmente grandes (IAEA, 2003; IAEA, 2010). Outro ponto a ser considerado é que os custos para construção de repositórios próximos à superfície são menores do que se comparados aos construídos em maiores profundidades (IAEA, 2003).

1.1. Objetivo Geral

O objetivo geral desta tese é avaliar os riscos radiológicos de métodos alternativos para deposição final de rejeitos de NORM na forma “*in natura*” que são produzidos pelas indústrias de óleo utilizando o código computacional *Residual Radioactivity* – RESRAD-OFFSITE. Para isso, um aterro atualmente em operação nos EUA e que é autorizado para receber rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo foi utilizado como referência.

1.2. Objetivos Específicos

Além do objetivo geral, também foram definidos dois objetivos específicos. O primeiro é selecionar 3 regiões demográficas do Brasil que possuam parâmetros similares ao do local em que está situado o aterro utilizado como referência.

O segundo objetivo específico é elaborar um Programa de Gerenciamento Operacional para rejeitos sólidos de NORM “*in natura*” gerados pelas indústrias de óleo que será específico para o método de deposição final que será apresentado e que vai estar baseado nos resultados obtidos com a avaliação de risco. Assim, os níveis de concentração de ^{226}Ra para a deposição final dos rejeitos de NORM nesse repositório foram definidos para que as doses efetivas para o público e para o meio ambiente permaneçam abaixo do limite de dose efetiva anual de 1 mSv estabelecido pela CNEN para os indivíduos do público.

CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esse capítulo tem como finalidade apresentar a lacuna na qual esse trabalho de tese se encontra com base em uma pesquisa bibliográfica sobre os tópicos principais. Os artigos científicos apresentados a seguir estão relacionados aos 3 tópicos centrais abordados: os repositórios mundiais para rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” atualmente em operação; o risco radiológico proveniente de diferentes tipos de repositórios para rejeitos de NORM “*in natura*” e os métodos de avaliação de risco para repositórios de rejeitos de NORM que são utilizados atualmente. No fim do capítulo apresenta-se uma análise crítica do que já foi realizado por outros autores e o que essa tese irá apresentar de original que ainda não foi realizado.

2.1. Repositórios Mundiais para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”

Existem diferentes tipos de repositórios para rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” atualmente em operação pelo mundo. Alguns desses repositórios encontrados durante a pesquisa bibliográfica foram apresentados pelo nome do repositório e da empresa responsável por operar essa instalação. Como não foram encontradas as datas do início de funcionamento de todos eles, esse tópico não foi apresentado em ordem cronológica.

Os tipos de repositórios encontrados foram: aterros, repositórios em cavernas de sal, injeção em poços e injeção em formações sub superficiais isoladas. Outros métodos como espalhamento em terra, que é utilizado em vários estados dos EUA, não foram mencionados aqui, pois não foram encontrados os nomes e as “empresas responsáveis” por esses repositórios, só foram encontrados os estados que utilizam o método (NDDH, 2014). Outro método que não foi mencionado neste capítulo foi o de incineração que é utilizado pelos países do Reino Unido, pois devido a esse processo geralmente resultar em cinzas que devem ser enviadas para deposição final em um

aterro, esse método foi considerado como uma etapa do gerenciamento de rejeitos para reduzir o volume e não como método de deposição final (DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014; UK, 2014; UK GOVERNMENT, 2016).

A instalação *Oaks Disposal Services* situada na região leste de Montana (EUA) é um aterro para rejeitos especiais operado pela *BUCKHORN Waste Services*. O repositório iniciou suas operações em junho de 2013 e possui capacidade para 2 milhões de toneladas de rejeitos. Esse aterro é a única instalação em *Williston Basin* que permite a deposição final de rejeitos de NORM e a concentração permitida para a combinação de $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$ é de 1,85 Bq/g (BUCKHORNWS, 2021a; BUCKHORNWS, 2021b).

O *Deer Trail* no Colorado e o *Buttonwillow* na Califórnia (EUA) são aterros operados pela *Clean Harbors* que deposita rejeitos de NORM. A instalação *Deer Trail* foi designada para receber rejeitos de nível baixo produzidos nos estados do Colorado, Novo México e Nevada (EUA). Essa instalação está localizada a leste de Denver e possui local para armazenamento, tratamento e para deposição final de rejeitos na forma “*in natura*” e em contêineres. Já o aterro *Buttonwillow* está localizado no centro da Califórnia e também pode receber rejeitos líquidos, borras e sólidos “*in natura*” e em contêineres. A capacidade permitida deste aterro é superior a 76 milhões de m³. As Instalações *Deer Trail* e a *Buttonwillow* aceitam rejeitos contendo NORM com níveis de concentração de até 74 Bq/g e 66,60 Bq/g, respectivamente (CLEAN HARBORS, 2021a; CLEAN HARBORS, 2021b).

O aterro Pembina Classe 1 é uma instalação localizada em Alberta, na parte oeste do Canadá e é operada pela *SECURE ENERGY*. O repositório aceita rejeitos de NORM com níveis de concentração total de até 70 Bq/g (SECURE ENERGY, 2021; CNSC, 2021a).

Outro aterro situado no Canadá é o aterro *Silverberry* que está localizado em *Fort Saint John* e é operado pela *Tervita Earth Matters*. O repositório aceita rejeitos de NORM (TERVITA EARTH MATTERS, 2020; TERVITA EARTH MATTERS, 2021a).

No Reino unido existem 3 repositórios do tipo aterro para rejeitos de NORM “*in natura*”: A instalação *Clifton Marsh* operada pela SITA, a instalação *Lillyhall* operada pela *Waste Recycling Group Ltd* e a instalação *East Northants Resource*

Management Facility (ENRMF), também conhecida como *Kings Cliffe*, que é operada pela *Augean PLC*. O aterro ENRMF permite a deposição final de rejeitos de NORM perigosos com níveis de concentração de até 200 Bq/g (UK, 2014; AUGEAN, 2019).

Na Noruega, o aterro *NOAH Langoya* é um repositório licenciado e é o principal para rejeitos perigosos e também para receber rejeitos radioativos, dentre eles os rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural (NRPA, 2015; NATIONAL REPORT FROM NORWAY, 2018). Os níveis de concentração dos rejeitos de NORM que são permitidos para deposição final neste aterro é de 1 a 10 Bq/g (LILAND *et al.*, 2012; NRPA, 2015; NKS, 2015).

No Canadá existem duas instalações que adotam a deposição final de rejeitos de NORM em cavernas de sal. A instalação *Melville*, situada em *Saskatchewan*, que anteriormente era utilizada para gases de alta pressão. Ela é operada pela *Plains Environmental* e aceita vários tipos de rejeitos, incluindo NORM. Já a *Unity*, também situada em *Saskatchewan* é operada pela *Tervita* (CNSC, 2021a; PLAINS ENVIRONMENTAL, 2021; TERVITA EARTH MATTERS, 2020; TERVITA EARTH MATTERS; 2021b).

A instalação *Must Bluff* localizada na região leste do Texas (EUA) é operada pela *TRINITY Environmental Services*. O repositório utiliza o método de deposição final em cavernas de sal subterrâneas para os rejeitos não perigosos dos campos de óleo, incluindo NORM (TRINITY ENVIRONMENTAL SERVICES, 2021).

A instalação em Andrews, Texas (EUA) que é operada pela *LOTUS LCC* adota a deposição final pela injeção em poços que irão ser descarregados em uma caverna de sal construída pelo homem. O repositório aceita rejeitos de NORM (VEIL, 1998b; CHWMEG, 2021).

A *Sabine Environmental Services, LLC* no Texas (USA) deposita rejeitos produzidos durante a produção e exploração de petróleo, incluindo NORM pelo método de injeção de rejeitos em uma formação sub superficial isolada. A indústria de petróleo tem depositado mais de 30 milhões de barris de rejeitos dos campos de óleo desde 1998 nesse repositório. A *Sabine* aceita rejeitos internacionais e rejeitos não perigosos dos campos de óleo do sul da América, *Middle East* e de águas internacionais (SABINE ENVIRONMENTAL SERVICES - LLC, 2021).

2.2. Risco radiológico de repositórios para rejeitos de NORM “*in natura*”

Neste tópico está apresentado o risco radiológico de diferentes métodos para deposição final de rejeitos de NORM que foram realizados por outros autores e que engloba a avaliação das doses efetivas para o público e para o meio ambiente.

O *American Petroleum Institute* - API (1990) apresentou uma análise radiológica de 12 métodos para deposição final de 4 tipos diferentes de rejeitos de NORM produzidos pela produção de óleo e gás natural, dentre eles as borras e incrustações. Os métodos avaliados para a deposição final de borras e incrustações com NORM na forma “*in natura*” foram: o enterramento sem uso restrito do local, o enterramento em um local comercial de rejeitos dos campos de óleo, espalhamento em terra, espalhamento em terra com diluição, deposição final em uma instalação comercial para NORM, deposição final em minas superficiais, fraturamento hidráulico e deposição final em cavernas de sal. As diferenças entre os vários métodos de enterramento dos rejeitos são devido às características de espessura, profundidade, dimensão, dentre outras e elas foram descritas no artigo. Neste estudo, estes métodos foram avaliados em duas condições hidrogeológicas, com solo permeável úmido e com solo permeável árido. Os resultados mostraram que os limites de concentração de rádio geralmente resultam das vias de exposição à radiação gama, pela inalação de radônio e da ingestão de água subterrânea. As vias de exposição à radiação gama e ao radônio são dominantes para os métodos de deposição final com menos de 2 metros de cobertura abaixo da zona de intrusão e a via de exposição pela água subterrânea é dominante para os métodos com mais de 2 metros de cobertura. A concentração máxima em borras e incrustações para deposição final pelos métodos de espalhamento em terra, espalhamento em terra com diluição, em minas superficiais, fraturamento hidráulico e cavernas de sal foram as mesmas nas duas condições hidrogeológicas avaliadas. Já os níveis de concentração para os métodos de enterramento sem uso restrito do local, para o enterramento em um local comercial de rejeitos dos campos de óleo e a deposição final em uma instalação comercial para NORM foram diferentes, a concentração máxima permitida para a deposição final de incrustações foram maiores que os valores obtidos para as borras nas duas condições hidrogeológicas. Os níveis máximos também foram diferentes na

comparação das concentrações nas duas condições para cada rejeito, os níveis máximos permitidos tanto para as borras quanto para as incrustações foram obtidos na condição úmida com solo permeável e foram 3.700 Bq/g para ambos os rejeitos.

Esse artigo foi um dos primeiros a determinar o risco radiológico de vários métodos de deposição final que são utilizados para os rejeitos de NORM levando em consideração diferentes tipos de rejeitos e de condições hidrogeológicas. Assim para cada método foi determinada a condição hidrogeológica mais apropriada com base no tipo de rejeito a ser depositado e resultou em níveis de concentração máximos que não causam riscos adicionais para o público e para o meio ambiente.

O Departamento de Energia dos EUA (USDOE, 1999) realizou um estudo sobre a deposição final de rejeitos de NORM contendo rádio em aterros para rejeitos não perigosos (aterros municipais, tipo II) com base nos guias publicados pelo órgão regulatório do estado de Michigan, para avaliar as doses radiológicas potenciais e os riscos à saúde resultantes para os trabalhadores e para o público. O estudo considerou a deposição final de 2.000 m³ de rejeitos de NORM com concentração de até 1,85 Bq/g de ²²⁶Ra em aterros do tipo II, em uma profundidade de 3 metros abaixo da cobertura do aterro. Os cenários avaliados incluíram a fase operacional, isto é, a fase de funcionamento do aterro e os riscos relacionados para os trabalhadores e para o público que residiam próximo ao repositório; e os cenários após o fechamento do aterro, do uso futuro das terras em que o repositório está situado, que no futuro poderiam vir a ser construídas residências, indústrias, áreas de recreação e de residências situadas a determinada distância do repositório (*offsite*). O pior cenário apresentado foi o de ruptura da cobertura do aterro durante a construção de uma casa em cima do repositório. Para o cenário de funcionamento do repositório, as doses efetivas para os trabalhadores e para o público que residiam próximo ao aterro foram negligenciáveis; para o cenário após o fechamento do aterro, as doses efetivas para o público em áreas industriais ou de recreação também foram negligenciáveis; já as doses para os residentes, as doses foram mais sensíveis a profundidade da camada de rejeitos de NORM e da integridade da cobertura do aterro. Essas doses podem ser negligenciadas se forem assumidas que, (a) os rejeitos de NORM podem ser colocados em profundidades maiores que aproximadamente 3 m abaixo da cobertura do aterro e (b) a cobertura do aterro não pode ser rompida durante a construção da casa. Outro resultado indicou que o volume total de rejeitos pode levar ao aumento das doses efetivas dos trabalhadores de forma

linear e pode aumentar as doses efetivas potenciais para o residente situado fora da área de contaminação primária (*offsite*) pela via de exposição de água subterrânea. As doses efetivas para os indivíduos do público no cenário de uso futuro da terra não foram influenciadas pelo aumento do volume total de rejeitos, mas sim, pelas alterações no local do aterro em que serão depositados os rejeitos de NORM.

ISMAIL *et al.* (2011) avaliou o risco radiológico da deposição final de diferentes tipos de rejeitos de NORM, dentre eles, as borras produzidas pelas indústrias de óleo. Os cenários avaliados foram o dos trabalhadores de locais de deposição final e de aterros e o de indivíduos do público no cenário de uso futuro da terra, em áreas residenciais e industriais. No cenário de exposição ocupacional dos trabalhadores nos locais de deposição final ou aterros, as taxas de dose efetiva e o risco adicional de câncer foram estimados com base nos níveis médios da concentração de NORM que foram medidos nos rejeitos situados nos locais. Os maiores níveis de concentração de ^{226}Ra e de ^{228}Ra nas amostras de borras produzidas pelas indústrias de óleo avaliadas neste estudo foram de 0,246 Bq/g e 0,256 Bq/g, respectivamente. O resultado para o cenário dos trabalhadores indicou que em nenhum dos aterros foram obtidas taxas de dose efetiva que excederem 20 mSv/a, referente ao limite da taxa de dose efetiva anual para o trabalhador. Para o cenário do uso futuro da terra para o público, as taxas de dose efetiva e o risco adicional de câncer estimados para os residentes que vivem próximos aos aterros de rejeitos de NORM de tipos diferentes, mostrou níveis comparáveis com a média dos solos da Malásia. Portanto, esse artigo mostrou que para esses níveis de concentração de rejeitos depositados em aterros, eles não causam riscos adicionais nem para o trabalhador do repositório e nem para o público após o encerramento do local.

KONTOL *et al.* (2015) realizou uma avaliação de impacto radiológico para a deposição final de borras tratadas de concentração de 0,082 Bq/g e 0,097 Bq/g de ^{226}Ra e ^{228}Ra , respectivamente. O cenário proposto foi de que após a deposição final dos rejeitos de NORM, as pessoas residiriam e trabalhariam no local e nas proximidades após o encerramento do repositório. O objetivo de estudar esse cenário foi demonstrar que nenhum membro do público iria ser exposto a uma dose efetiva acima do limite anual estabelecido pelo órgão regulatório da Malásia. Os resultados indicaram que, para os níveis de concentração obtidos nas borras tratadas, o local pode ser utilizado para deposição final desses rejeitos em profundidades de até 4 metros e que a espessura da cobertura de solo seja de pelo menos 0,05 metros.

Assim como ISMAIL *et al.* (2011), KONTOL *et al.* (2015) também utilizou níveis de concentração para a análise do risco radiológico que estão abaixo do limite de dispensa que é de 1 Bq/g para o ^{226}Ra , estabelecido pelo órgão regulador da Malásia (AELB, 2016b). Porém, ISMAIL *et al.* avaliou o cenário dos trabalhadores dos aterros durante a fase de operação do repositório, e na fase após o encerramento das atividades, o cenário analisado foi o dos indivíduos do público que poderiam residir e realizar atividades industriais na área. Já nos resultados obtidos por KONTOL *et al.* foram levadas em consideração as características do local, como a espessura da camada de rejeitos e a profundidade da cobertura de solo e, o cenário avaliado foi o do indivíduo do público que poderia residir e trabalhar no local após o encerramento do repositório.

MORA *et al.* (2016) analisou o impacto radiológico do gerenciamento de diferentes tipos de rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias em geral para a deposição final em aterros de rejeitos industriais convencionais para rejeitos perigosos e não perigosos, definindo as quantidades que podem ser depositadas em cada um deles. Os cenários avaliados levaram em consideração os indivíduos do público que foram maximamente expostos em curto e em longo prazo, tanto em um cenário residencial em que são construídas casas em cima do aterro após o seu fechamento e os moradores produzem parte dos seus alimentos no local; e um cenário ocupacional, no qual os trabalhadores do aterro passam a vida trabalhando na instalação na etapa de condicionamento dos rejeitos de NORM durante todo o tempo. Para cada um dos aterros avaliados, duas alternativas para a largura total dos aterros foram consideradas (20 metros e 55 metros), dois valores de concentração (10 Bq/g e 50 Bq/g) e os limites de dose efetiva anual para os indivíduos do público (1 mSv) e para o trabalhador (6 mSv). Os resultados apresentaram restrições nas quantidades de rejeitos a serem depositados em cada aterro e nas larguras avaliadas devido aos limites de dose efetiva para o indivíduos do público e para o trabalhador serem diferentes. Nos aterros para rejeitos perigosos, apesar de maiores quantidades de rejeitos poder serem depositadas pelos trabalhadores, a dose efetiva para o público excederia o limite anual. Já nos aterros para rejeitos não perigosos, a quantidade de rejeitos a serem depositados leva em consideração apenas o cenário residencial, isso quer dizer, o limite de dose efetiva anual para o público. As avaliações levaram em consideração as diversas condições climáticas possíveis no país (Espanha) e a via de exposição limitante em todas elas foi a exposição externa à radiação gama, isso mostra que os resultados obtidos são aplicáveis para todas

as condições dentro das variações climáticas possíveis na Espanha. O estudo mostrou que aterros com larguras maiores permitem maiores quantidades de rejeitos assim como também rejeitos com maiores níveis de concentração a serem depositados. Para os aterros de rejeitos perigosos levando em consideração a dose efetiva mais restritiva que é o limite de dose para o indivíduo do público, as quantidades foram as seguintes: a quantidade de rejeitos com concentração de 10 Bq/g em 20 metros foi de $7,2 \cdot 10^4$ toneladas e em 55 metros foi de $2,0 \cdot 10^5$ toneladas; para a concentração de 50 Bq/g, em 20 metros foi de $1,5 \cdot 10^4$ toneladas e em 55 metros foi de $4,0 \cdot 10^4$ toneladas. Já para os aterros de rejeitos não perigosos, o limite de dose efetiva para o indivíduo do público para o cenário residencial foi o único avaliado e as quantidades obtidas foram: para 10 Bq/g em 20 metros foi de $1,4 \cdot 10^4$ toneladas e em 55 metros foi de $3,8 \cdot 10^4$ toneladas; para 50 Bq/g em 20 metros foi de $2,7 \cdot 10^3$ toneladas e em 55 metros foi de $7,7 \cdot 10^3$ toneladas. Essas quantidades podem ser depositadas sem considerações posteriores nesses aterros para os níveis de concentração utilizados e os limites de taxa de dose efetiva de 1 mSv/a para o público e 6 mSv/a para os trabalhadores. Análises futuras necessitam ser realizadas sobre os parâmetros mais sensíveis para reduzir as incertezas. Um caso específico de taxa de erosão necessita ser estudado mais profundamente já que isso produz um aumento nos resultados das doses efetivas do público devido a remoção das camadas da cobertura. Análises realizadas em indústrias NORM específicas e com parâmetros locais irão resultar em quantidades mais altas que podem ser depositadas nesses tipos de aterros.

JEONG *et al.* (2018) determinou o risco radiológico para o público pela estimativa das doses efetivas obtidas de um repositório de rejeitos de NORM, após o seu fechamento, em 3 cenários diferentes: um com todas as vias de exposição incluídas, um que excluía a exposição pela ingestão de alimentos e o terceiro cenário considerava as taxas de precipitação pluvial baixas. Nesse artigo foi sugerido um projeto para um aterro para deposição final de rejeitos de NORM com base em um aterro real para rejeitos industriais e residenciais, só que com sistemas mais reforçados com camadas impermeáveis, uma camada de argila na lateral e na parte inferior do aterro, um sistema de tratamento de lixiviados e um sistema para tratamento e uso do gás que é produzido pelo rejeito. Os resultados apresentados mostram que podem ser depositadas de forma segura a quantidade máxima de 2.000 toneladas de rejeitos de NORM contendo os radionuclídeos das séries do urânio e 600 toneladas de rejeitos contendo radionuclídeos

da série do tório com concentração de 1 Bq/g, com base no critério de taxa de dose efetiva de 1 mSv/a. Já para o cenário com exclusão da via de exposição pela ingestão, a taxa de dose efetiva de 1 mSv/a não foi excedida para qualquer quantidade de rejeitos de NORM contendo radionuclídeos da série do urânio se a concentração desses radionuclídeos nos rejeitos forem abaixo de 10 Bq/g. Para os rejeitos de NORM contendo radionuclídeos da série do tório, a concentração deve estar abaixo de 5 Bq/g para manter a dose efetiva de 1 mSv/a para os indivíduos do público.

DWIPAYANA *et al.* (2019) avaliou o risco radiológico em aterros tendo como referência, o aterro de classe 1 que possui duas geomembranas e o de classe 2 que possui apenas uma. Para determinar o efeito da presença dessas estruturas para impedir a poluição da água e das doses efetivas para o público e para o meio ambiente foram avaliados dois cenários. O cenário 1 foi de um aterro com uma geomembrana e o cenário 2, o aterro não tinha a camada de geomembrana. Com isso, eles foram avaliados de forma conservativa no qual o local do aterro no futuro seja uma área residencial com pessoas vivendo e produzindo seus alimentos naquela terra. A concentração utilizada foi de 1 Bq/g para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb . Os resultados indicaram que o aterro classe 1 apresentou boa capacidade em segurar a água que entra nos aterros e a taxa de dose efetiva máxima recebida pelos trabalhadores provenientes do ^{226}Ra , que foi o radionuclídeo que apresentou as maiores doses efetivas, no aterro com geomembrana foi de 0,183 mSv/a; enquanto que no cenário 2, a taxa de dose efetiva foi de 3,486 mSv/a. A via de exposição predominante no cenário 1 para o ^{226}Ra é a inalação de radônio, enquanto que no cenário 2 é a ingestão de água. A via de exposição dominante para o cenário 1 para o ^{210}Pb é a exposição à radiação externa, enquanto que no cenário 2 é a ingestão de água. Conclui-se então, que a presença da geomembrana pode impedir a poluição da água subterrânea e indiretamente reduzir a exposição à radiação, assim, o aterro com geomembrana tem um risco menor de exposição que o aterro sem a geomembrana. Portanto, o aterro de referência, da classe 1 que possui duas geomembranas é suficiente para garantir a segurança radiológica na deposição final de rejeitos de NORM da indústria de óleo e gás natural.

Em outro estudo, DWIPAYANA *et al.* (2020) estimou as doses efetivas anuais recebidas por trabalhadores de um aterro para deposição final de rejeitos de NORM com concentração de 1 Bq/g gerados pela indústria de petróleo. O aterro modelado foi similar a um aterro em *Prasadha Pamunah Limbah Industri (PPLI) Cileungsi*, que é o

único aterro para rejeitos perigosos da Indonésia. A estimativa de dose efetiva foi avaliada para os trabalhadores que recebem os rejeitos no aterro, os motoristas que transportam os rejeitos para o aterro e o trabalhador que deposita os rejeitos no local. Dois tipos de rejeitos foram avaliados, o “*in natura*” e os contidos em contêineres e as doses efetivas anuais foram estimadas para 4 radionuclídeos: ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{232}Th . Os resultados obtidos mostraram que as maiores doses efetivas foram devido ao ^{226}Ra e foram recebidas pelo trabalhador que deposita os rejeitos no aterro. As doses efetivas recebidas para os 3 trabalhadores em relação ao ^{226}Ra e ao ^{228}Ra nos dois tipos de rejeitos foram similares. O estudo também avaliou o tamanho dos veículos de transporte dos rejeitos e o transporte em veículos menores resultou nas maiores doses efetivas recebidas pelos trabalhadores devido ao fato de terem que fazer esse percurso mais vezes e com isso, o tempo de exposição foi maior. Entretanto, para a concentração de 1 Bq/g para os radionuclídeos avaliados, a taxa de dose efetiva dos trabalhadores não excedeu o limite de 1 mSv/a para os indivíduos do público.

2.3. Métodos para a Avaliação de Risco

Neste tópico estão apresentados diferentes métodos utilizados para a avaliação de risco. A maioria dos métodos envolve o uso de códigos computacionais para obtenção das doses efetivas e do risco adicional de câncer. Já alguns autores optaram por obter esses dados pela determinação de diferentes índices radiológicos.

O API (1990) avaliou o risco radiológico de 12 métodos de deposição final para 4 tipos diferentes de rejeitos de NORM e cada método foi analisado em condições hidrogeológicas árida e úmida com solos permeáveis, já que essas condições influenciam o transporte da radioatividade no ambiente. Os parâmetros chave que dependem das condições hidrogeológicas são o coeficiente de difusão do radônio, a taxa de infiltração da água, o tempo de viagem do radionuclídeo na água subterrânea, a taxa de erosão do solo superficial e a taxa de fluência da superfície da superfície do rio. Neste estudo foram avaliadas 7 vias de exposição: inalação de radônio, exposição externa à radiação gama, ingestão de água subterrânea, ingestão de água superficial, inalação de poeira, ingestão de alimentos e exposição à radiação beta devido as

pequenas partículas de NORM depositadas na pele. As vias de exposição foram analisadas para cada método de deposição final utilizando os cálculos computacionais das doses efetivas provenientes das quantidades de NORM em cada forma de rejeito. Os códigos computacionais utilizados foram o código RAETRAN, o código PATHRAE-EPA, o código IMPACTS-BRC, o código MICROSIELD e o código VARSKIN. Os níveis máximos de concentração de NORM foram simulados com base nos limites de exposição à radiação determinados para cada forma de rejeito, no método de deposição final e na configuração hidrogeológica. Todas as 7 vias de exposição foram consideradas em cada análise. Os níveis máximos de concentração foram definidos em termos de rádio para as borras e incrustações. A via de exposição limitante para cada um dos métodos de deposição final foi definida como aquela que causa a maior exposição à radiação. A geração e migração do radônio foram calculadas com o código RAETRAN. As doses efetivas devido à radiação gama externa em configurações geométricas simples foram calculadas com o código PATHRAE-EPA e as configurações geométricas mais complexas foram calculadas com o código MICROSIELD. A exposição externa à radiação gama para o motorista do caminhão que transporta o NORM para os locais de deposição final foi calculada com o código IMPACTS-BRC da NRC. As vias de exposição pela água superficial e pelos alimentos foram avaliadas com o código PATHRAE-EPA. Por fim, a dose na pele pela radiação de partículas beta foi calculada com o código VARSKIN.

A USDOE (1999) e SMITH *et al.* (2003) realizaram um estudo sobre a deposição final de rejeitos de NORM em aterros para rejeitos não perigosos (aterros municipais, tipo II) com objetivo de determinar as doses efetivas recebidas pelos trabalhadores do aterro e para o público durante a fase de funcionamento do aterro e para o público em diferentes cenários na fase pós fechamento do aterro. Para esse estudo foi assumido que 2.000 m³ de rejeitos de NORM com concentração de 1,85 Bq/g de ²²⁶Ra foram depositados em um aterro para rejeitos não perigosos. O estudo também comparou os custos de deposição final de diferentes métodos de deposição final e de tipos diferentes de aterros (aterros para rejeitos de NORM ou de rejeitos radioativos de nível baixo, aterros para rejeitos sólidos não perigosos, fazendas de terra comerciais). Os cálculos de dose foram realizados para os indivíduos maximamente expostos em cada cenário. As doses efetivas coletivas foram também estimadas para a população situada a determinada distância do local (*offsite*) que poderia ser exposta durante as

atividades de deposição final dos rejeitos no repositório. Foram utilizados diferentes códigos computacionais para avaliação dos riscos e determinação das doses efetivas: nos cenários da fase operacional do aterro foi utilizado o TSD-DOSE para avaliação das todas as vias de exposição aplicáveis para os trabalhadores do aterro e para os residentes situados fora da área em que está situada o aterro (*offsite*); o código RESRAD foi utilizado para avaliação de todas as vias de exposição aplicáveis nos cenários de uso futuro da terra após o fechamento do aterro para os indivíduos do público, com cenários de residência no local, áreas industriais e área de recreação; já as doses efetivas e os riscos para o residente situado fora da área em que está situado o aterro (*offsite*) pela via de exposição por ingestão de água subterrânea foi avaliada nos cenários de uso futuro da terra pelos códigos *Hydrological Evaluation of Landfill Performance* (HELP) que é utilizado para análise da lixiviação e o código SWIFT II. A análise de sensibilidade foi conduzida para vários parâmetros que foram considerados serem prováveis de causar efeitos nas doses efetivas potenciais.

ISMAIL *et al.* (2011) realizou uma avaliação de risco de locais para deposição final e para aterros. O risco radiológico foi avaliado com base na magnitude do perigo da exposição à radiação, nas taxas de dose efetiva e no risco adicional de câncer. A magnitude do risco radiológico teve como base a comparação entre os níveis de concentração total (TAC) dos radionuclídeos selecionados nos rejeitos de NORM e nas médias da Malásia e do Mundo. As taxas de dose efetiva e o risco adicional de câncer foram estimados utilizando o código RESRAD. Os rejeitos utilizados neste artigo foram borras produzidas pelas indústrias de óleo com NORM com níveis máximos de concentração de 0,246 Bq/g e 0,256 Bq/g de ^{226}Ra e ^{228}Ra , respectivamente. Os cenários avaliados foram o ocupacional para os trabalhadores dos aterros, e para o público, o cenário foi o de uso futuro da terra com a construção de residências e áreas industriais no local após o fechamento do repositório. A zona de contaminação considerada para os dois cenários foi de 1 metro de espessura cobrindo a área de aproximadamente 20.000 m². As vias de exposição avaliadas para os dois cenários foram: exposição à radiação externa, inalação de partículas, exposição ao radônio e ingestão de solo. Para o público, além dessas vias de exposição foi avaliada também a ingestão de plantas.

KONTOL *et al.* (2015) realizou uma análise de impacto radiológico de um local para deposição final de borras produzidas pelas indústrias de óleo e que foram tratadas e o código computacional utilizado foi o RESRAD. As análises foram realizadas com

base nos critérios estabelecidos nas regulamentações e guias vigentes emitidos pelo órgão regulatório da Malásia, pela *International Atomic Energy Agency* (IAEA) e por outros relatórios científicos relevantes. Neste artigo foram levadas em consideração características como, a área de 500 m x 40 m (20.000 m²) do local para deposição final em uma região ainda não desenvolvida e vazia, com arbustos crescidos e pequenas árvores, o volume de borras tratadas a serem depositadas (80.000 m³) em uma camada de 4 metros. O cenário avaliado foi o de uso futuro da terra após o encerramento do repositório, com pessoas residindo e trabalhando no local, e por isso, as vias de exposição avaliadas foram a de exposição à radiação externa, inalação de pó (incluindo as progênes do radônio e do torônio), a ingestão de vegetais folhosos, ingestão de água, de leite, de solo, de alimentos aquáticos e de carne, já que iriam comer os alimentos plantados no local. Com base nas concentrações de 0,082 Bq/g e 0,097 Bq/g de ²²⁶Ra e ²²⁸Ra, respectivamente, que foram utilizados pelo autor, quando a profundidade da cobertura do solo aumentava por um fator de 2, a dose efetiva total obtida reduziu 30%, enquanto que, a redução por um fator de 2 resultou em um aumento de 25% da dose efetiva total. Então, de acordo com os resultados obtidos, a espessura da camada para deposição final das borras tratadas com esses valores de concentração não deve exceder 4 metros e a espessura da cobertura deve ser de no mínimo 0,05 metros. Assim, após o encerramento do repositório, o local seria liberado incondicionalmente sem qualquer restrição de uso no futuro, com base nos critérios que foram utilizados no estudo.

MORA *et al.* (2016) determinou o impacto radiológico da deposição final de rejeitos de NORM em dois tipos de aterros para rejeitos perigosos e não perigosos com o código RESRAD. No estudo foram utilizados níveis de concentração de 10 Bq/g e 50 Bq/g, a camada de rejeitos com largura de 2,5 m e a cobertura com espessura de 0,3 m em duas larguras diferentes para cada aterro, 20 m e 55 m. Vários parâmetros foram avaliados, como a densidade de cada camada, a proporção da evapotranspiração, tempo de ocupação, condições climáticas extremas, dentre outros, com o intuito de incluir todas as possibilidades que poderiam aparecer na Espanha se informações locais estivessem disponíveis ou publicadas na literatura científica. Os cenários de exposição selecionados foram conservativos e consideravam os indivíduos maximamente expostos em curto e em longo prazo em um cenário residencial no qual após o fechamento do aterro, uma casa foi construída no local e as pessoas produziam parte dos seus alimentos no local e um cenário ocupacional, no qual os trabalhadores do aterro trabalharam a

vida toda na instalação na etapa de condicionamento dos rejeitos de NORM em período integral. Foi considerado que a camada de proteção desapareceu progressivamente após algumas centenas de anos devido à erosão. As vias de exposição consideradas foram provenientes da exposição externa, da imersão da matéria ressuspensa, da inalação de materiais ressuspensos e da ingestão de solo e vegetais produzidos no local. A inalação de radônio foi excluída da avaliação devido às regulamentações do país serem diferentes e a avaliação da inalação de radônio ser realizada de forma separada na regulamentação. Para os trabalhadores, as vias de exposição foram as mesmas do cenário residencial com exceção da ingestão de vegetais. O autor avaliou as incertezas de cada parâmetro utilizado levando em consideração o tempo máximo de exposição aos rejeitos de NORM que foi de 50 anos e o tempo de 1000 anos para a avaliação do público para os processos de erosão da cobertura do aterro ou lixiviação da água subterrânea.

JEONG *et al.* (2018) determinou o risco radiológico para o público em um aterro para rejeitos de NORM após o seu fechamento, pela estimativa das doses efetivas obtidas em 3 cenários diferentes. Os cenários para estimativa da dose efetiva foram o cenário de referência com todas as vias de exposição analisadas: exposição externa do solo contaminado, doses interna devido à inalação de poeira com radionuclídeos e da ingestão de alimentos (vegetais, carne, peixe), de leite, de água, e de solo contaminado; um cenário que excluía a via de exposição pela ingestão; e o terceiro cenário considerava a taxa de lixiviação baixa, isto é, a taxa de precipitação pluvial foi considerada mais baixa. Neste estudo também foi apresentada uma estimativa da quantidade de rejeitos de NORM a serem depositados no aterro com diferentes níveis de concentração para os radionuclídeos das séries radioativas do urânio e do tório com base nas doses efetivas. A estimativa das doses efetivas para o público nos 3 cenários foi realizada com o código RESRAD. Para o cenário de referência, a via de exposição mais importante foi a de ingestão de alimentos plantados no solo contaminado e irrigados com a água contaminada com radionuclídeos das séries do urânio e do tório. Para o cenário que excluía a via de exposição por ingestão de alimentos, as doses efetivas foram muito menores do que as do cenário de referência já que levava em consideração apenas a via de exposição à radiação externa proveniente do solo contaminado. O último cenário que considerou a taxa de lixiviação baixa, as características foram similares ao do cenário de referência, entretanto, os níveis de exposição foram mais altos do que nos outros cenários, já que os radionuclídeos nas zonas contaminadas para

esse cenário permaneciam concentrados sendo menos diluídos do que no cenário de referência.

DWIPAYANA *et al.* (2019) avaliou o risco radiológico de um repositório do tipo aterro para rejeitos de NORM em uma fase pós fechamento, em que o local se torna uma área residencial na qual as pessoas vivem, produzem seus alimentos e ingerem a água desse local. O estudo avaliou dois aterros, o primeiro continha uma camada de geomembrana e o outro não continha a camada de geomembrana, com o objetivo de determinar se a presença dessa camada poderia afetar a segurança radiológica do público no futuro. A concentração utilizada para os rejeitos de NORM foi de 1 Bq/g para cada um dos radionuclídeos avaliados, ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb . Para essa avaliação foram utilizados dois códigos computacionais, o *Landfill Performance Hydrological Evaluation* (HELP) utilizado para avaliar a quantidade de lixiviados e estudar o balanço hídrico nos sistemas de camadas e coberturas dos aterros e o código RESRAD, que foi utilizado para a avaliação radiológica. Todas as vias de exposição interna e externa foram consideradas para os cenários avaliados.

Em outro estudo, DWIPAYANA *et al.* (2020) determinou as doses efetivas anuais recebidas por 3 tipos diferentes de trabalhadores de um aterro para rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de petróleo. As doses efetivas foram estimadas para os trabalhadores que recebem os rejeitos no aterro, os motoristas que transportam os rejeitos para o aterro e o trabalhador que deposita os rejeitos. Para examinar se a via de exposição por inalação tem influência na dose efetiva recebida total pelo trabalhador, dois tipos de rejeitos foram avaliados, o rejeito na forma “*in natura*” e em contêineres. O código computacional utilizado para a simulação foi o TSD-DOSE e a concentração dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb e ^{232}Th foi de 1 Bq/g. O código também simulou as doses efetivas recebidas pelo trabalhador que é motorista do veículo que transporta o rejeito para o aterro avaliando dois tamanhos diferentes desse veículo.

ATTALLAH *et al.* (2020) realizou a caracterização e estudo radiológico de borras contaminadas com NORM de rejeitos coletados de uma instalação de óleo e gás natural do Egito. O risco radiológico foi obtido pela determinação de diferentes índices de perigo da radiação que foram calculados para os trabalhadores e para o meio ambiente, dentre esses índices, foram obtidos a taxa de dose absorvida, equilíbrio de rádio, taxa de dose efetiva anual e o risco adicional de câncer. Nesse caso, ao invés de

usar um código computacional para obtenção do risco adicional de câncer, esse valor foi obtido pela fórmula do “*Excess Lifetime Cancer Risk*” (ELCR) que multiplica a dose efetiva anual, a expectativa de vida e o valor de 0,05 publicado pela *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) como fator de contribuição para os efeitos estocásticos provenientes da exposição a baixas doses de radiação.

ALI *et al.* (2021) também realizou a caracterização dos efeitos radiológicos à saúde e ao meio ambiente de diferentes rejeitos de NORM pela determinação dos índices de perigo da radiação. Esse estudo foi similar ao do ATTALLAH *et al.* (2020), só que além das amostras de borras, também foram avaliadas amostras de incrustação e de água produzida coletadas de uma refinaria de petróleo no Iêmen. O autor também realizou um estudo mais aprofundado dos diferentes índices de perigo à radiação, dentre eles, a atividade equivalente do rádio, o índice de concentração, a dose equivalente anual nas gônadas, o índice alfa e o risco adicional de câncer. Neste artigo, esses índices também foram calculados sem o uso de um código computacional.

2.4. Análise crítica e discussão

Dos artigos encontrados na literatura científica sobre rejeitos sólidos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo, quase todos que foram apresentados utilizaram amostras com níveis de concentração menor ou igual a 1 Bq/g de ^{226}Ra , que é o nível de isenção e também o limite de dispensa estabelecido pelos órgãos regulatórios de alguns países, o nível de isenção recomendado pela IAEA (2010) e também pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) para quantidade de rejeitos acima de 1000 kg (CNEN, 2014a, CNEN, 2014b). MORA *et al.* (2016) avaliou rejeitos de NORM com concentração de 10 Bq/g e de 50 Bq/g, mas eram rejeitos de NORM de outras indústrias.

O API (1990) realizou uma análise extensa de 12 métodos de deposição final em duas condições hidrogeológicas diferentes, em solo permeável árido e em solo permeável úmido. Com os resultados desse estudo, o autor obteve que tanto as amostras de incrustação quanto de borras quando depositadas em um repositório situado em solo permeável úmido permitia a deposição final desses rejeitos em concentração maior do

que comparada a um repositório situado em uma região permeável árida. Além disso, a concentração máxima permitida para a deposição final de incrustação foi maior que os valores obtidos para as borras, nas mesmas condições hidrogeológicas.

Dos tipos de repositórios apresentados, a maioria eram aterros situados em diferentes países como os dos Estados Unidos da América (EUA), Indonésia e Malásia. Os tipos de aterros eram diferentes, uns eram aterros para rejeitos perigosos e radioativos, outros são específicos para rejeitos de NORM, outros aceitam apenas rejeitos com concentração inferior a 1 Bq/g de ^{226}Ra . O que difere um aterro do outro é principalmente as características físicas como, por exemplo, a espessura da cobertura e da camada de rejeitos. Esses aspectos foram avaliados por vários autores (API, 1990; USDOE, 1999; KONTOL *et al.*, 2015; MORA *et al.*, 2016; DWIPAYANA *et al.*, 2019) e mostrou influenciar nas vias de exposição dominantes, e conseqüentemente nas doses efetivas obtidas e no risco radiológico. Então, a variação de características físicas do aterro, como a espessura da cobertura e a espessura e a largura da camada de rejeitos são parâmetros relevantes em uma análise de risco de um local para deposição final de rejeitos de NORM.

Diante disso, essa tese vai apresentar um estudo radiológico inicial de um aterro similar a um atualmente em operação que deposita rejeitos sólidos de NORM “*in natura*”. Esse estudo proposto é mais abrangente e diferente dos outros encontrados na literatura científica, entretanto, todos esses artigos foram utilizados como base. Então, além da variação da espessura da cobertura do aterro que foi observada influenciar nas doses efetivas resultantes, cenários situados em cima do aterro encerrado e outros cenários situados a determinadas distâncias do aterro também serão avaliados. Todos esses cenários são de uso futuro da terra, ou seja, o uso do local após o encerramento do repositório para os indivíduos do público. Dois tipos de cenários serão avaliados, um de fazenda, em que os residentes plantam e colhem os alimentos, criam animais como porcos e gado e ingerem a água proveniente de um poço situado no local; e o outro é de uma casa simples, em que o morador se alimenta de alimentos provenientes de um local situado fora das áreas de contaminação primária e secundária (*offsite*).

A concentração também será um parâmetro que irá variar de níveis acima de 1 Bq/g de ^{226}Ra até os maiores níveis de concentração desse isótopo de rádio

encontrados em amostras de borras e de incrustações produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil.

Nessa avaliação também será levada em consideração os valores de densidade das amostras de borras e das de incrustação que são diferentes.

A ferramenta utilizada para a avaliação de risco será o código computacional que foi utilizado em quase todos os artigos, que é o código RESRAD, que tem sido aperfeiçoado constantemente e é utilizado para avaliação de risco de locais para deposição final de rejeitos radioativos.

CAPÍTULO III

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. NORM nas indústrias de óleo

3.1.1. Origem do NORM

Os materiais radioativos de ocorrência natural (NORM) contêm radionuclídeos que estão presentes naturalmente no ambiente, como por exemplo, nas formações rochosas e nos solos. Eles podem ser provenientes da interação dos raios cósmicos (^7Be , ^{14}C) ou dos radionuclídeos primordiais (^{40}K , ^{87}Rb ; séries radioativas do ^{238}U , ^{235}U , e do ^{232}Th). Todos os minerais e matérias-primas contêm radionuclídeos primordiais de origem natural (IAEA, 2010).

A principal fonte de NORM são os materiais contendo os radionuclídeos das séries radioativas do urânio-235 (^{235}U), do urânio-238 (^{238}U) e do tório-232 (^{232}Th) que são especiais devido a serem os “pais” de suas respectivas séries de decaimento radioativo (JONKERS *et al.*, 1997). Eles estão distribuídos pela superfície da terra, nas rochas e nos solos em concentrações que variam de um lugar para o outro e por isso, eles são encontrados em reservatórios de hidrocarbonetos e nos produtos extraídos, assim como no solo, nas rochas e na água do mar (BASSIGNANI *et al.*, 1991). A concentração desses radionuclídeos e sua distribuição dependem dos tipos de formação rochosa e dos processos industriais envolvidos, como por exemplo, nas atividades tecnológicas associadas à extração e processamento de óleo e gás natural, dentre outros, que podem levar ao aumento dessa concentração (JONKERS *et al.*, 1997; IAEA, 2003).

Nas indústrias de óleo, os principais radionuclídeos que tem sido encontrados contidos no NORM são os isótopos de rádio - o ^{226}Ra e o ^{228}Ra - das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th , respectivamente, que estão ilustradas nas Figuras 3.1 e 3.2.

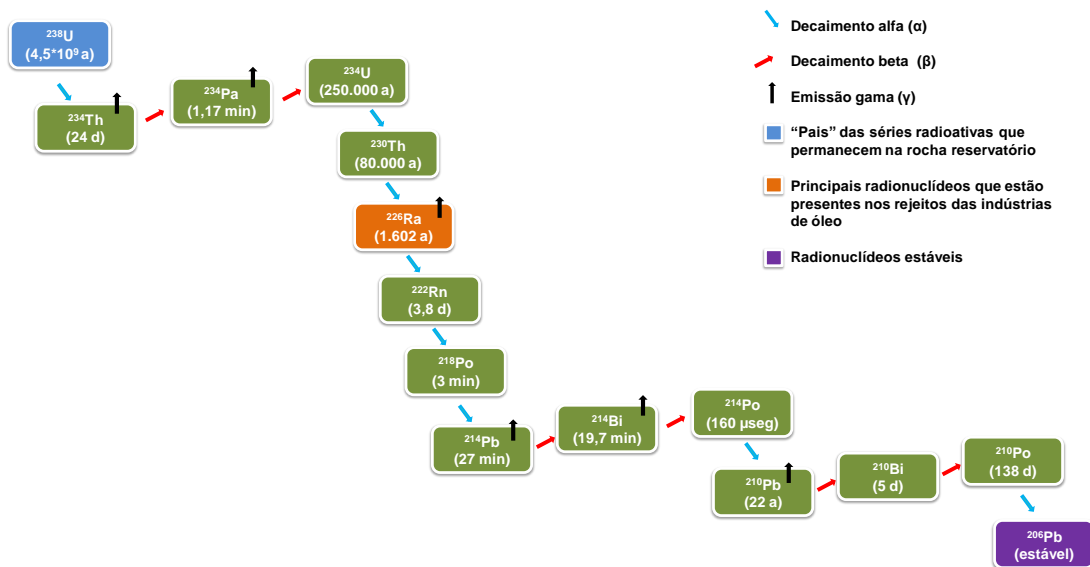


Figura 3.1 - Série de decaimento do ^{238}U (IAEA, 2010; ALI *et al.*, 2019 - adaptada).

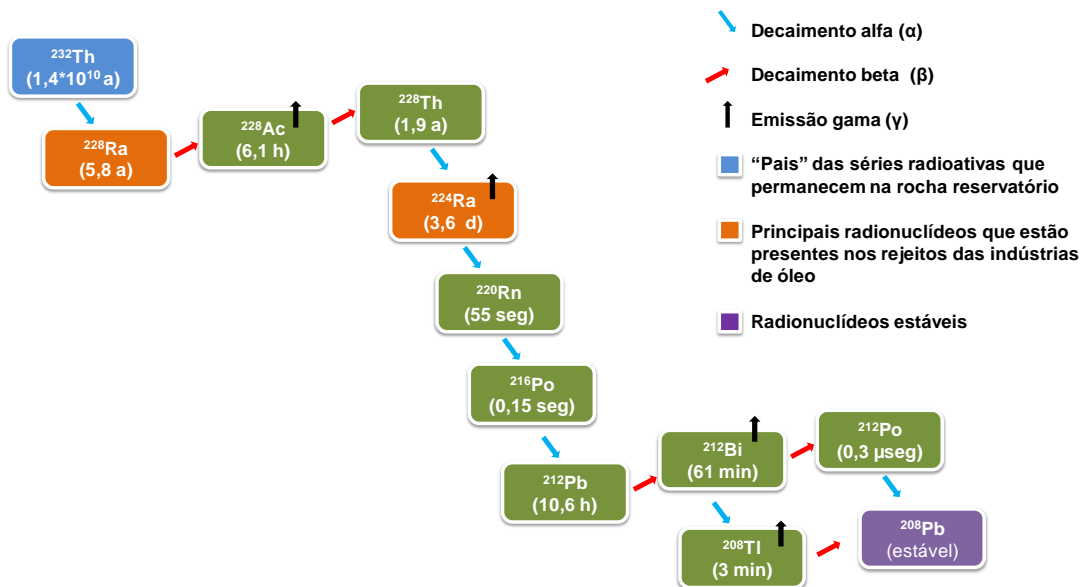


Figura 3.2 - Série de decaimento do ^{232}Th (IAEA, 2010; ALI *et al.*, 2019 - adaptada).

O documento publicado pela *International Agency Energy Atomic – IAEA*, o “*Terminology used in Nuclear Safety, Nuclear Security, Radiation Protection and Emergency Preparedness na Response*” (2022), descreve NORM como material radioativo que não contém quantidades significativas de radionuclídeos além dos de ocorrência natural e a concentração desses radionuclídeos tenha sido modificada por processos. O termo “quantidades significativas” pode ser uma decisão regulatória.

No passado existia uma diferenciação entre o NORM naturalmente existente que é decorrente das séries radioativas dos radionuclídeos primordiais e que não foram modificados pela ação humana, do NORM “tecnologicamente aumentado”, denominado de TENORM, que é o material que teve suas concentrações modificadas e aumentadas como resultado das atividades industriais (IAEA, 2003; AL NABHANI *et al.*, 2016b).

A IAEA e outros países adotam o termo NORM, unificando as duas descrições, entretanto, o termo TENORM ainda é utilizado, principalmente nos Estados Unidos da América (EUA), no qual alguns estados utilizam uma das nomenclaturas ou as duas (DEP, 2004; CRCPD, 2004; WDEQ, 2011; CRCPD, 2015; IOGP, 2016; ASTSWMO, 2017; USEPA, 2019; MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY WASTE AND HAZARDOUS MATERIALS DIVISION; 2003; MDEQ, 2016; MDEQ, 2020; MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENT, GREAT LAKES, AND ENERGY, 2021; NORTH DAKOTA STATE GOVERNMENT, 2021a; NORTH DAKOTA STATE GOVERNMENT, 2021b).

Nesta tese, o termo utilizado é o NORM.

3.1.2. Formação do petróleo e surgimento de NORM na indústria de óleo

A formação de petróleo (hidrocarbonetos) acontece quando grandes quantidades de organismos mortos, geralmente zooplâncton e algas, são enterrados sob a rocha sedimentar, chamada de rocha fonte, eles são pressionados com o soterramento da rocha e com o aumento da temperatura, a matéria orgânica é gradualmente transformada em óleo e/ou gás natural (JONKERS *et al.*, 1997; ISLAM, 2015). Os principais tipos de rochas fonte de óleo e gás natural são os carbonatos, calcário, xistos e carvão. Após serem expulsos da rocha fonte, o óleo e o gás natural migram para uma rocha reservatório na qual ele ficará preso, ou ele vai para superfície, na qual surge como infiltração (JONKERS *et al.*, 1997).

O reservatório de óleo e gás natural é uma rocha sedimentar porosa coberta com uma camada de rocha impermeável ou de sal, pela qual os líquidos e o gás natural não

conseguem atravessar. A forma do reservatório deve proporcionar o acúmulo de óleo e gás natural e a cobertura da rocha é essencial para impedir que eles escapem do reservatório e migrem para a superfície. Devido às forças capilares, parte da água originalmente nos poros da rocha pode não ser deslocada pelo acúmulo de hidrocarbonetos, essa água é chamada de conata, intersticial ou de formação. O volume de todos os poros de uma rocha reservatório (porosidade) varia de 10 a 30% do volume total da rocha (JONKERS *et al.*, 1997; SHAWKY *et al.*, 2001).

O urânio e o tório possuem baixa solubilidade e geralmente permanecem na rocha reservatório, o que indica que estão em equilíbrio secular com suas séries radioativas. Como permanecem na rocha, eles não são lixiviados pelo fluxo de passagem. O rádio, um dos radionuclídeos de ambas as séries radioativas, é mais solúvel que o urânio e o tório e existem vários processos pelos quais ele aparece dissolvido na água de formação, incluindo além da lixiviação, a dissolução, difusão da fase sólida e *alpha-recoil*. Além do rádio, outros elementos do grupo dos metais alcalinos terrosos, como o bário, o cálcio e o estrôncio, também estão dissolvidos na água de formação, que possui uma concentração baixa de sulfato e é uma salmoura (WILSON *et al.*, 1992; IAEA, 2003; GAZINEU *et al.*, 2008; IOGP, 2016).

Em situações em que os poços perdem a pressão para jorrar o óleo de forma espontânea, um processo comum realizado em poços mais antigos ou nos mais explorados é a injeção de água (geralmente água do mar), que tem a função de recuperar e aumentar a produção de óleo. A mistura da água injetada que é rica em sulfatos com a água de formação que é rica em salmoura, é chamada de água produzida (HAMLAT *et al.*, 2003; GODOY *et al.*, 2003; ATTALLAH *et al.*, 2013; IOGP, 2016). Em muitos campos de óleo, a água produzida é reinjetada várias vezes para manter a pressão do reservatório (GAZINEU *et al.*, 2008).

A água produzida é o principal rejeito produzido pelas indústrias de óleo e gás natural no aspecto volume, isso porque, a proporção de água produzida para o óleo é de 10:1, isto é, para a recuperação de um de barril de óleo é necessário a injeção de 10 barris de água produzida (AL-MASRI *et al.*, 2003; ABDEL-SABOUR, 2015; AL NABHANI *et al.*, 2016b).

3.1.3. Resíduos *versus* rejeitos

De acordo com o “Glossário do Setor Nuclear e Radiológico Brasileiro” publicado pela Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN (2021a), o rejeito radioativo (ou simplesmente rejeito) é qualquer material resultante das atividades humanas que contenham radionuclídeos acima dos níveis de isenção estabelecidos pelo órgão regulador, e para o qual a reutilização é imprópria ou não está prevista. Rejeitos são diferentes de resíduos, que são substâncias remanescentes de processos gerados em indústrias nucleares ou radiativas e que contêm radionuclídeos, mas que podem ser reutilizados de acordo com os requisitos de radioproteção estabelecidos pelo órgão regulatório.

O resíduo de NORM pode ou não ser rejeito (IAEA, 2022), quem vai definir isso é o país de origem desse material e o sistema de gerenciamento de rejeitos radioativos que eles adotam. Isso porque, um material definido como rejeito em um país, pode ser definido como resíduo em outro, em que as etapas de gerenciamento, como por exemplo, a de tratamento auxilia na reciclagem desse material possibilitando a sua reutilização em outros processos (IAEA, 2013).

3.1.4. Tipos de rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo

O primeiro relatório da presença de NORM associado com óleo mineral e aos gases naturais foi reportado por MCLENNAN em 1904 (MCLENNAN, 1904 *apud* IAEA, 2010). Posteriormente, numerosos estudos de pesquisa realizados na Rússia detectaram a presença de NORM nas operações de produção de óleo e gás natural nos anos 1930, quando níveis levemente aumentados de rádio foram detectados nos campos de óleo russos (API, 1989). No Brasil, o problema começou nos anos 80, quando a Petrobras identificou a presença de radiação em borras de óleo dos tubos vindos do campo de óleo Namorado, na Bacia de Campos (DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018).

Existem vários tipos de rejeitos de NORM produzidos pelas atividades das indústrias de óleo e gás natural, dentre eles: a água produzida, que é precursora na formação das borras e incrustações, itens contaminados, rejeitos aumentados das atividades de tratamento da água, das atividades de descontaminação e de descomissionamento das plataformas de petróleo (COWAN *et al.*, 1976 *apud* WILSON *et al.*, 1992; IAEA, 2010).

A quantidade de rejeitos produzidos em qualquer reserva de óleo varia e depende de vários fatores como: a quantidade de urânio e tório presentes na formação geológica, a condição da formação, o tipo de operação de produção, tratamento e extração e da idade dos poços de produção (ANL, 1992; SHAWKY *et al.*, 2001; ABDEL-SABOUR, 2015).

No Quadro 3.1 estão apresentados os tipos de rejeitos de NORM gerados pelas indústrias de óleo e gás natural, os principais radionuclídeos presentes e os locais em que eles são mais comumente encontrados.

Quadro 3.1 - Tipos de rejeitos contendo NORM gerados pelas instalações de óleo e gás natural (IAEA, 2010).

Tipos de rejeitos contendo NORM	Radionuclídeos	Locais
Incrustações de rádio	^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra e suas progênes	Partes úmidas das instalações de produção <i>Well completions</i>
Borras de rádio	^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra e suas progênes	Separadores, tanques de <i>skimmer</i>
Depósitos de chumbo	^{210}Pb e sua progênie	Partes úmidas das instalações de produção de gás <i>Well completions</i>
Películas de chumbo	^{210}Pb e sua progênie	Tratamento e transporte de óleo e gás
Películas de polônio	^{210}Po	Instalação de tratamento de condensados
Condensados	^{210}Po	Produção de gás
Gás natural	^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po	Domínio do consumidor Sistemas de transporte e tratamento de gás
Água produzida	^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra e/ou ^{210}Pb	Cada uma das Instalações de produção

Como mostra o Quadro 3.1, o radônio e sua progênie tendem a seguir preferencialmente o fluxo de gás natural (LANDSBERGER *et al.*, 2014). Já o rádio é dominante nas borras e nas incrustações.

Apesar de existirem diferentes tipos de rejeitos, nesta tese o foco são os rejeitos sólidos – as borras e principalmente, as incrustações geradas nas indústrias de óleo, na qual o radionuclídeo de maior preocupação é o ^{226}Ra . Esse radionuclídeo está presente nas incrustações e nas borras radioativas e o tempo de meia-vida dele é longo, de 1600 anos (LNHB, 2023), isso faz com que esses rejeitos sejam considerados os mais perigosos gerados por essas indústrias (ALI *et al.*, 2019). Além disso, os níveis de concentração nesses rejeitos são maiores do que os observados na água produzida gerada pelas indústrias de óleo e gás natural (DOYI *et al.*, 2015).

As incrustações são depósitos pesados e insolúveis que se acumulam no interior das superfícies dos equipamentos utilizados nas instalações de produção e os detritos sólidos que estão em contato com a água produzida (ANL, 2014). Elas se formam quando o limite da solubilidade dos íons na solução for excedido. Isso pode ocorrer pela combinação de vários fatores, como por exemplo: pela mistura de águas incompatíveis (água de formação com a água injetada), mudanças de pressão e temperatura, impurezas, aditivos, variação das taxas de fluidez, mudanças na acidez da água, expansão da fluidez e evaporação do gás (TESTA *et al.*, 1994; APPEA, 2002; BETTS *et al.*, 2004; ALI *et al.*, 2019).

Um aspecto relevante na formação de incrustação é a habilidade da precipitação de aderir. Se a incrustação for incapaz de aderir, isso segue o fluxo de rejeito da água. Então, as características do fluxo podem acelerar ou inibir a formação de incrustação. O fluxo mais turbulento aumenta o tempo de contato da precipitação na água produzida com a parede do tubo favorecendo o acúmulo na região (COWAN *et al.*, 1976 *apud* WILSON *et al.*, 1992).

Os principais tipos de incrustações produzidas pelas instalações de óleo são a de sulfato de bário e de estrôncio, sulfato de cálcio e carbonato de cálcio (BASSIGNANI *et al.*, 1991; BETTS *et al.*, 2004; VARSKOG *et al.*, 2005; ABDEL-SABOUR, 2015; AL ATTAR *et al.*, 2016). O rádio dissolvido pode

permanecer na água produzida ou co-precipitar com bário, estrôncio ou cálcio para formar incrustações pesadas ou borras de carbonato e silicato mais granular (ANL, 1992). Essa afinidade do rádio por esses elementos ocorre porque eles pertencem ao mesmo grupo da tabela periódica, o dos metais alcalinos terrosos e assim possuem propriedades químicas similares (BETTS *et al.*, 2004).

As borras consistem de acúmulo de hidrocarbonetos pesados, emulsões densas, areia de formação e quantidades pequenas de detritos de corrosão e de incrustação (ANL, 1992; ANL, 2014). Além do rádio, algumas borras antigas podem conter também o ^{228}Th (ABDEL-SABOUR, 2015).

No Brasil, as amostras de incrustação coletadas nos campos de óleo da Bacia de Campos (RJ) e em Sergipe (SE) foram principalmente de sulfato de bário e de estrôncio, já as amostras de borras apresentaram composição química variável e mais complexa incluindo sílica e carbonato (GODOY *et al.*, 2003; GAZINEU *et al.*, 2005a).

Nas Figuras 3.3 (a) e (b) estão ilustradas as borras e um tubo com incrustação.



Figura 3.3 - (a) borras radioativas; (b) incrustação nos tubos (GAZINEU *et al.*, 2005b).

Como já mencionado, a produção de grandes quantidades de água produzida pode ser explicada pela proporção dessa água na recuperação do óleo (ABDEL-SABOUR, 2015, AL NABHANI *et al.*, 2016b). Com isso, a quantidade de borras e incrustações produzidas também é significativa, estimada em várias centenas de toneladas se considerarmos a estimativa de produção de petróleo no mundo inteiro ser de 88 bilhões de barris por dia (ATTALLAH *et al.*, 2013; ALI *et al.*, 2019). No Brasil,

em janeiro de 2022, a produção total de petróleo foi de mais de 3 milhões de barris por dia (ANP, 2022). Os EUA que são o principal produtor de petróleo do mundo, de acordo com a *American Petroleum Institute* (API) produzem anualmente aproximadamente 71.000 m³ e 637.000 m³ de incrustações e borras contaminadas, respectivamente (BOU-RABEE *et al.*, 2009; USEPA, 1993; AL NABHANI *et al.*, 2017). E em dados apresentados pela *Association of State and Territorial Solid Waste Management Officials* - ASTSWMO (2017), mais de 140.000 barris de rejeitos de NORM estão com concentração acima de 3 Bq/g e estão sendo acumulados pelas indústrias de óleo e gás natural todo ano.

De acordo com Garner *et al.* (2015), o acúmulo substancial de incrustação ocorre dentro de um curto período de tempo, na ordem de 2 a 3 anos de exploração do poço. Uma análise realizada no Reino Unido estimou que um poço típico de 3 km com tubos de 14 cm de diâmetro irão produzir 2 toneladas de incrustações por ano para um poço que produz 3.000 barris de óleo por dia (USEPA, 1991). Nos EUA, aproximadamente 100 toneladas de incrustações são produzidas por poço de óleo anualmente de acordo com a EPA (USEPA, 2021). KOPPEL *et al.* (2022) relatou que a maior quantidade de rejeitos de NORM é resultante de incrustação nos tubos devido ao tamanho deles e por estarem em contato direto com os fluidos que passam por eles.

Além desses rejeitos que são produzidos durante as atividades de rotina, a tendência é de aumento mundial na quantidade desses rejeitos devido aos processos de descomissionamento das plataformas de petróleo que não serão mais utilizadas. A maior quantidade de rejeitos de NORM é resultante de incrustação nos tubos que são, geralmente, de vários km de comprimento e por estarem em contato direto com os fluxos que passam por essas tubulações. Estima-se que só na Austrália, a quantidade de rejeitos de NORM a serem produzidos nos processos de descomissionamento de plataformas de petróleo até 2060 será de 223 a 1674 toneladas (MC KAY *et al.*, 2020).

No Brasil, não existem muitos dados publicados na literatura científica sobre a quantidade de rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de petróleo e devido à essas empresas serem privadas, muitos dados são confidenciais. Entretanto, GAZINEU *et al.* (2008) relatou que os campos de produção de óleo de Carmópolis e Sirizinho – Sergipe e Alagoas – que são responsáveis pela produção de óleo nas

plataformas terrestres da região estavam produzindo aproximadamente 500 m³ por mês de rejeitos nessas instalações.

Sabe-se que a produção de rejeitos de NORM vem aumentando a cada ano, principalmente devido a idade dos poços, o método utilizado para perfuração e exploração dos poços e pelo descomissionamento de diversas plataformas de petróleo, entretanto, existem poucos dados quantitativos do Brasil publicados na literatura científica, o que dificulta a realização de uma estimativa da quantidade de rejeitos que têm sido gerados, a caracterização e o inventário dos rejeitos que estão sendo armazenados aguardando por um repositório para serem enviados.

O problema desse armazenamento dos rejeitos é que ele é mantido por longos períodos de tempo devido a ausência de um repositório para serem enviados e esses rejeitos contém radionuclídeos de meia-vida longa que estão acima dos limites de dispensa estabelecidos pela CNEN, isso pode causar risco para o público e para o meio ambiente, além da exposição dos trabalhadores a níveis de radiação acima do limite anual (MATTA *et al.*, 2002; GAZINEU *et al.*, 2008; CNEN, 2014a; CNEN, 2014b).

Portanto, a construção e o funcionamento de um repositório para rejeitos de NORM se torna cada dia mais necessário. Apesar de existirem normas para rejeitos radioativos e licenciamento de depósitos baseados em lei, como será apresentado a seguir, ainda não existe nenhum repositório para rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural no Brasil.

3.2. Legislação e Normas Brasileiras

Apesar de não ter um repositório para rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural no Brasil, existem leis e normas que estabelecem os requisitos básicos para construção e funcionamento de um repositório, classificam os rejeitos radioativos e definem os limites de dispensa para cada radionuclídeo. A seguir está apresentado um panorama das leis e normas brasileiras que podem ser utilizadas para a deposição final de rejeitos sólidos de NORM.

3.2.1. Legislação Política e Ambiental

A política Nacional do Meio Ambiente foi estabelecida pela Lei 6938, de 31 de agosto de 1981 (BRASIL, 1981) que constitui o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), que tem como órgão consultivo e deliberativo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e como órgãos executores o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e o Instituto Chico Mendes de Conservação (Instituto Chico Mendes). O CONAMA tem como finalidade assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo, diretrizes políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente seguro e à qualidade de vida. O IBAMA e o Instituto Chico Mendes têm como finalidade a execução e fazer executar a política e as diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente.

O CONAMA é responsável, dentre outras funções, por estabelecer, mediante proposta do IBAMA, normas e critérios para o licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, a ser concedido pelos Estados e supervisionado pelo IBAMA (BRASIL, 1981).

Alguns dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente são a avaliação de impactos ambientais, o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras e as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental (BRASIL, 1981).

De acordo com o artigo 225 da Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988), todos têm direito ao meio ambiente seguro e à qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade, o dever de defendê-lo e preservá-lo para as gerações atuais e futuras. E para garantir de modo eficaz esse direito, compete ao Poder Público exigir na forma de lei, para instalação de obra ou atividade que tenha potencial de causar significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental.

De acordo com a Resolução nº 1 do CONAMA (1986), o licenciamento de atividades modificadoras do meio ambiente, tais como aterros sanitários, processamento e destino final de resíduos tóxicos e perigosos, dependerá de elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto ambiental (RIMA), que devem ser aprovados pelo órgão estadual competente e do IBAMA.

Compete ao IBAMA o licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades com significativo impacto ambiental de âmbito nacional ou regional destinados a pesquisar, lavrar, produzir, beneficiar, transportar, armazenar e dispor material radioativo, em qualquer estágio, ou que utilizem energia nuclear em qualquer de suas formas e aplicações, mediante parecer da CNEN (CONAMA, 1997). O licenciamento dos estabelecimentos destinados a produzir materiais nucleares ou a utilizar a energia nuclear e suas aplicações, competirá à CNEN, mediante parecer do IBAMA, ouvidos os órgãos de controle ambiental, estaduais ou municipais (BRASIL, 1990).

A Lei 10308 de 20 de novembro de 2001 (BRASIL, 2001) estabelece normas para o destino final dos rejeitos radioativos em território nacional, incluídos a seleção de locais, a construção, o licenciamento, a operação, a fiscalização, os custos, a indenização, a responsabilidade civil e as garantias referentes aos repositórios de rejeitos radioativos. Os repositórios serão construídos, licenciados, administrados e operados segundo critérios, procedimentos e normas estabelecidos pela Autoridade Nacional de Segurança Nuclear - ANSN (BRASIL, 2021b).

Os terrenos selecionados para os repositórios serão declarados de utilidade pública e desapropriados pela União quando já não forem de sua propriedade. Eles devem ser situados em terra, pois é proibida a colocação de um repositório de rejeitos radioativos em ilhas oceânicas, na plataforma continental e nas águas territoriais brasileiras (BRASIL, 2001).

Até maio de 2021, a Autoridade Regulatória responsável pela regulamentação dos rejeitos radioativos era a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), criada em 27 de agosto de 1962 (BRASIL, 1962, BRASIL, 1974). A partir de 17 de maio de 2021, com a Medida Provisória nº 1049, foi criada a Autoridade Nacional de Segurança Nuclear (ANSN) que passou a ser a responsável por monitorar, regular e fiscalizar a segurança nuclear, a proteção radiológica e as atividades das instalações nucleares, de

materiais nucleares e fontes de radiação no território nacional (BRASIL, 2021a). A ANSN tem como algumas das suas principais competências: I – estabelecer normas e requisitos sobre a segurança nuclear, a proteção radiológica e a segurança física das atividades e das instalações nucleares; IV – editar normas sobre segurança nuclear e física e proteção radiológica; V – avaliar a segurança, fiscalizar e expedir, conforme for o caso, licenças, autorizações, aprovações e certificações para (a) seleção e aprovação de local, construção, comissionamento, operação, modificação e descomissionamento de instalações nucleares, radiativas e minero-industriais que contenham materiais radioativos e depósitos de rejeitos radioativos; (c) posse, produção, utilização, processamento, armazenamento, transporte, transferência, comércio, importação e exportação de fontes e materiais radioativos; (d) gerência de rejeitos radioativos; e, (e) gestão de resíduos sólidos radioativos (BRASIL, 2021a; BRASIL, 2021b).

Portanto, para a construção e operação de um repositório de rejeitos radioativos tanto a ANSN quanto o IBAMA, dentre outros órgãos de controle do estado e do município no qual está localizado o local candidato a repositório, devem aprovar e autorizar o funcionamento dele mediante avaliação de impacto ambiental para garantir a proteção das pessoas e do meio ambiente à radiação proveniente desses rejeitos.

3.2.2. Normas CNEN

Como a CNEN até maio de 2021 era o órgão regulatório responsável pelos regulamentos e normas de segurança e proteção radiológica relativas ao tratamento e a deposição final de rejeitos radioativos (BRASIL, 1989) e ainda não foram criadas novas normas ou atualização das antigas pela nova Autoridade Reguladora, a ANSN, neste tópico serão apresentadas as normas publicadas pela CNEN que ainda estão vigentes.

A CNEN publicou a Resolução nº 288 (CNEN, 2021b) que estabelece os requisitos necessários para o registro de instalações de exploração e produção de óleo e gás natural para a realização de atividade de limpeza e acondicionamento de rejeitos contendo radionuclídeos de ocorrência natural, mas ela ainda não publicou uma norma específica para os rejeitos de NORM produzidos por essas indústrias. Então, neste

tópico serão apresentadas as normas publicadas de rejeitos radioativos e outras relevantes para essa tese.

3.2.2.1. Norma CNEN NN 3.01

A norma principal da CNEN é a Norma NN 3.01 – Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica (CNEN, 2014a), que estabelece os requisitos básicos de Proteção Radiológica para as pessoas devido à exposição à radiação ionizante.

As práticas para as quais esta norma se aplica incluem: (a) o manuseio, a produção, a posse e a utilização de fontes radioativas, bem como o transporte, o armazenamento e a deposição final de materiais radioativos abrangendo todas as atividades que envolvam ou possam envolver exposição à radiação; (b) aquelas que envolvam exposição à fonte natural cujo controle seja considerado necessário pela CNEN.

O controle institucional é definido nesta norma como controle a ser mantido no repositório ou área descomissionada com o objetivo de limitar a dose efetiva para a população, envolvendo a manutenção de registros, a delimitação de áreas, as restrições quanto ao uso da terra, o programa de monitoração radiológica ambiental, as inspeções periódicas e ações corretivas que se fizerem necessárias. Esse requisito é mantido por anos após o fechamento do repositório para evitar a intrusão de pessoas e manter a contenção e o isolamento dos rejeitos do público de forma apropriada.

Outra definição apresentada nesta norma é a das grandezas de dose. Além da definição, também são estabelecidos os limites de dose equivalente e efetiva anuais para os trabalhadores e para o público.

O limite de dose efetiva anual para um indivíduo do público é de 1 mSv. Isso quer dizer que o repositório e o local adjacente a ele devem manter a exposição à radiação para as pessoas que residem próximas a ele, a níveis inferiores a esse limite anual, assim como para os trabalhadores das áreas administrativas das instalações de deposição final. Isso se não houver outras instalações radiativas próximas, pois nesse caso, a taxa de dose efetiva total de exposição recebida pelo público nessa região devido

a exposição proveniente de todas as instalações radiativas presentes deve ser abaixo de 1 mSv/a.

3.2.2.2. Norma CNEN NE 6.06

A Norma CNEN NE 6.06 – Seleção e escolha de locais para depósitos de rejeitos radioativos (1990) – estabelece os requisitos básicos a serem aplicados no processo de seleção e escolha de locais para depósitos de rejeitos radioativos e tem como objetivo garantir o confinamento seguro e apropriado dos rejeitos pelo tempo necessário para a proteção e segurança das pessoas e do meio ambiente.

A norma aplica-se a localização de depósitos para rejeitos radioativos de níveis baixo e médio que foram produzidos por atividades realizadas em território nacional. Na época de publicação da norma, os rejeitos radioativos classificados como de níveis baixo e médio eram rejeitos radioativos de meia-vida curta de até 30 anos, assim, o ^{226}Ra , principal radionuclídeo presente nos rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo, estaria fora do campo de atuação desta norma já que o tempo de meia-vida desse radionuclídeo é de 1600 anos.

Isso quer dizer que mesmo com essa norma estando vigente e sendo citada pelas normas mais recentes, os requisitos devem ser atualizados para inclusão de radionuclídeos de meia-vida longa e estar de acordo com a nova classificação que foi publicada em 2014. Além disso, os requisitos para rejeitos de meia-vida mais longa devem ser avaliados de forma apropriada para garantir um melhor confinamento e isolamento do que para os rejeitos de meia-vida curta (30 anos).

Mas ainda assim, alguns requisitos contidos nesta norma podem ser utilizados para a seleção de locais para repositórios de rejeitos de NORM, já que os requisitos básicos para todos os rejeitos são similares. Alguns deles são apresentados de forma resumida a seguir.

A seleção e escolha de locais para operação de um repositório é um processo que envolve profissionais de diferentes especialidades como, geólogos, biólogos, químicos, físicos da radiação, meteorologistas, assessores jurídicos, dentre outros. Além disso, o

processo de análise crítica abrange diferentes níveis de detalhamento de dados e informações; etapas; regiões de interesse; áreas preliminares, áreas potenciais; e locais candidatos.

Para que o repositório atenda aos critérios básicos eles devem atender aos seguintes critérios:

- viabilizar o confinamento e retenção dos rejeitos por um período de tempo longo e que assegure a proteção das pessoas e do meio ambiente contra a liberação de material radioativo e/ou radiação, proteção contra entrada inadvertida de pessoas ou animais e estabilidade do repositório após o encerramento;

- possibilitar a caracterização, simulação matemática, análise e monitoração do local;

- não estar sujeito a áreas de riquezas naturais que possam vir a ser exploradas;

- o local não deve estar sujeito a inundações e deve possuir sistema de drenagem e impedir que águas provenientes de áreas de drenagem causem erosão ou inundem o repositório, mesmo que parcialmente;

- atender aos critérios hidrogeológicos descritos nesta norma;

- não estar situado em área que seja possível a ocorrência de processos tectônicos passíveis de causar rupturas no terreno;

- estar distante de instalações ou atividades passíveis de influir ou falsear de modo significativo o programa de monitoração ambiental.

3.2.2.3. Norma CNEN NN 6.09

A Norma CNEN NN 6.09 – Critérios de aceitação para deposição final de rejeitos de baixo e médio níveis de radiação (2002) – estabelece os critérios para aceitação de rejeitos radioativos de nível baixo e médio para a deposição final segura no repositório, para garantir a proteção dos trabalhadores, da população e do meio ambiente contra os efeitos nocivos das radiações ionizantes.

Apesar de estar vigente, ela é específica para rejeitos contidos em embalagens, então ela não se aplica aos rejeitos avaliados nesta tese, além disso, outra norma mais atualizada com uma classificação mais detalhada e inclusiva foi publicada em 2014.

3.2.2.4. Norma CNEN NN 8.01

Uma das normas de rejeitos radioativos publicadas pela CNEN é a Norma NN 8.01 – Gerência de Rejeitos Radioativos de baixo e médio níveis de radiação (2014b) – que estabelece os critérios gerais e os requisitos básicos de segurança e proteção radiológica relativos à gerência de rejeitos radioativos de nível baixo e médio, bem como os de meia-vida bem curta.

Esta norma apresenta a classificação de rejeitos radioativos que está atualmente em vigor e que foi elaborada levando em consideração os níveis e natureza da radiação, bem como o tempo de meia-vida. Os rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo são classificados como rejeitos da classe 2.2 – rejeitos de baixo e médio níveis de radiação contendo radionuclídeos naturais (RBMN-RN), que são provenientes da extração e exploração de petróleo contendo radionuclídeos das séries do urânio e do tório em concentração ou atividade acima dos limites de dispensa que estão apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Limites de dispensa para materiais sólidos contendo radionuclídeos (CNEN, 2014b).

Radionuclídeos	Limite de concentração de atividade para dispensa de materiais (quantidade ≤ 1000 kg) (kBq/kg)	Limite de atividade para dispensa de materiais (quantidade ≤ 1000 kg) (Bq)	Limite de concentração de atividade para dispensa de materiais sólidos (quantidade > 1000 kg) (kBq/kg)
²²⁶ Ra	1x10 ¹ (a)	1x10 ⁴ (a)	1
²²⁸ Ra	1x10 ¹ (a)	1x10 ⁵ (a)	1

(a) Os nuclídeos pais e seus filhos incluídos em equilíbrio secular; estão listados abaixo:

²²⁶Ra – ²²²Rn, ²¹⁸Po, ²¹⁴Pb, ²¹⁴Bi, ²¹⁴Po, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Po

²²⁸Ra – ²²⁸Ac

Os radionuclídeos apresentados na Tabela 3.1 são os principais encontrados nos rejeitos produzidos pelas indústrias de óleo, que são os dois isótopos de rádio (²²⁶Ra e ²²⁸Ra). No anexo VI da norma estão incluídos os outros radionuclídeos.

Como existem dois limites estabelecidos para a dispensa dos materiais sólidos, um para quantidades inferiores e outro para quantidades superiores a 1000 kg, o limite utilizado na tese é o mais conservativo que é de 1 Bq/g de rádio estabelecido para quantidades de rejeitos acima de 1000 kg.

Na Tabela 3.1 que foi retirada da Norma CNEN NN 8.01, está apresentada o termo “concentração de atividade” para a tradução do termo em inglês “*activity concentration*”, que também tem sido utilizado em artigos em português. Entende-se que para esse termo, o correto seria “concentração em atividade”. Sendo assim, nesta tese, será utilizado somente o termo “concentração” para representar “concentração de radionuclídeo na unidade “Bq/g”.

De acordo com esta norma, toda instalação de extração e exploração de petróleo deve dispor de plano de gerência de rejeitos radioativos em conformidade com seus respectivos processos de licenciamento e controle; e aos repositórios de rejeitos

aplicam-se os Relatórios de Análise de Segurança previstos na Norma CNEN 8.02 e em demais normas específicas da CNEN.

Apesar de esta norma ser atual, ela é destinada apenas a gerência de rejeitos radioativos da Classe 2.2 acondicionados em embalagens e não se aplica aos rejeitos na forma “*in natura*”.

3.2.2.5. Norma CNEN NN 8.02

A Norma CNEN 8.02 – Licenciamento de Depósitos de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação (2014c) – estabelece os critérios gerais e requisitos básicos de segurança e proteção radiológica relacionados ao licenciamento de depósitos de rejeitos radioativos de nível baixo e médio em atendimento a Lei 10308 de 2001 (BRASIL, 2001).

De acordo com esta norma, os rejeitos radioativos da classe 2.2 devem ser depositados em repositórios próximos à superfície ou em profundidade definida pela análise de segurança.

O processo de licenciamento de um repositório de rejeitos radioativos envolve o ato administrativo pelo responsável legal do repositório, o encaminhamento do documento de licenciamento respectivo e a emissão pela CNEN dos seguintes atos administrativos: aprovação do local, autorização para construção, autorização para operação e autorização para encerramento.

Essa norma também só se aplica aos repositórios para rejeitos embalados e apesar de abrangente em relação a classificação dos rejeitos, ela não apresenta os requisitos específicos para a elaboração do Relatório do Local dos repositórios de rejeitos radioativos da classe 2.2 e nem os requisitos específicos para a elaboração do Relatório Final de Análise de Segurança de repositórios de rejeitos radioativos da classe 2.2.

Portanto, apesar da CNEN ter sido um órgão regulatório atuante e ter normas que abrangem a maioria dos radionuclídeos contidos nos rejeitos, ela não construiu e

nem autorizou o funcionamento de nenhum repositório, além do de Goiânia que a princípio era um depósito provisório e que depois se tornou um repositório.

Como a ANSN foi criada recentemente e ainda não criou novas normas e também não realizou alterações nas normas antigas já publicadas, nesta tese, serão utilizados os limites anuais e outros tópicos relevantes publicados nas normas da CNEN, pois ainda estão em vigência.

3.3. Concentração

Um critério essencial na escolha do tipo de repositório mais apropriado para depositar os rejeitos é determinar a faixa de concentração dos rejeitos. Esses valores associados com a meia-vida dos radionuclídeos predominantes nos rejeitos irão indicar o tipo de isolamento e contenção que serão necessários para o local de deposição final para que eles não causem riscos de exposição adicionais ao público e ao meio ambiente.

3.3.1. Definição

O parâmetro utilizado para avaliar se os rejeitos estão com os níveis acima dos limites de dispensa estabelecidos pela CNEN é a determinação da concentração. Alguns autores utilizam a nomenclatura atividade específica (MATTA *et al.*, 2002; ALI *et al.*, 2017; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018; HASSAN *et al.*, 2019). A diferença entre concentração e atividade específica é controversa, mas uma distinção comum é que a atividade específica, que é a atividade por unidade de massa, é utilizada para amostras puras do radionuclídeo ou de forma menos restritiva, para os casos em que o radionuclídeo está intrinsecamente presente no material, como por exemplo, o ^{235}U presente no urânio natural. Já a concentração, que pode ser a atividade por unidade de massa ou por unidade de volume, é utilizada para qualquer outra situação, como quando a atividade está na forma de contaminação no material. De forma geral, a concentração é mais amplamente utilizada (IAEA, 2022).

Outro termo utilizado em alguns artigos (OMAR *et al.*, 2008; ISMAIL *et al.*, 2011; KONTOL *et al.*, 2017; DA SILVA *et al.*, 2017) é a concentração total (TAC). Quando estão em equilíbrio secular, todos os radionuclídeos das séries de decaimento radioativo possuem a mesma concentração. Assim, a análise de qualquer radionuclídeo da série é suficiente para calcular a TAC, multiplicando a concentração do radionuclídeo pelo número de radionuclídeos da série. Geralmente, a TAC é calculada para uma amostra, como por exemplo, a TAC de uma amostra de borra pode ser calculada da seguinte forma:

$$\text{TAC (Bq/g)} = (6 \times \text{C.A. } ^{226}\text{Ra}) + (8 \times \text{C.A. } ^{228}\text{Ra}) + n$$

Onde C.A. é a concentração e os números 6 e 8 representam o número de radionuclídeos das sub-séries do ^{226}Ra e do ^{228}Ra , respectivamente.

3.3.2. Espectrometria Gama

A concentração de NORM nos rejeitos pode ser obtida por diferentes técnicas analíticas, como a espectrometria gama, a espectrometria alfa, contagem por cintilação líquida, espectrometria de massa e contagem alfa do decaimento da progênie do radônio, que são os métodos de detecção mais comumente utilizados para a determinação dos isótopos de rádio. Para cada técnica a ser utilizada, uma fonte apropriada para o sistema de detecção será preparada e isso irá englobar várias etapas que são, geralmente, exigidas, como a de preservação e pré-tratamento da amostra, dissolução da amostra, pré-concentração de rádio, separação e purificação do rádio dos elementos interferentes e preparação da fonte final (IAEA, 2014).

Os isótopos de rádio – ^{226}Ra , ^{223}Ra e ^{224}Ra são emissores de partículas alfa e podem ser diretamente medidos pela espectrometria alfa. O ^{228}Ra é um emissor beta que pode ser medido indiretamente pela espectrometria alfa via sua progênie - ^{228}Th ou ^{224}Ra . Entretanto, devido a meia-vida do ^{228}Th (1,9 anos), o período de decaimento varia entre 3 meses e 18 meses (dependendo da atividade do ^{228}Ra e a sensibilidade exigida),

e conseqüentemente, para análises de rotina do ^{228}Ra , a espectrometria alfa não é geralmente um método de medição prático. A principal desvantagem da espectrometria alfa é a necessidade de realização da dissolução química que consome tempo e as separações do rádio que são necessárias para a preparação da amostra (IAEA, 2014).

Das técnicas de detecção mais comumente utilizadas, a espectrometria gama é mais atrativa devido a sua habilidade de usar amostras brutas que exigem pouca ou nenhuma preparação radioquímica e tem sido a principal técnica para determinação da progênie do urânio e do tório em incrustações e borras (IAEA, 2014; AL ATTAR *et al.*, 2015). Para os materiais sólidos, incluindo solos e sedimentos, a amostra geralmente pode ser diretamente colocada no suporte da fonte ou em um recipiente após uma simples preparação (secagem, incineração, peneiramento). A homogeneidade das amostras também é mais facilmente alcançada agrupando as amostras de acordo com o tamanho. Outra forte vantagem da espectrometria gama é a habilidade para determinar ^{224}Ra e também ^{228}Ra pela medição dos raios gama de sua progênie - ^{228}Ac . No entanto, os efeitos da matriz da amostra (incluindo a auto atenuação) e os decaimentos de coincidência emparelhados precisam ser considerados ao fazer análises por espectrometria gama (IAEA, 2014).

A detecção por espectrometria gama exige um equipamento sofisticado, que engloba um detector de germânio hiper puro que é um semicondutor. Ele possui uma janela fina localizada próxima ao cristal para minimizar a atenuação dos raios gama de baixa energia antes deles entrarem no germânio (KNOLL, 2000; IAEA, 2014).

A característica dominante dos detectores de germânio é a excelente resolução em energia quando aplicados a espectrometria de raios gama e essa superioridade do sistema permite a separação das energias dos raios gama que são bem próximas umas das outras (KNOLL, 2000).

Na espectrometria gama com detectores de germânio deve ser realizada uma calibração eficaz que envolve uma fonte padrão com radionuclídeos que emitem radiação gama em um espectro que abrange as dos radionuclídeos a serem medidos nas amostras (KNOLL, 2000). Essa calibração é realizada com fontes-padrão com radionuclídeos e energias conhecidas em diferentes atividades (WILSON *et al.*, 1992; MATTA *et al.*, 2002; GODOY *et al.*, 2003; AL-SALEH *et al.*, 2008;

ATTALLAH *et al.*, 2013; HILAL *et al.*, 2014; PARMAZSIZ *et al.*, 2015; HASSAN *et al.*, 2017; SALEH *et al.*; 2018; HASSAN *et al.*, 2019).

De acordo com a literatura científica, amostras de borras e de incrustação, dentre outros rejeitos sólidos podem ou não serem preparados antes da análise por espectrometria gama. OMAR *et al.* (2004) analisou amostras de borras e de incrustação sem pré-tratamento, ou seja, na forma que elas foram recebidas. Entretanto, a maioria dos artigos publicados apresentaram um preparo simples das amostras, que incluíam pesagem e homogeneização das amostras, secagem em diferentes temperaturas e períodos de tempo que podem chegar a duas semanas, como realizado por EL AFIFI *et al.* (2005) e HILAL *et al.* (2018), colocação em contêineres ou recipientes que serão selados e fechados hermeticamente para evitar qualquer possibilidade de escape de radônio ou torônio (IAEA, 2014; HASSAN *et al.*, 2019). E posteriormente, essas amostras são armazenadas durante um período de tempo para que seja alcançado o equilíbrio secular entre o rádio e sua progênie radioativa – radônio, chumbo e bismuto. Esse período de tempo de armazenamento foi encontrado ser diferente entre os artigos publicados na literatura científica, mas a maioria dos autores manteve o armazenamento pelo tempo médio de 30 dias (HAMLAT *et al.*, 2001; SHAWKY *et al.*, 2001; AL-MASRI *et al.*, 2003; GODOY *et al.*, 2003; OMAR *et al.*, 2004; AL-SALEH *et al.*, 2008; GAZINEU *et al.*, 2008; BAKR, 2010; KONTOL *et al.*, 2015; XHIXHA *et al.*, 2015). Em casos especiais em que esse tempo tenha sido menor, correções para o decaimento do ^{222}Rn foram realizadas (GAZINEU *et al.*, 2005a).

Existem duas formas de determinar a concentração de ^{226}Ra pela espectrometria gama. A primeira é pela medição do pico de energia da emissão gama do ^{226}Ra de 186,2 keV (WILSON *et al.*, 1992; SHAWKY *et al.*, 2001; HAMLAT *et al.*, 2001; GARNER *et al.*, 2015; DA SILVA *et al.*, 2017). Entretanto, a probabilidade de emissão desse fotopico gama é de apenas 3,55% (LNHB, 2023) e existe interferência da emissão gama principal do ^{235}U de 185,7 keV, que tem probabilidade de emissão de 57%. Assim, esse tipo de detecção exige uma estimativa independente do ^{235}U para analisar essa interferência, mas de acordo com LANDSBERGER *et al.* (2014), as amostras contendo NORM com atividade de ^{235}U são de várias ordens de magnitude menor que a do ^{226}Ra , assim esse efeito de interferência pode ser negligenciado.

A alternativa mais utilizada e mais sensível é a realizada pela detecção das linhas fortes das energias gama da progênie do $^{222}\text{Rn} - ^{214}\text{Pb}$ (295,2 e 351,9 keV) e ^{214}Bi (609,3 keV) (IAEA, 2014). A maioria dos artigos publicados na literatura científica utiliza esse método de detecção pela progênie do radônio (BAKR, 2010; DARKO *et al.*, 2012; XHIXHA *et al.*, 2015; AL ATTAR *et al.*, 2015; SALEH *et al.*, 2018) e por isso as amostras são mantidas em armazenamento por um período de tempo médio de 30 dias antes de serem analisadas, para que o ^{226}Ra e sua progênie radioativa estejam em equilíbrio secular.

Para a determinação da concentração do ^{228}Ra da série de decaimento do ^{232}Th , a medida desse radionuclídeo é realizada indiretamente pelo pico de emissão gama de 338,3 keV (11,04%), 911,2 keV (26,2%) e 964,8 keV (5%) do ^{228}Ac e pela energia de 583,2 keV (85%) do ^{208}Tl (ABO-ELMAGD *et al.*, 2010; ATTALLAH *et al.*, 2013; PARMAKSIZ *et al.*, 2015; DA SILVA *et al.*, 2017; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018).

3.3.3. Valores de concentração obtidos na literatura científica

A medição pela espectrometria gama fornece os valores de concentração das amostras. Na literatura científica estão publicados valores de concentração obtidos em amostras de borras e de incrustação de diversos estados e países, inclusive do Brasil. Os maiores valores encontrados em amostras de borras e de incrustação estão apresentados no Quadro 3.2 e o quadro completo com 59 dados está apresentado no Apêndice I.

Quadro 3.2 - Valores de concentração em rejeitos sólidos de NORM obtidos na literatura científica.

Países	Concentração (Bq/g)				Referência
	Borras		Incrustação		
	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	
Brasil – Sergipe	50–167,8	48,6–152,4	120,8–3500	147,9–2195	GAZINEU <i>et al.</i> , 2005a
Brasil – Sergipe e Alagoas	8,1–413,4	9,4–117,9	77,9–2110	101,5–1550	GAZINEU <i>et al.</i> , 2008
EUA	-	-	3700	-	SCOT ML, 1998 <i>apud</i> BOU-RABEE <i>et al.</i> , 2009
Reino Unido	-	-	1–1000	-	EXPLORATION AND PRODUCTION FORUM, 1989 <i>apud</i> BOU-RABEE <i>et al.</i> , 2009
Síria	470–1000	385-562	147–1050	43–181	AL-MASRI <i>et al.</i> , 2003
	-	-	0,3–1520	0,6–868	AL-MASRI <i>et al.</i> , 2005
	-	-	2–2922	0,3–254	AL ATTAR <i>et al.</i> , 2015
	-	-	1558–2039	-	AL-ATTAR <i>et al.</i> , 2016
Argélia	-	-	1-950	-	HAMLAT <i>et al.</i> , 2001
Mundial	0,05–800	0,5-50	0,001–15000	0,05–2800	JONKERS <i>et al.</i> , 1997; IOGP, 2016

Como pode ser observado, os níveis de concentração de NORM nos rejeitos variaram significativamente de uma região, ou de um poço para outro, isso porque o tipo de formação rochosa da qual o óleo foi extraído são diferentes, algumas podem ter maiores concentrações de tório e/ou de urânio e outras menos, além das técnicas de extração utilizadas que também influenciam, dentre outros fatores.

Os valores que apresentaram níveis abaixo do limite de detecção ou não detectados foram descartados já que alguns artigos não mencionaram qual era o limite de detecção, só utilizaram a expressão “< LD” (menor que o limite de detecção) ou “ND” (não detectado). Os dados estão apresentados da mesma maneira que foram publicados nos artigos. Alguns apresentaram os dados em forma de faixa de variação do menor para o maior valor, outros apenas os valores médios.

Os dados apresentados são somente dos rejeitos de NORM contidos em borras e incrustação produzidos pelas indústrias de óleo. Apesar do ²²⁴Ra ter sido medido e

apresentado em alguns artigos, ele não foi apresentado nas tabelas devido a não ser detectado e avaliado com tanta frequência como os outros dois isótopos.

O quadro completo contido no Anexo I é composto de 59 dados. Em todos eles (100%) foram encontrados valores de concentração de ^{226}Ra e em 52 (88%) também foram obtidas as concentrações de ^{228}Ra . Isso demonstra que o isótopo de rádio predominante tanto nas borras quanto na incrustação é o ^{226}Ra .

Desse total, 27 dados (46%) apresentaram valores de concentração de ^{226}Ra em borras e em incrustação, nos quais 17 (63%) dados, os valores foram maiores na incrustação e em 10 (37%) nas borras. Isso mostra que os níveis de concentração em incrustação e em borras do mesmo local que foi coletado podem ser bem diferentes e que os níveis em incrustação são, geralmente, maiores do que em borras.

Como apresentado no Quadro 3.2, em que estão os maiores valores de concentração publicados na literatura científica, o maior valor de concentração encontrado em incrustação foi de 15.000 Bq/g para o ^{226}Ra e de 2.800 Bq/g para o ^{228}Ra , já em borras, o maior valor foi de 1.000 Bq/g para o ^{226}Ra e de 562 Bq/g para o ^{228}Ra .

Os valores obtidos no Brasil também foram significativos. As concentrações apresentadas em amostras de incrustação chegam a 3.500 Bq/g para o ^{226}Ra e 2.195 Bq/g para o ^{228}Ra . Já nas amostras de borras, os valores obtidos foram de 413,4 Bq/g para o ^{226}Ra e de 343 Bq/g para o ^{228}Ra (GAZINEU *et al.*, 2005a; GAZINEU *et al.*, 2008).

Com esses valores observamos que o principal radionuclídeo de ocorrência natural presente nos rejeitos sólidos, borras e incrustação, que são produzidos pelas indústrias de óleo é o ^{226}Ra . Além disso, os valores de concentração desse radionuclídeo são maiores em incrustações do que nas borras.

Com esses dados, pode-se perceber o quanto esses valores são significativos e preocupantes do ponto de vista da proteção radiológica. E no caso do Brasil, em que foram apresentados valores altos (da ordem de 10^3) de concentração, principalmente, nas amostras de incrustação, torna-se ainda mais importante e necessária uma regulamentação específica e de um repositório apropriado para colocação permanente desses rejeitos.

3.4. Panorama Internacional

Atualmente existem muitas pesquisas na literatura científica sobre rejeitos de NORM gerados pelas indústrias de óleo e gás natural. Além disso, muitos países já estabeleceram regulamentações, guias, regras e normas específicas para o licenciamento e gerenciamento de rejeitos de NORM devido aos níveis de concentração obtidos estarem acima dos níveis de isenção e de dispensa.

Como o Brasil ainda não possui uma regulamentação específica, a seguir será apresentado um panorama internacional com requisitos adotados em diferentes estados e países que podem ser relevantes futuramente, para a elaboração de uma norma específica para o gerenciamento e deposição final de rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo.

3.4.1. IAEA

Uma das principais organizações mundiais que têm publicado documentos para orientar e sugerir requisitos de segurança, além de realizar treinamento e congressos sobre NORM é a IAEA. Na Figura 3.4 (a, b e c) estão ilustrados três documentos publicados pela IAEA que são específicos para NORM.

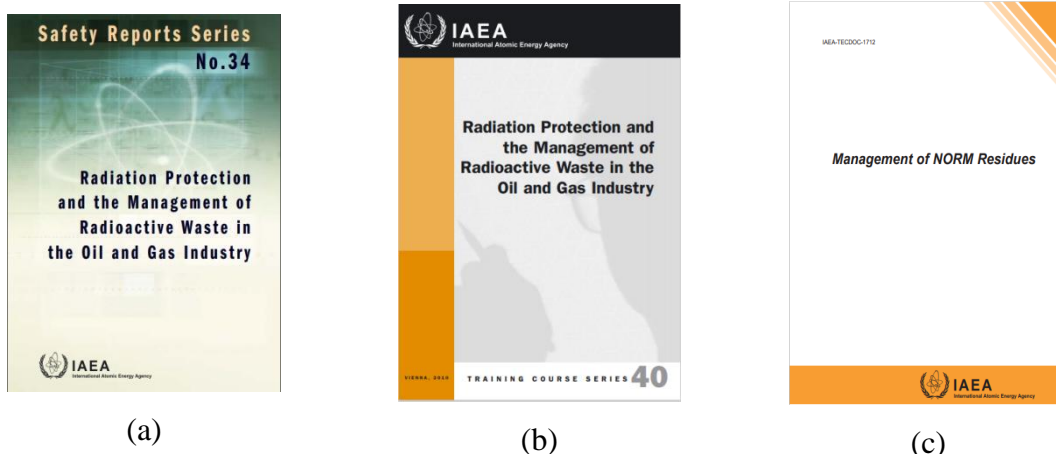


Figura 3.4 - Documentos publicados pela IAEA sobre NORM – (a) IAEA, 2003; (b) IAEA, 2010; (c) IAEA, 2013.

Os documentos ilustrados nas Figuras 3.4(a) e (b) descrevem os rejeitos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural desde a sua origem na rocha reservatório até os métodos atualmente utilizados para deposição final. Já o documento ilustrado na Figura 3.4(c) é um documento que aborda o gerenciamento de NORM produzido por diferentes indústrias além das de óleo e gás natural.

A Figura 3.4(a) apresenta o “*Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry*”, que é um Relatório de Segurança (*Safety Report Series*) que tem como objetivo apresentar questões associadas com a proteção radiológica e com o gerenciamento de rejeitos radioativos produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural. Com esse documento se almeja promover um entendimento comum entre a indústria e os órgãos reguladores (IAEA, 2003).

O documento ilustrado na Figura 3.4(b) tem o mesmo nome do documento anterior – “*Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry*”, entretanto, ele é mais atual e foi formulado na forma de manual de treinamento (*Training Course Series*) com o objetivo de ser o documento de referência para os cursos da IAEA sobre Proteção Radiológica e de Gerenciamento de Rejeitos Radioativos da indústria de óleo e gás natural (IAEA, 2010).

O documento apresentado na Figura 3.4(c) é o “*Management of NORM Residues*” que apresenta os aspectos relacionados ao sistema de gerenciamento de rejeitos e resíduos de NORM produzidos por diferentes indústrias. Nele são

apresentados aspectos relacionados às etapas de tratamento, de reciclagem dos resíduos, da deposição final, entre outros aspectos (IAEA, 2013).

Além desses documentos, outros que não são específicos para NORM, mas que apresentam requisitos sobre eles são o “*General Safety Guide*” – GSG-1 (2009) e o “*Specific Safety Requirements*” – SSR-5 (2011). Os requisitos contidos nestes documentos são recomendações que podem ou não ser utilizados pelos outros países, muitos deles são adotados inclusive pelo Brasil, como base para as normas publicadas pela CNEN.

Um dos mais utilizados internacionalmente é o GSG-1 – ‘*General Safety Guide – “Classification of Radioactive Waste”*’ (2009), que apresenta um esquema de classificação para rejeitos radioativos sólidos, que foi definida com a finalidade de garantir a segurança física em longo prazo dos rejeitos relacionando o conteúdo de atividade e o tempo de meia-vida dos radionuclídeos com o tipo de deposição final adequado para a contenção e isolamento seguros. A classificação é composta de 6 classes: rejeitos isentos, rejeitos de meia-vida curta, de nível baixíssimo, de nível baixo, de nível intermediário e de nível alto.

A classificação leva em consideração as condições atuais do rejeito em determinado tempo da avaliação, já que ele pode se movimentar de uma classe para outra, como por exemplo, quando os rejeitos de meia-vida bem curta decaem e passam a ser classificados como rejeitos isentos (IAEA, 2009).

A Figura 3.5 ilustra o esquema de classificação publicado pela IAEA que leva em consideração o tempo de meia-vida dos radionuclídeos presentes nos rejeitos e o conteúdo de atividade. Além disso, também sugere métodos de deposição final para cada classe.

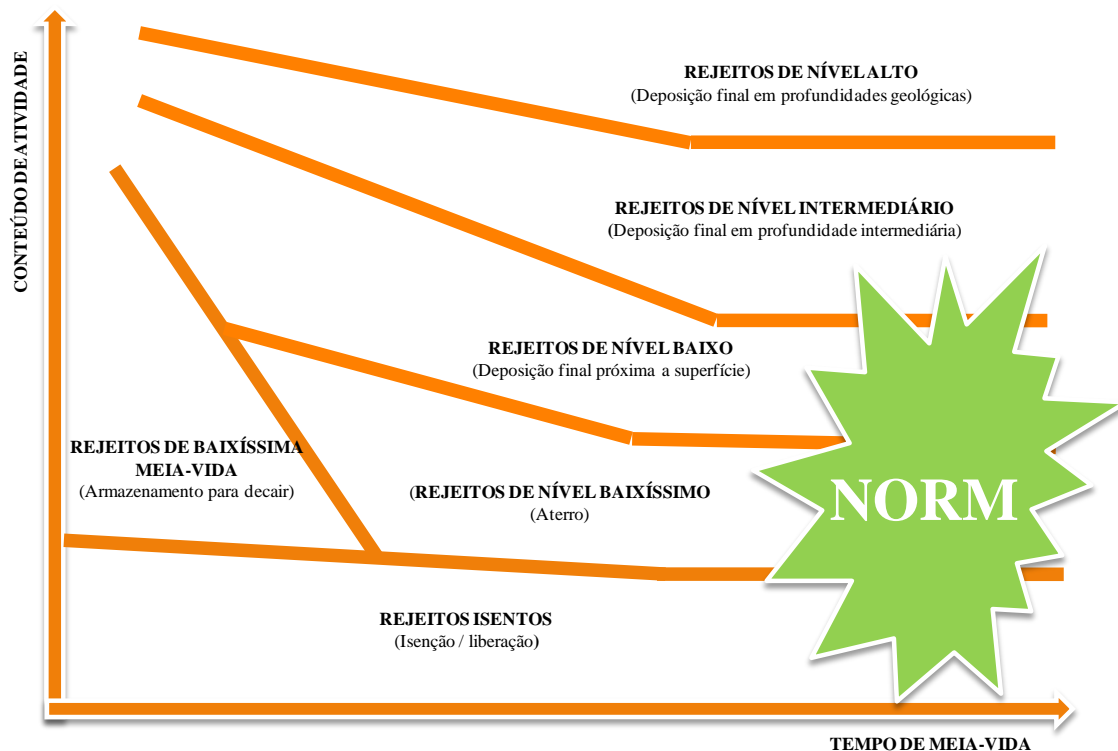


Figura 3.5 - Esquema de classificação de rejeitos radioativos publicado pela IAEA (IAEA, 2009 – adaptado).

O esquema de classificação apresentado relaciona o conteúdo de atividade com o tempo de meia-vida dos radionuclídeos. O termo conteúdo de atividade é utilizado devido à natureza do rejeito radioativo ser geralmente heterogênea e é um termo genérico que engloba concentração, atividade específica e atividade total. Apesar de a classificação levar em consideração o conteúdo de atividade dos rejeitos, não são definidos esses valores de forma quantitativa, esses valores serão especificados com base nas avaliações de segurança para os locais de deposição final de forma individual. Quanto mais altos os níveis de conteúdo radioativo, mais contidos e isolados os rejeitos devem estar da biosfera (IAEA, 2009).

Os rejeitos de NORM podem estar contidos em qualquer classe, isso porque um dos radionuclídeos predominantes nestes rejeitos, que é o ^{226}Ra de meia vida de 1600 anos, tem sido encontrado na literatura científica de diferentes países com valores de concentração que variam amplamente. Inclusive, alguns rejeitos como, por exemplo, as incrustações produzidas pelas indústrias de óleo e gás natural encontradas na literatura chegam a 15.000 Bq/g, isso vai depender do nível de radioatividade e das propriedades

químicas da rocha de formação e das características dos processos (API, 1990; IAEA, 2009).

De forma individual e não uniforme, os países classificam os rejeitos de NORM de acordo com seus valores de concentração e definem as faixas de variação para cada classe. O que é rejeito radioativo de nível baixo em um país pode ser classificado como rejeito de nível intermediário em outro, isso vai depender dos níveis de radiação de fundo natural e da faixa de valores definidos por esses países para tais classes. Na Malásia, por exemplo, os rejeitos de NORM com concentração de até 100 Bq/g de cada radionuclídeo das séries do urânio e do tório são classificados como rejeitos de nível baixíssimo e os rejeitos de 100 Bq/g a 400 Bq/g, como rejeitos de nível baixo (AELB, 2020).

A especificação dos critérios para diferentes classes deve estar de acordo com o tipo de rejeito, isso porque, por exemplo, os critérios especificados em termos de atividade total ou concentração que pode ser apropriada para quantidades de rejeitos radioativos “*in natura*”, em geral, não são apropriados para classificar as fontes seladas em desuso (IAEA, 2009).

A IAEA destaca que deve ser realizada uma distinção clara entre o esquema de classificação e os limites regulatórios, isso porque a proposta do esquema de classificação é assegurar que os rejeitos radioativos sejam gerenciados de forma segura e financeiramente viável dentro de uma estrutura de estratégia nacional e para facilitar a comunicação, enquanto que a proposta da limitação regulatória é garantir a segurança de cada instalação e das atividades licenciadas (IAEA, 2009).

3.4.2. Requisitos relevantes obtidos de diferentes países

Neste tópico são apresentados alguns requisitos regulatórios e algumas diferenças observadas entre diferentes países e até em estados do mesmo país relacionados à regulamentação dos rejeitos de NORM.

3.4.2.1. Autoridades Regulatórias responsáveis pelos rejeitos de NORM

A regulamentação de rejeitos de NORM é um aspecto que não é uniforme entre diferentes países e estados. Isso porque, primeiro, os rejeitos de NORM são regulados por diferentes tipos de autoridades regulatórias, em alguns países e estados, a autoridade competente é federal e em outros, cabe a cada estado regular seus próprios rejeitos. Outro fator interessante é que muitas vezes o regulador é uma Agência Ambiental e não uma de Proteção Radiológica ou Nuclear (ANL, 1992; BETTS *et al.*, 2004; FUNTUA, 2006; SETLOW, 2006; O'BRIEN *et al.*, 2010; HEALTH CANADA, 2011; JEFFRIES *et al.*, 2011; LILAND *et al.*, 2012; CHAMBERS, 2013; MINISTERIO DE INDUSTRIA, ENERGÍA Y TURISMO, 2013; UK, 2014; KONTOL *et al.*, 2015; NRPA, 2015; AELB, 2016a; AELB, 2016b; AL NABHANI *et al.*, 2016b; CDPHE, 2017; JEONG *et al.*, 2018; NATIONAL REPORT FROM NORWAY, 2018; SEPA, 2018; USEPA, 2019; MDEQ, 2020; CNSC, 2021b; SETLOW, 2021; TCEQ, 2021).

Por um lado, isso mostra o quanto os países e estados que possuem apenas uma autoridade regulatória relacionada à saúde ou ao óleo, podem não estar atendendo a todos os requisitos de proteção radiológica para regular de forma adequada os rejeitos radioativos protegendo os trabalhadores e os indivíduos do público. Já os países e estados que possuem mais de uma autoridade regulatória, em que uma delas está relacionada às questões ambientais e a outra está relacionada à proteção radiológica ou é uma autoridade nuclear, as medidas de proteção radiológica do trabalhador e do meio ambiente podem ser melhor atendidas e avaliadas. Esse é o caso da Noruega e do Brasil, como já mencionado anteriormente, a autoridade regulatória nacional brasileira é ANSN, mas nas questões relacionadas à deposição final de rejeitos radioativos que podem vir a causar impacto ambiental, outra autoridade regulatória, o IBAMA, também possui autoridade para licenciar e fiscalizar.

3.4.2.2. Documentos publicados que são utilizados para rejeitos de NORM

Existem diferentes tipos de documentos publicados que são utilizados para os rejeitos de NORM, alguns são específicos e outros são para rejeitos radioativos em geral (TDSHS, 1999; BETTS *et al.*, 2004; CRCPD, 2004; ARPANSA, 2008; ATOMIC ENERGY AND RADIOACTIVE SUBSTANCE, 2011; HEALTH CANADA, 2011; WDEQ, 2011; EA, 2012; LILAND *et al.*, 2012; DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014; AELB, 2016a; AELB, 2016b; IOGP, 2016; MDEQ, 2016; CDPHE, 2017; SEPA, 2018; AELB, 2020; CDPHE, 2020; MDEQ, 2020; LDEQ, 2021; NORTH DAKOTA STATE GOVERNMENT, 2021b).

Em alguns países como a Inglaterra, o Países de Gales, a Malásia e os EUA possuem regulamentações, regras ou normas específicas para os rejeitos de NORM que foram publicadas pelas respectivas autoridades regulatórias competentes (EA, 2012; AELB, 2016a; AELB, 2016b; CDPHE, 2017; MDEQ, 2020; NORTH DAKOTA STATE GOVERNMENT, 2021b; TDSHS, 1999; LDEQ, 2021).

Esses documentos mostram o quanto é importante definir requisitos específicos para os rejeitos de NORM e que seria de grande importância que a autoridade regulatória brasileira publicasse um documento para esses rejeitos, principalmente os produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural, até mesmo para conscientizar os trabalhadores das plataformas de petróleo sobre o manuseio seguro desses rejeitos.

3.4.2.3. Limites de dispensa

No Brasil, os limites de dispensa para quantidades de rejeitos sólidos acima de 1.000 kg contendo ^{226}Ra e o de isenção estabelecido são os mesmos, e é de 1 Bq/g. Entretanto, outro limite de dispensa é utilizado para quantidades de rejeitos abaixo de 1.000 kg, que é 10 Bq/g para o ^{226}Ra .

Os limites de dispensa para os rejeitos de NORM na Malásia, Canadá, Holanda e no Colorado (EUA) é um valor único para os radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th (HEALTH CANADA, 2011; AELB, 2016b; CDPHE, 2017; VAN DER STEEN, 2021). Devido à grande quantidade de rejeitos gerados pelas indústrias de petróleo, a autoridade regulatória brasileira poderia avaliar sobre a unificação dos limites de dispensa e o uso do limite mais restritivo de 1 Bq/g para os radionuclídeos das séries do urânio e do tório, independentemente da quantidade, em uma regulamentação específica para os rejeitos de NORM gerados por essas indústrias.

3.4.2.4. Métodos de deposição final para rejeitos sólidos de NORM

Os rejeitos de NORM com concentração acima dos níveis de isenção estabelecidos de acordo com cada estado ou país devem ser gerenciados e dependendo do valor da concentração, eles serão enviados para um local de deposição final. A escolha do método para deposição final de rejeitos de NORM tem como base uma avaliação de risco específica do local, já que as características de diferentes tipos de rejeitos de NORM (sólidos ou líquidos) que surgem das várias instalações não são necessariamente uniformes (IAEA, 2010). A seleção preliminar envolve além da avaliação de risco do local, uma avaliação de risco radiológico durante a fase de operação do local de deposição final, o risco radiológico ao longo da vida útil dos rejeitos, a viabilidade técnica incluindo, a localização geográfica, a aceitação geral (regulatória e do público) e os custos associados (IOGP, 2016). Portanto, os critérios de aceitação irão variar de acordo com os locais selecionados, por exemplo, os critérios de aceitação para um local úmido será diferente dos critérios recomendados para um local seco (ARPANSA, 2020).

As opções de métodos para deposição final adotados internacionalmente variam de acordo com o nível de segurança física exigida para conter e isolar os rejeitos radioativos com determinados níveis de concentração, a fim de mantê-los a níveis aceitáveis para o meio ambiente e para o público. A Figura 3.6 apresenta os principais métodos de deposição final em terra atualmente utilizados e aceitos no mundo em

função da concentração dos rejeitos contendo NORM e do grau de isolamento do público que é necessário.

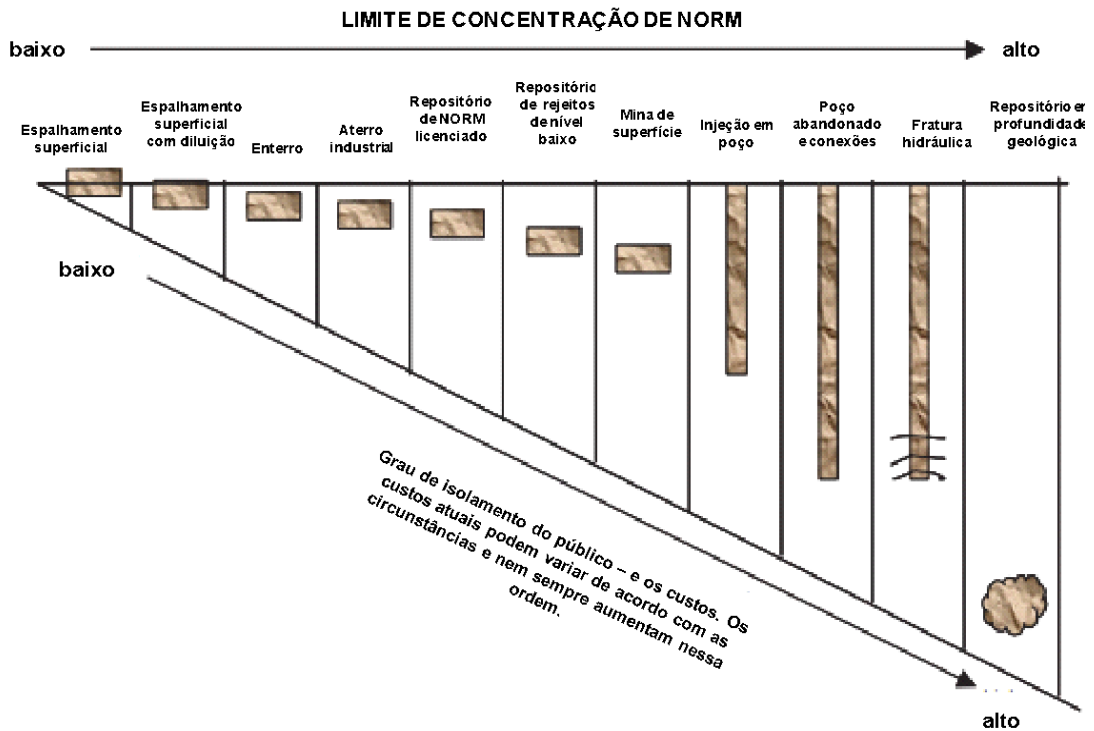


Figura 3.6 - Métodos para deposição final em terra de rejeitos contendo NORM (API, 1990 apud IAEA, 2003 – adaptado).

Como apresentado na Figura 3.6, quanto maior o valor de concentração nos rejeitos, melhor deve ser a contenção e mais isolado da biosfera ele deve estar. E para fornecer isolamento adequado para que os rejeitos não causem riscos adicionais para as pessoas e ao meio ambiente, fatores como, profundidade do método de deposição final, tipo de contenção e número de barreiras de proteção física, geralmente, enriquecem o método de acordo com o nível de isolamento que eles devem estar da biosfera.

Devido aos níveis de concentração dos rejeitos contendo NORM variarem de acordo com as formações rochosas presentes no local em que esses rejeitos são produzidos, a seleção do método mais apropriado em cada situação vai levar em consideração o tipo de rejeito e os níveis de concentração estabelecidos nas regulamentações de cada estado, país ou instalação para o método selecionado.

As borras e incrustação acumuladas na superfície do equipamento podem ter concentrações que variam de níveis de radiação de fundo natural a níveis elevados dependendo da radioatividade, da química de formação e das características dos processos (API, 1990).

O custo total da deposição final de rejeitos de NORM envolve vários componentes. Além dos custos de operação atual do método, os operadores devem considerar os custos associados com o transporte, a inspeção física, a análise dos radionuclídeos e a análise química, e o contêiner de descontaminação. Também estão incluídos os custos potenciais como o da viabilidade em longo prazo, os custos de remediação para se a deposição final resultar em contaminação ambiental, isso ser substanciado. Os custos irão variar de acordo com a concentração de NORM no rejeito, do número de tambores a serem depositados e da opção de deposição final escolhida (VEIL, 1998a).

A Figura 3.7 foi elaborada com base em uma pesquisa bibliográfica de diferentes documentos que apresentavam os principais métodos para deposição final de rejeitos sólidos contendo NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural.

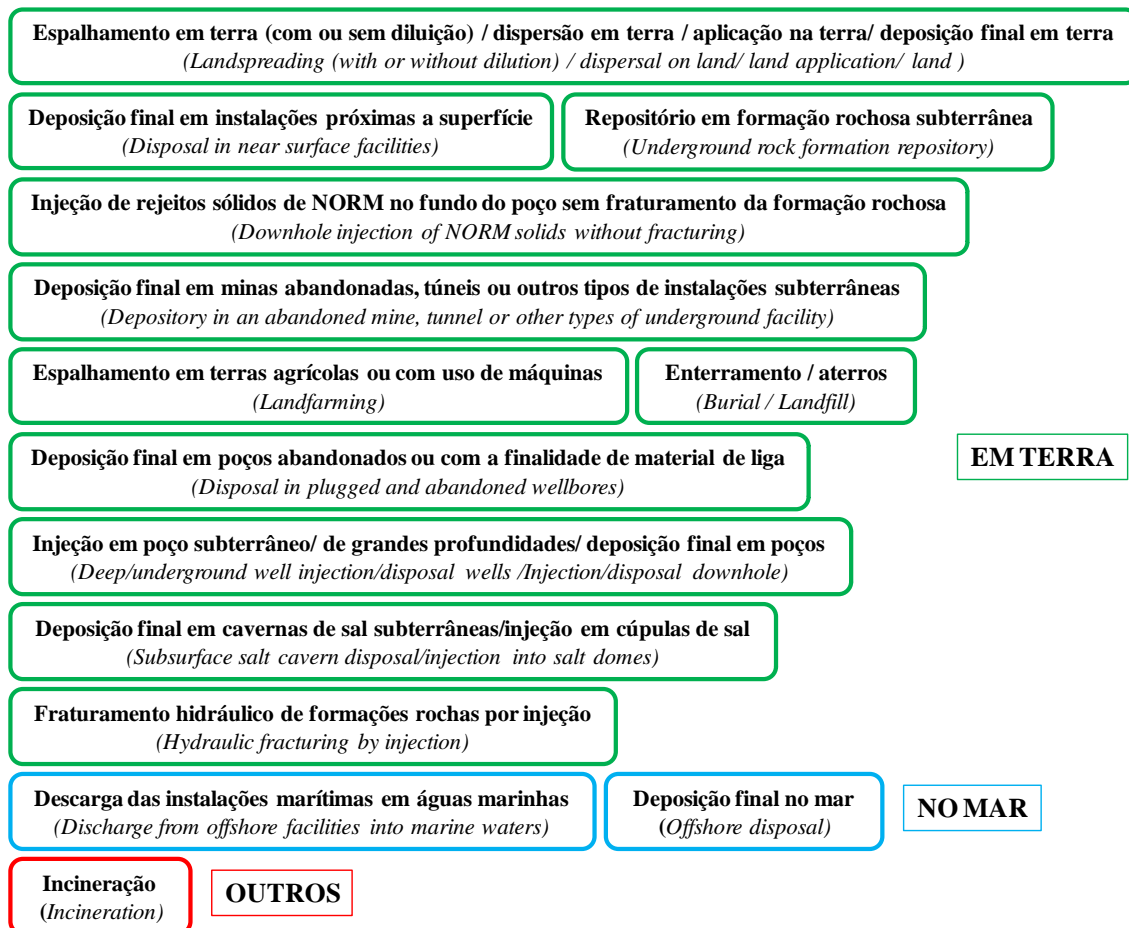


Figura 3.7 - Principais métodos de deposição final encontrados na literatura para rejeitos sólidos contendo NORM (API, 1990; USEPA, 1995; MARINELLO *et al.*, 1996; STRAND, 1999; IAEA, 2010; CRCPD, 2015; NRPA, 2015; AL NABHANI *et al.*, 2016a; IOCP, 2016).

Como pode ser observado existem diferentes métodos de deposição final para rejeitos de NORM que são utilizados internacionalmente, que variam de locais na superfície a instalações construídas em grandes profundidades abaixo do solo, como as instalações em formações rochosas subterrâneas. Isso para que os rejeitos de NORM que podem ter concentração que variam de níveis abaixo dos de isenção até rejeitos classificados como de nível alto, possam ser depositados de forma segura.

Os métodos de deposição final no mar não são comumente realizados pelos países, já que devem estar em conformidade com todas as convenções e organizações envolvidas, como a *Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic* (Convenção da OSPAR) e a Convenção de Londres (IAEA, 2010; VALEUR, 2010; CROUCH *et al.*, 2012; UK, 2014).

O método de incineração foi descrito como método de deposição final (DURHAM COUNTY COUNCIL, 2013), entretanto, como no final do processo podem resultar ou não em cinzas a serem enviadas para um aterro, nesta tese, ele foi classificado como um método de tratamento para redução do volume de rejeitos (NDA, 2022).

A *E&P FORUM* avaliou a deposição final de incrustações e relatou que em 62% dos casos, o rejeito foi descarregado (*discharged*) no mar em um local da plataforma; em 29% dos casos, o rejeito foi depositado em terra (deposição final em uma instalação de deposição dedicada a NORM, deposição em poços de grandes profundidades) e nos remanescentes, as incrustações e os equipamentos contaminados foram armazenados em uma área controlada também em terra (*E&P FORUM*, 1988 *apud* AL NABHANI *et al.*, 2016a). Entretanto, a pesquisa bibliográfica realizada nesta tese resultou em métodos de deposição final em terra como sendo os mais utilizados atualmente por 9 países, como apresentado no Quadro 3.3.

Quadro 3.3 - Métodos de deposição final para rejeitos sólidos contendo NORM.

Métodos de Deposição Final	Países								
	EUA	Síria	Austrália	Países do Reino Unido	Canadá	Noruega	Indonésia	Coréia	Malásia
Em terra									
Espalhamento em terra <i>(Landspreading)</i>	X	X	X						
Espalhamento em terras agrícolas <i>(Landfarming)</i>			X						
Aterros <i>(Burial / landfill)</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Injeção no fundo do poço <i>(Injection / disposal downhole)</i>	X		X						
Injeção subterrânea / em profundidade <i>(Deep / underground well injection)</i>	X								
Deposição final em poços abandonados ou são utilizados como liga <i>(Disposal in plugged and abandoned wells)</i>		X	X						X
Deposição final em instalações próximas à superfície; instalações comerciais <i>(Onshore near surface disposal; commercial facility)</i>			X						
Deposição final em cavernas de sal <i>(Subsurface salt cavern disposal)</i>	X				X				

Repositório em formação rochosa subterrânea (<i>Underground rock formation repository</i>)						X			
No mar									
Deposição final de areias e incrustações no oceano (<i>Ocean (overboard) disposal of sands and scales from platforms</i>)			X						
Descarga marinha (<i>Discharge from offshore into marine water / Marine discharge</i>)			X	X	X				
Direto o mar (<i>Direct to sea</i>)				X					
Outros									
Exportação para instalação de outro país (<i>Exporting to international facility</i>)			X						
Incineração (<i>Incineration</i>)				X					

Fonte: VEIL, 1998a; VEIL, 1998b; APPEA, 2002; OTHMAN *et al.*, 2004; ARPANSA, 2008; IAEA, 2010; ATOMIC ENERGY AND RADIOACTIVE SUBSTANCE, 2011; CROUCH *et al.*, 2012; UK, 2014; NRPA 2015; AELB, 2016b; NATIONAL REPORT FROM NORWAY, 2018; JEONG *et al.*, 2018; NOROG, 2019; AELB, 2020; CHWMEG, 2020; CNSC, 2021a; DWIPAYANA *et al.*, 2020.

No Quadro 3.3 estão apresentados 9 países que foram avaliados de acordo com os tipos de método de deposição final que eles utilizam atualmente e que foram encontrados na literatura científica. O Brasil não está incluído nesse quadro já que não possui nenhum tipo de repositório para rejeitos de NORM em operação e a norma vigente da CNEN, a 8.02 (2014c) apenas sugere a deposição final próxima a superfície ou que seja realizada uma avaliação de risco antes da seleção por um método para deposição final.

O método de deposição final mais utilizado foi o aterro (*landfill*), dos 9 países apresentados, todos (100%) utilizam esse tipo de método (EUA, Síria, Reino Unido, Austrália, Canadá, Noruega, Indonésia, Coreia e Malásia). Isso pode ser explicado devido aos resultados das avaliações de risco realizadas por diferentes países terem determinado que um dos métodos de menor risco residual para deposição final de rejeitos de NORM são os aterros (IOGP, 2016). COWIE *et al.* (2012) avaliou o risco, a viabilidade, os custos e a aceitação geral para 6 métodos de deposição final que foram classificados de acordo com as maiores pontuações e os resultados apresentados indicaram o aterro e a injeção subterrânea como os primeiros no topo da classificação, ou seja, dentre os métodos avaliados e os critérios utilizados, eles foram os melhores métodos.

Os outros métodos de deposição final mais adotados pelos países foram o espalhamento em terra, a deposição em poços abandonados e a descarga marinha que são realizados por 3 (33%) dos 9 países.

Visto isso, conclui-se que todos os 9 (100%) países apresentados utilizam pelo menos um dos métodos de deposição final para rejeitos sólidos de NORM “*in natura*”. Todos os países utilizam o método de deposição final em aterros além de outros métodos como, o espalhamento em terra, a injeção em poços abandonados ou em cavernas subterrâneas.

Isso mostra que se os métodos para deposição final de rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” são realizados por países desenvolvidos como os do Reino Unido, Canadá e dos Estados Unidos, também é viável de ser utilizado no Brasil se tiver como base uma avaliação de risco apropriada. Dessa forma, ao invés dos rejeitos continuarem sendo armazenados por longos períodos de tempo em locais de armazenamento ou em depósitos iniciais situados na instalação que produziu os rejeitos, na espera da construção de um repositório em grandes profundidades que levará anos para ser construído adequadamente em conformidade com as autoridades competentes envolvidas (ANSN e IBAMA), o Brasil poderia ter uma instalação que levaria menos tempo para ser projetada e construída e também estaria em conformidade com as autoridades competentes envolvidas após a realização da avaliação de risco e do impacto ambiental. Isso seria uma alternativa para os rejeitos que têm sido armazenados durante longos períodos de tempo. Além disso, os custos dos métodos de deposição

final na superfície possuem custos menores do que os associados aos de maiores profundidades. O que pode enriquecer qualquer método de deposição final são principalmente a quantidade de rejeitos e os níveis de concentração dos rejeitos a serem depositados (VEIL, 1998b; IAEA, 2003).

3.4.2.5. Tipos de aterros para deposição final de rejeitos de NORM

O *Argonne National Laboratory* (ANL) tem realizado vários estudos nos últimos 20 anos com rejeitos sólidos de NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural, principalmente estudos relacionados com a avaliação de risco de diferentes métodos de deposição final (API, 1990; ANL, 1998; USDOE, 1999; ANL, 2014). Em alguns desses estudos, a avaliação de risco foi realizada em aterros e de acordo com o ANL (2014), a deposição final de rejeitos em aterros que são construídos de forma apropriada e equipados com revestimentos, sistema de coleta de lixiviados e outros controles institucionais passivo e ativo fornecem um alto grau de isolamento para as pessoas e para o meio ambiente.

Os aterros são utilizados para deposição final de rejeitos de NORM com diferentes níveis de concentração, o que faz com que a construção, as medidas de contenção, isolamento e controle desses rejeitos aumentem de acordo com o nível de perigo desses rejeitos.

Existem diferentes tipos de aterros nos quais os rejeitos de NORM podem ser depositados. A deposição final em aterros sanitários é uma opção para os rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*”, como as borras e incrustações. Os rejeitos são compactados, depositados e no fim de cada dia, eles são cobertos com uma camada de solo. Após o preenchimento total do aterro, ele é coberto com no mínimo 60 cm de solo (USEPA, 1995).

A deposição final de rejeitos de NORM em aterros para rejeitos não perigosos também é uma alternativa e de acordo com USDOE (1999), do ponto de vista econômico relacionado com o gerenciamento de NORM, a deposição final nesse tipo de

aterro apresenta um custo-efetivo e proteção apropriada para a saúde humana e para o meio ambiente.

No Colorado, os rejeitos sólidos podem ser depositados em 3 tipos de aterros que variam de acordo com a concentração permitida para o ^{226}Ra e ^{228}Ra : os aterros municipais aceitam rejeitos com concentração de até 0,37 Bq/g; os aterros industriais aceitam até 1,85 Bq/g; e os aterros para rejeitos perigosos aceitam valores de concentração do ^{226}Ra e ^{228}Ra de até 14,8 Bq/g (CDPHE, 2019) e de 74 Bq/g de atividade total (NDDH, 2014; USEPA, 2019).

Os limites de concentração para a deposição final de rejeitos contendo NORM em aterros variam de país ou de acordo com os estados, como é o caso dos EUA. Em um estudo realizado, MORA *et al.* (2016) apresentou o valor de 10 a 50 vezes o nível de isenção/dispensa para deposição final de rejeitos contendo NORM em aterros para materiais perigosos.

3.4.2.6. Limites de concentração de Repositórios do tipo aterro que aceitam rejeitos contendo NORM e que estão em funcionamento atualmente

Como mencionado no tópico anterior existem diferentes tipos de aterros, além disso, os limites de concentração para deposição final dependem do estado ou país no qual o repositório está localizado. No Quadro 3.4 estão apresentados alguns dos limites de concentração para deposição final de rejeitos contendo NORM em diferentes países e estados dos EUA, e também os limites de concentração de alguns dos repositórios encontrados.

Quadro 3.4 - Limites de concentração para deposição final em aterros de diferentes países e estados.

Países / Estados	Limites para deposição final
Canadá	O aterro Pembina para rejeitos perigosos Classe I operado pela <i>SECURE ENERGY</i> aceita rejeitos contendo NORM com concentração de até 70 Bq/g (SECURE ENERGY, 2021, CNSC, 2021a).
	A concentração máxima permitida no aterro <i>Silverberry</i> é até 70 Bq/g com concentração máxima para o ^{226}Ra de 5 Bq/g (PRRD, 2016).
	Rejeitos de NORM que excedam o limite de 70 Bq/g devem ser depositados em aterros aprovados pelo CNSC (DECCMAE, 2017).
EUA – Colorado	O aterro <i>Deer Trail</i> aceita rejeitos de NORM contendo radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th com concentração de até 74 Bq/g (CLEAN HARBORS, 2010; CHPHE, 2017).
	O aterro operado pela <i>Pawnee Waste</i> aceita rejeitos de NORM com concentração de $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$ de até 1,85 Bq/g (CDPHE, 2017).
	Os limites para deposição final em aterros dependem dos valores de concentração: rejeitos com concentração de $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$ abaixo de 0,37 Bq/g são depositados em aterros municipais de rejeitos sólidos aprovados (RCRA D); rejeitos com concentração de $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$ abaixo 1,85 Bq/g são depositados em aterros industriais; rejeitos com concentração de $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$ abaixo de 14,8 Bq/g são depositados em aterros para rejeitos perigosos (RCRA C); acima desses valores, os rejeitos devem ser depositados em uma instalação licenciada para receber material fonte ou rejeitos radioativos de nível baixo (CDPHE, 2019).
EUA - Califórnia	O aterro <i>Buttonwillow</i> aceita rejeitos de NORM contendo radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th com concentração de até 66,6 Bq/g (CLEAN HARBORS, 2010; USEPA, 2019).
EUA - Idaho	Limite de concentração para os aterros: 5,5 Bq/g de ^{226}Ra e ^{228}Ra (NDDH, 2014).
EUA - Massachusetts	No aterro do tipo RCRA C são aceitos rejeitos de quaisquer valores de concentração para deposição final, com base em uma avaliação caso a caso (ASTSWMO, 2014).
EUA - Michigan	Rejeitos com concentração de até 1,85 Bq/g de ^{226}Ra e ^{228}Ra podem ser depositados em aterros para rejeitos perigosos ou do tipo II (USEPA, 2019; MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENT, GREAT LAKES, AND ENERGY, 2021).
EUA – Utah e Washington	Limite para deposição final de rejeitos com concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra é de 370 Bq/g (NDDH, 2014).
EUA - Texas	Limite de concentração de $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$ de até 1,11 Bq/g ou de 5,5 Bq/g de qualquer outro radionuclídeo de NORM (USEPA, 2019).
Noruega	A deposição final de rejeitos contendo NORM com concentração de 1 a 10 Bq/g de ^{226}Ra é no aterro NOAH <i>Langoya</i> para rejeitos perigosos (LILAND <i>et al.</i> , 2012; NRPA, 2015).

Reino Unido	A instalação <i>Clifton Marsh</i> (<i>Preston, Lancashire</i> – operado pela SITA) aceita rejeitos “ <i>in natura</i> ” incluindo NORM com concentração de até 200 Bq/g (DURHAN COUNTY COUNCIL, 2013; UK, 2014).
	O aterro <i>Lillyhal</i> é permitido pela Agência Ambiental para depositar rejeitos radioativos de atividade total que não exceda 4 kBq/g (UK, 2014).

Pode-se observar que os limites para deposição final em aterros que aceitam rejeitos de NORM variam entre diferentes estados e países. No Colorado, por exemplo, existem diferentes tipos de aterros que variam de acordo com a concentração do rejeito, então têm aterros que só aceitam rejeitos isentos até os aterros que depositam rejeitos de até 74 Bq/g. Já nos estados de Utah e Washington, o limite para deposição final de rejeitos com concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra é de 370 Bq/g (NDDH, 2014).

No Canadá, o aterro Pembina para rejeitos perigosos da Classe I, que é operado pela *SECURE ENERGY*, aceita rejeitos de NORM com concentração de até 70 Bq/g (SECURE ENERGY, 2021). Já a instalação *Clifton Marsh* (*Preston, Lancashire*) no Reino Unido aceita rejeitos de NORM com concentração de até 200 Bq/g (UK, 2014).

Nas Figuras 3.8 e 3.9 estão ilustrados dois aterros atualmente em funcionamento.



Figura 3.8 - Instalação ENRMF, Reino Unido (AUGEAN, 2021).

Na Figura 3.8 está apresentada a instalação *East Northants Resource Management (ENRMF) – Kings Cliffe*, localizada no Reino Unido. Esse aterro é operado pela *Augean PLC* e é o único aterro permitido para aceitar rejeitos perigosos de NORM. O limite de concentração é de 200 Bq/g (UK, 2014; AUGEAN, 2021).



Figura 3.9 - Aterro NOAH na Noruega (HAAKON BONAFEDE *apud* LILAND *et al.*, 2012).

Na Figura 3.9 está apresentado o aterro NOAH *Langoya* localizado na Noruega. Esse repositório é o principal local licenciado para rejeitos perigosos e que também recebe rejeitos radioativos, dentre eles, NORM produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural (NRPA, 2015; NATIONAL REPORT FROM NORWAY, 2018). Isso porque, os rejeitos de NORM na Noruega são classificados como rejeitos radioativos e perigosos e por isso podem ser depositados nesse aterro. O limite de concentração para deposição final de rejeitos de NORM no aterro NOAH é de 10 Bq/g (LILAND *et al.*, 2012; NKS, 2015; NRPA, 2015).

Conclui-se que o limite para deposição final de rejeitos de NORM em aterros depende do nível de concentração dos rejeitos que são pretendidos de serem depositados no local e das características do aterro. Os com níveis de concentração mais baixos podem ser colocados em menores profundidades, outros com níveis mais altos podem ser colocados em maiores profundidades, ou misturados com rejeitos ou solo sem

contaminação, ou podem ser cobertos com uma cobertura de solo de maior espessura. Essas características e restrições são determinadas pela avaliação de risco.

3.5. Avaliação de Risco Radiológico

Como observado, muitos países utilizam o método de deposição final em aterros para diferentes níveis de concentração para o NORM e de acordo com o projeto de engenharia do aterro. Essas informações são obtidas por uma avaliação de risco específica do local, então para o Brasil autorizar o funcionamento de um repositório desse tipo, deve ser realizado, dentre outras avaliações, uma de análise de risco com base nos níveis de concentração dos rejeitos de NORM existentes, do limite de dose efetiva anual estabelecido para o público e das características físicas e geológicas dos locais candidatos. Assim, posteriormente, com os resultados obtidos dessa avaliação que mostrem que a deposição final com esse tipo de método nas condições avaliadas, seja seguro para o público durante a fase de funcionamento do repositório e após o fechamento, a autoridade regulatória poderá elaborar uma regulamentação autorizando a deposição final de rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” e os limites de concentração para a deposição final.

A IAEA (2022) define a avaliação de risco como avaliação dos riscos decorrentes da exposição à radiação e de outros riscos associados com as operações normais e dos possíveis acidentes envolvendo as instalações e as atividades. Geralmente, ela está contida em uma avaliação de segurança, que é um processo sistemático que avalia todos os aspectos de uma prática que são relevantes para a proteção e para a segurança. Para uma instalação autorizada, isso inclui a localização do local candidato, o projeto de engenharia e o funcionamento da instalação, além disso, ela continua a ser realizada durante todo o tempo de vida da instalação para garantir que ela continue atendendo aos critérios propostos.

A avaliação de risco pode ser realizada de diferentes formas, uma delas é utilizando ferramentas como os códigos computacionais (API, 1990; ANL, 1998; USDOE, 1999; DWIPAYANA *et al.*, 2020). O código que foi utilizado nesta tese é o *Residual Radioactivity* – RESRAD, que tem sido amplamente utilizado em vários

artigos científicos publicados pelo mundo nos últimos 20 anos (ROBERTS C.J., 1998; BUTT *et al.*, 2008; ISMAIL *et al.*, 2011; ANL, 2014; KONTOL *et al.*, 2015; JEONG *et al.*, 2018; DWIPAYANA *et al.*, 2019), principalmente, nos estudos associados com a avaliação de risco para os repositórios de rejeitos de NORM e tem sido constantemente aperfeiçoado com o passar dos anos.

3.5.1. Código Computacional *Residual Radioactivity* (RESRAD)

O *Residual Radioactivity* - RESRAD é um código computacional desenvolvido nos anos 1980, pelo *Argonne National Laboratory* (ANL) para o *U.S. Department of Energy* (USDOE) e para o *U.S. Nuclear Regulatory Commission* (USNRC). Ele compõe uma Família de códigos que são constantemente atualizados para serem utilizados em qualquer sistema computacional e desde que foi criado, ele tem participado de diversas intercomparações de estudos de modelos nacionais e internacionais em que são analisados cenários baseados em locais reais contaminados ou em situações hipotéticas (YU *et al.*, 2009; USNRC, 2020). A família é composta de 5 códigos, são eles: o RESRAD-ONSITE, RESRAD-OFFSITE, RESRAD-BUILD, RESRAD-BIOTA e RESRAD-RDD (YU *et al.*, 1993; YU *et al.*, 2009; USNRC, 2020).

O código computacional utilizado nesta tese é o RESRAD-OFFSITE que avalia a dose radiológica e o excesso de risco de câncer para um indivíduo exposto à radiação enquanto ele está dentro e/ou fora da área de contaminação inicial (primária), que é o local em que está situada a fonte de radiação, nesse caso, o local de deposição final dos rejeitos (YU *et al.*, 1993; YU *et al.*, 2009; USNRC, 2020).

O excesso de risco de câncer é o risco adicional de uma pessoa desenvolver um câncer devido a exposição a materiais radioativos por longos períodos de tempo e é utilizado na avaliação de proteção radiológica para prever a probabilidade de desenvolver câncer pela exposição a baixas doses de radiação de fundo natural (QURESHI *et al.*, 2014; UGBEDE, 2020). No código RESRAD-OFFSITE, o risco de câncer em um determinado tempo devido a exposição externa é estimado utilizando fatores (*slope factors*) e a exposição interna é estimada pela quantidade total de incorporação (USNRC, 2020).

O código RESRAD-OFFSITE modela cenários de exposição ONSITE e OFFSITE, isto é, cenários contidos na área de contaminação primária e os de contaminação secundária, que são os cenários que estão fora da área de contaminação primária. O código RESRAD-OFFSITE utiliza expressões analíticas para computar as taxas de transferência de radionuclídeos e a concentração de radionuclídeos durante o passar do tempo. A dose efetiva e o risco em função do tempo são computados utilizando essas concentrações. O código RESRAD-ONSITE avalia numericamente as expressões analíticas para dose, risco e concentração em qualquer tempo desejado após a pesquisa local. A principal diferença entre os dois é que o RESRAD-OFFSITE utiliza os valores médios de concentração no tempo de exposição e o RESRAD-ONSITE utiliza os fatores de transferência ambientais (USNRC, 2020).

A Figura 3.10 ilustra os locais de contaminação primária e secundária e as vias de exposição do ambiente que podem ser avaliadas com o código RESRAD-OFFSITE.

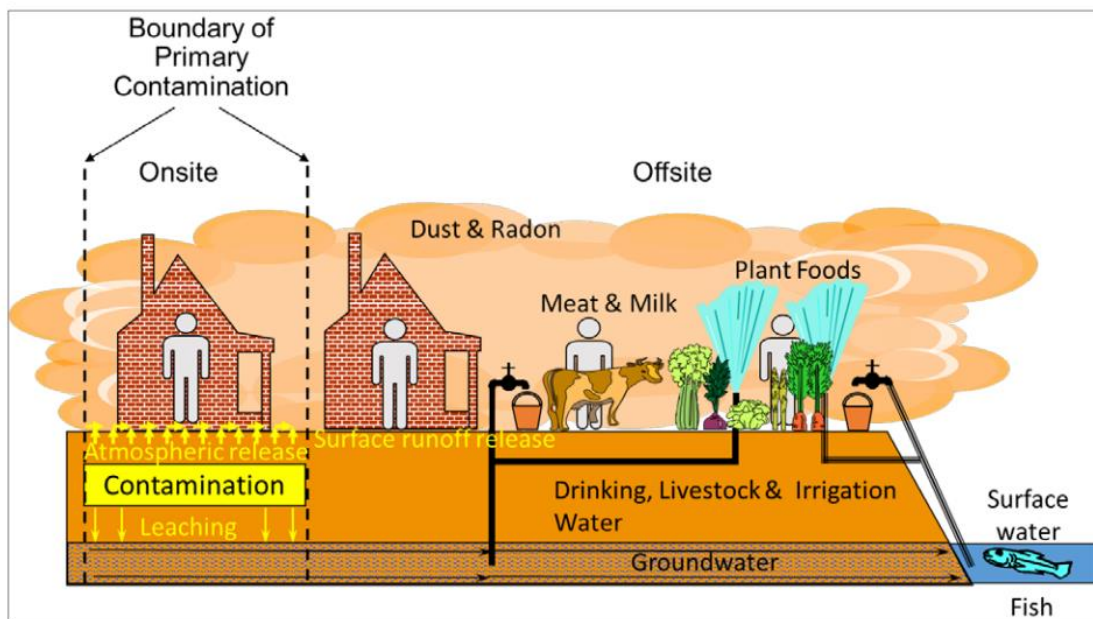


Figura 3.10 – Áreas de contaminação primária e secundária e as vias de exposição para o público e para o meio ambiente (USNRC, 2020).

A contaminação primária, que é a fonte de liberação da radiação, é assumida ser uma camada de solo. A liberação dos contaminantes da região primária para a atmosfera, para o escoamento superficial e para a água subterrânea são levados em

consideração na avaliação. O código modela o movimento dos contaminantes da região primária para as áreas de agricultura, pastos, área residencial, poço e o lago (*surface water body*). Ele também simula o acúmulo de contaminantes desses locais, onde apropriado (USNRC, 2020).

O código avalia 9 vias de exposição, são elas: exposição externa (gama e beta) proveniente da contaminação no solo, inalação de partículas, inalação da progênie de meia-vida curta do radônio, ingestão de alimentos plantados e colhidos no local (grãos, vegetais e frutas), ingestão de carne, ingestão de leite, ingestão de alimentos aquáticos, ingestão de água e ingestão (acidental) de solo (USNRC, 2020).

Os cenários de exposição são padrões de atividade humana que podem afetar a liberação de radioatividade da contaminação e da quantidade de exposição recebida no local de exposição. Os 4 cenários principais são: agricultor residente rural, residente urbano, trabalhador local e área de recreação. Esses cenários principais podem levar a cenários sub-específicos como, por exemplo, o trabalhador do escritório, trabalhador industrial ou trabalhador da construção que estão incluídos no cenário do trabalhador. Além disso, outros cenários também podem ser adicionados se for apropriado (USNRC, 2020).

Nesta tese foram definidos alguns cenários de exposição, com base em um aterro existente e atualmente em operação localizado no Colorado (EUA), que deposita rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” produzidos pelas indústrias de óleo e gás natural.

3.5.2. Instalação de referência: aterro *Deer Trail* operado pela *Clean Harbors*, EUA

O aterro a ser utilizado como referência foi o *Deer Trail* que está localizado a leste de Denver, no Colorado – EUA (KENNEDY JR *et al.*, 2006). A instalação é de propriedade da *Clean Harbors*, que possui repositórios para rejeitos radioativos em vários estados dos EUA, do Canadá e do México (CLEAN HARBORS, 2021a).

Em 1980, a *Highway 36 Land Development Company* comprou uma propriedade em *Adams County* no Colorado, e começou o processo para permitir uma porção da

propriedade (a instalação *Deer Trail*) para tratamento de rejeitos perigosos, armazenamento e/ou instalação para deposição final. Em 12 de novembro de 1987, a *Adams County* emitiu um certificado de designação para a instalação *Deer Trail*, atualmente de propriedade da *Clean Harbors Deer Trail* (CHDT), para operar como uma instalação de deposição final de rejeitos perigosos que são denominados de aterros tipo C do *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA) (KENNEDY JR *et al.*, 2006).

Esse aterro foi o primeiro a receber permissão para rejeitos perigosos em abril de 1987, que foi renovada em 1998, 2005 e 2013. Em 31 de janeiro de 2005, a *Clean Harbors Environmental Services* submeteu um pedido de licença para o *Colorado Department of Public Health and Environment* (CDPHE) para deposição final de rejeitos de NORM na instalação *Deer Trail* (KENNEDY JR *et al.*, 2006). A licença de materiais radioativos foi renovada inicialmente em 2010 e novamente em 2018 (CDPHE, 2019).

O tamanho total da instalação, com os locais de armazenamento e tratamento dos rejeitos, além dos prédios administrativos é de 5.700 acres, com a área do aterro situada em 325 acres (CLEAN HARBORS, 2021b). Esse repositório tem sido designado como instalação para recebimento de rejeitos de nível baixo dos estados do Colorado, Novo México e Nevada (CDPHE, 2019).

O local para deposição final dos rejeitos é composto de 7 células, das quais 3 já foram totalmente preenchidas e cobertas, a célula 4 está atualmente em operação. Um aspecto observado foi que cada uma delas possui um tamanho diferente (FACILITY AUDIT: DEER TRAIL, CO – CLEAN HARBORS, 2019).

O limite de concentração que foi aprovado na licença emitida para a *Clean Harbors* pela CDPHE para os rejeitos de NORM contendo radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th é de até 74 Bq/g (CLEAN HARBORS, 2021a). Entretanto, de acordo com a CDPHE, o limite para deposição final dos rejeitos de NORM neste aterro é a concentração de 444 Bq/g de atividade total do rádio (combinação do $^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}$) em incrustações nos tubos ou 222 Bq/g em outras formas de rejeitos produzidos pelos campos de óleo e gás natural. O total de rejeitos produzidos por essas indústrias que podem ser recebidos neste aterro para deposição final não deve exceder 50.000 toneladas por ano (CDPHE, 2021).

Na Figura 3.11 está ilustrado o aterro *Deer Trail*.



Figura 3.11 – Uma das células do Aterro *Deer Trail* operado pela *Clean Harbors* (CLEAN HARBORS, 2021c).

CAPÍTULO IV

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia foi composta de 5 etapas. A primeira etapa foi a de análise crítica de artigos científicos para obtenção de valores de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra em amostras de borras e de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo no Brasil. A segunda etapa foi a de seleção das amostras para elaboração de um inventário das que seriam utilizadas no código computacional. A etapa seguinte foi a de mapeamento do repositório utilizado como referência, que deposita rejeitos de NORM “*in natura*”. Nesta etapa, as características desse local foram obtidas, como por exemplo, as dimensões (comprimento e largura) do local e o limite de concentração para deposição final. A quarta etapa foi a de definição dos cenários a serem avaliados, que foi o de fazenda e de casa projetadas com as dimensões baseadas no tamanho do aterro para que as residências ficassem exatamente em cima do aterro e da contaminação primária, que foram avaliadas no local da contaminação primária (*onsite*) e na área de contaminação secundária (*offsite*), que é o local que fica a uma determinada distância do local de contaminação primária. A última etapa foi a de definição dos parâmetros a serem utilizados no código RESRAD-OFFSITE e a inserção dos dados no código para a realização da simulação.

4.1. Obtenção dos valores de concentração

Os valores de concentração foram obtidos de artigos científicos publicados e que apresentaram os valores para as borras e de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil (MATTA *et al.*, 2002; GODOY *et al.*, 2003; GAZINEU *et al.*, 2005a; GAZINEU *et al.*, 2008; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018). Só foram considerados os dados que apresentavam as concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra na mesma amostra e que especificava se era borra ou incrustação e por isso, o artigo de GODOY *et al.* (2003), que só apresentou os valores máximos e mínimos de concentração de cada isótopo de rádio nessas amostras não foi utilizado.

Com os dados obtidos nos 4 artigos utilizados, foi elaborada uma lista com todas as amostras que totalizam 140 amostras, 79 de borras e 61 de incrustação. Os valores de concentração em amostras de incrustação variaram de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e 1,36 Bq/g de ^{228}Ra a 3500 Bq/g de ^{226}Ra e 2195 Bq/g de ^{228}Ra . Já para as amostras de borras, a variação da concentração foi de 0,12 Bq/g de ^{226}Ra e 0,11 Bq/g de ^{228}Ra a 413,4 Bq/g de ^{226}Ra e 117,9 Bq/g de ^{228}Ra . No Apêndice II são apresentadas duas tabelas com todas essas amostras de borras e de incrustação e seus respectivos valores de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra .

Após a obtenção da concentração das amostras, elas foram divididas em 7 faixas de variação e todas as amostras de borras e de incrustação foram distribuídas nessas faixas de acordo com seus valores. As faixas de variação de concentração definidas e o total de amostras em cada faixa de variação estão apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Faixas de variação de concentração de rádio em amostras de incrustação e de borras e o total de amostras obtidas em cada faixa.

Quantidade de amostras por faixas de variação de concentração de rádio (Bq/g)							
	1	2	3	4	5	6	7
	c.a.≤1	1<c.a.≤10	10<c.a.≤50	50<c.a.≤100	100<c.a.≤500	500<c.a.≤1000	c.a.>1000
I	-	2	24	5	21	2	7
B	3	21	28	11	15	-	-

I – amostras de incrustação; B – amostras de borras.

As faixas de variação de concentração foram definidas da seguinte forma: a primeira faixa de variação é o valor de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra em rejeitos sólidos que estão abaixo do limite de dispensa estabelecido pela CNEN para quantidades de rejeitos acima de 1000 kg (CNEN, 2014b); as faixas de variação 2 e 3 são valores apresentados por alguns autores (DA SILVA *et al.*, 2016; IOGP, 2016; MORA *et al.*, 2016) como a concentração limite para deposição final de rejeitos de NORM em aterros; a faixa de variação 4 é a de valores de concentração na qual o limite para deposição final no aterro de referência, que é de 74 Bq/g (CLEAN HARBORS, 2021a; CLEAN HARBORS, 2021b) e no aterro Pembina no Canadá, que é 70 Bq/g se encontram (SECURE ENERGY, 2021; CNSC, 2021a); a

faixa de variação 5 engloba os maiores valores de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra em amostras de borras e o limite de deposição final no aterro *Kings Cliffe* no Reino Unido (UK, 2014; AUGÉAN, 2021); e a faixa de variação 7 engloba os maiores valores em amostras de incrustação. A faixa de variação 6 foi utilizada para englobar os valores contidos nos intervalos entre as faixas 5 e 7 para apresentar uma visão linear das faixas de concentração.

Nos artigos científicos anteriormente mencionados não foram encontrados valores de concentração para amostras de incrustação na primeira faixa de variação; já para as amostras de borras não foram encontrados valores para as faixas de variação 6 e 7.

O maior número de amostras tanto de borras, quanto de incrustação encontradas na literatura científica estão contidas na faixa de variação 3, com valores de concentração maiores que 10 Bq/g e menor ou igual a 50 Bq/g de rádio (Apêndice II).

4.2. Seleção das amostras para elaboração de inventário

Com os valores das amostras obtidas na etapa anterior foi elaborado um inventário com as amostras selecionadas para serem utilizadas na simulação com o código computacional. O critério utilizado foi de selecionar as amostras com os maiores valores de concentração para cada faixa de variação. Devido a primeira faixa de variação ser o nível de isenção e também o limite de dispensa para rejeitos em quantidades acima de 1000 kg, ela não foi utilizada neste estudo.

O inventário com os valores de concentração das amostras selecionadas estão apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Inventário de amostras utilizadas para simulação no código RESRAD-OFFSITE.

Faixas de variação de concentração de ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra (Bq/g)						
	2	3	4	5	6	7
	1<c.a.≤10	10<c.a.≤50	50<c.a.≤100	100<c.a.≤500	500<c.a.≤1000	c.a.>1000
I	2,54 – 1,36 6,9 – 2,23	24,6 – 14,3 47,6 – 27,9	95,2 – 14,8	222 – 34,6	955 – 807,7	3500 - 2195
B	4,47 – 2,83 9,23 – 3,54	23,6 – 14,5 50 – 48,6	93 – 15	413,4 - 117,9	-	-

I – amostras de incrustação; B – amostras de borras.

O inventário é composto de 14 amostras no total, com 8 amostras de incrustação e 6 amostras de borras.

Como as faixas de variação 2 (1 Bq/g<c.a.≤10 Bq/g) e 3 (10 Bq/g<c.a.≤50 Bq/g) de concentração foram apresentadas na literatura científica como as concentrações mais indicadas para deposição final em aterros (DA SILVA *et al.*, 2016; IOGP, 2016; MORA *et al.*, 2016) e a maior quantidade de amostras de borras e de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil se encontra na faixa de variação 3 (Tabela 4.1. e Apêndice II), foram selecionadas duas amostras de cada rejeito para representar cada uma dessas duas faixas de variação.

As amostras de borras e de incrustação possuem densidades diferentes, então serão avaliados os cenários para ambos os tipos de rejeitos e suas respectivas densidades. Para as amostras de incrustação o valor utilizado foi 2,6 g/cm³ e para as amostras de borras, o valor utilizado foi de 1,39 g/cm³ (USEPA, 1993; ANL, 2014; DWIPAYANA *et al.*, 2020).

4.3. Mapeamento do repositório utilizado como referência

Nesta etapa foi realizado um mapeamento do repositório para coletar os dados a serem utilizados no código computacional. O repositório utilizado como referência é o aterro da instalação *Deer Trail* no Colorado operada pela *Clean Harbors*. Como não

foram encontrados dados publicados sobre as dimensões (largura e comprimento) deste aterro, os dados foram obtidos com o programa *Google Earth*.

Na Figura 4.1 está ilustrada uma das células para deposição final de rejeitos da instalação *Clean Harbors* que foi utilizada como referência.



Figura 4.1 – Dimensões do aterro utilizado com referência.

Para fins de simplificação na determinação da área e do volume do aterro foram considerados os maiores valores de cada lado e somente números inteiros.

A área superficial da célula do aterro foi considerada ser um retângulo de 40.077 m^2 . Já o volume da célula do aterro foi considerado ser trapezoidal e é de $1.080.437 \text{ m}^3$.

A profundidade do aterro é de 33 metros. Como não se sabe o valor real da espessura da cobertura e nem da espessura da camada de rejeitos, esses valores foram baseados em valores publicados na literatura científica (SMITH *et al.*, 2003; MORA *et al.*, 2016; JEONG *et al.*, 2018). A espessura da camada de rejeitos foi fixada em 28 metros e a cobertura do aterro será um parâmetro variável, com valores de

espessura variando de 1 m a 5 m para a comparação e obtenção de diferentes cenários para avaliação.

Na Figura 4.2 estão apresentados os valores das espessuras utilizadas para a camada de rejeitos, para a cobertura do aterro e a da profundidade total.

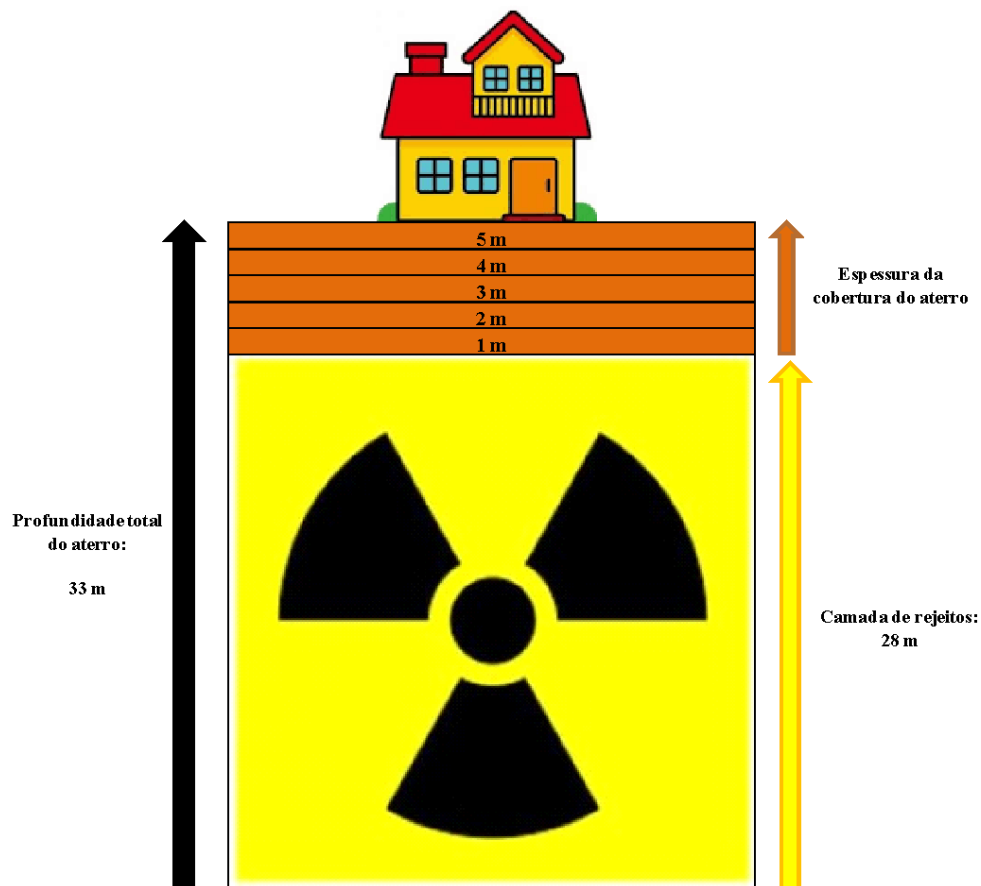


Figura 4.2 – Valores das espessuras utilizadas para as camadas do aterro.

4.4. Definição dos cenários

Após a obtenção das dimensões (largura e comprimento) do aterro, a etapa seguinte foi a de definição dos cenários a serem avaliados. Os cenários selecionados foram o de uso futuro do local após o encerramento do aterro para a construção de residências. Assim foram avaliados 4 grandes cenários divididos em cenários menores diferentes. Dois dos cenários são residências construídas em cima da cobertura do aterro, ou seja, situadas na área de contaminação primária (*onsite*). O pior cenário

definido foi o de uma fazenda de subsistência com áreas de cultivo, criação de animais e poço para retirada de água para beber, para cozinhar, para irrigação e para dar aos animais e que é proveniente de um poço localizado a poucos metros da fazenda. Já o segundo cenário localizado na área primária foi o de uma casa simples construída em cima do aterro, mas que os residentes consumiam alimentos e água que vinha de fora das áreas de contaminação primária e secundária.

Os outros dois cenários também são de fazenda de subsistência e de casa simples, mas localizadas na área de contaminação secundária (*offsite*), ou seja, a uma determinada distância da área de contaminação primária. Nesses dois cenários será avaliado um parâmetro variável que é a distância da casa ou da fazenda até a área do aterro que está localizado na área de contaminação primária. As distâncias avaliadas serão a de 100 m, 500 m, 1 km, 5 km e 10 km.

As dimensões da fazenda e da casa foram determinadas com o programa *Google Earth*. Com ele foi pesquisada fazendas em diversas regiões do mundo. A fazenda utilizada foi uma encontrada no estado do Colorado na qual a imagem é nítida e de fácil determinação das dimensões.

A área demarcada da fazenda ou casa foi menor que a área do aterro para que essas residências ficassem situadas exatamente no centro do aterro e conseqüentemente, da contaminação primária.

Nas Figuras 4.3(a) e (b) estão ilustradas a fazenda da qual foram obtidas as dimensões para esse estudo com o programa *Google Earth* e a construção do cenário para avaliação, respectivamente.

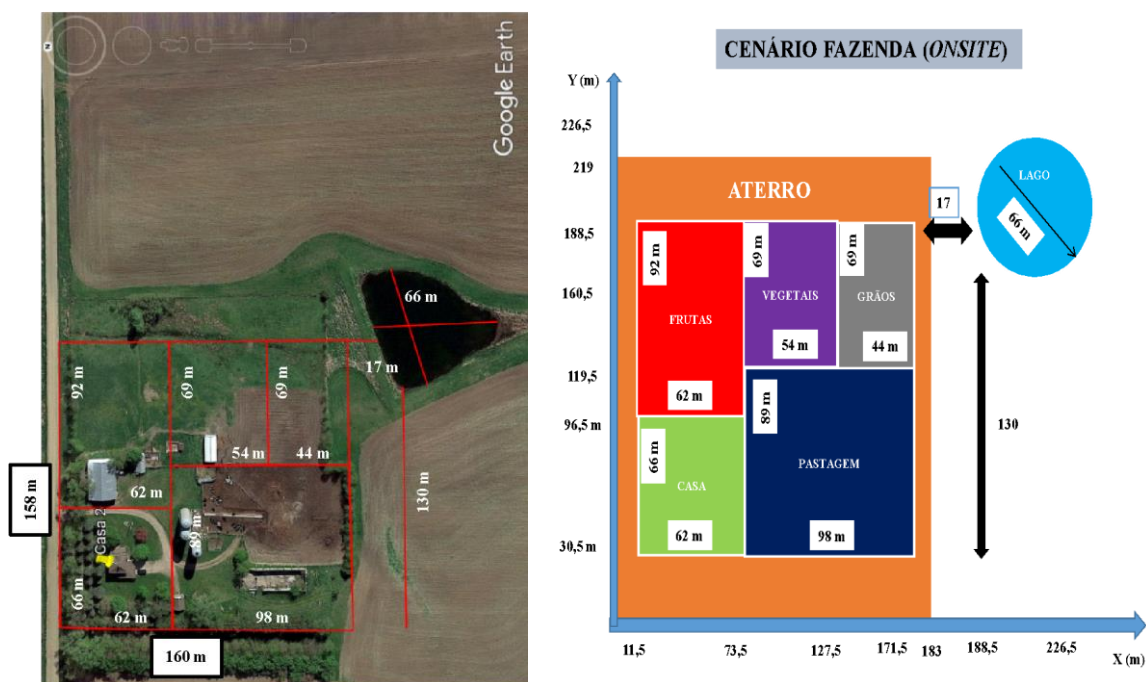


Figura 4.3 – (a) Imagem da fazenda utilizada como referência obtida com o programa *Google Earth*; (b) Construção do cenário da fazenda situada em cima do aterro.

Como pode ser observado, o poço está localizado fora da área de contaminação primária e foi assumido que não existem aquíferos próximos ao local.

No cenário da casa simples foi utilizada a mesma área da casa do cenário da fazenda, só que sem as áreas de cultivo, de criação de gados e do poço. O cenário elaborado está ilustrado na Figura 4.4.

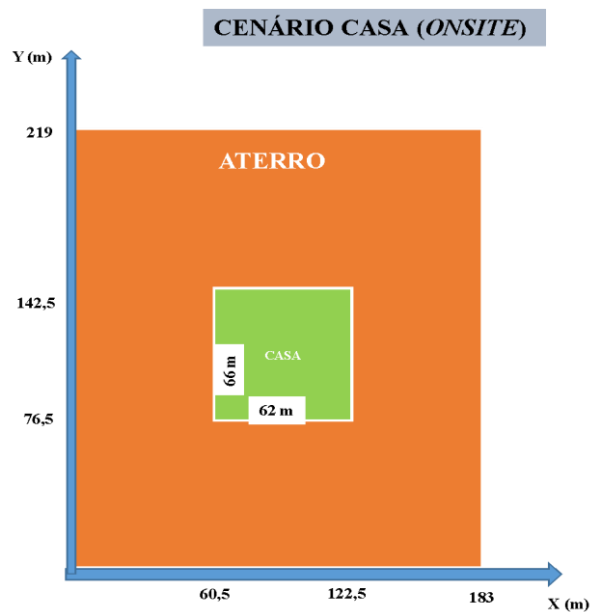


Figura 4.4 – Construção do cenário da casa construída em cima do aterro.

Para os cenários situados na área de contaminação secundária (*offsite*) foram utilizadas as mesmas dimensões da fazenda e da casa da área de contaminação primária (*onsite*), o que variou de um cenário para o outro foi a distância entre a residência e o aterro.

Na Figura 4.5 está ilustrado o cenário de fazenda construída a 100 m de distância do aterro.

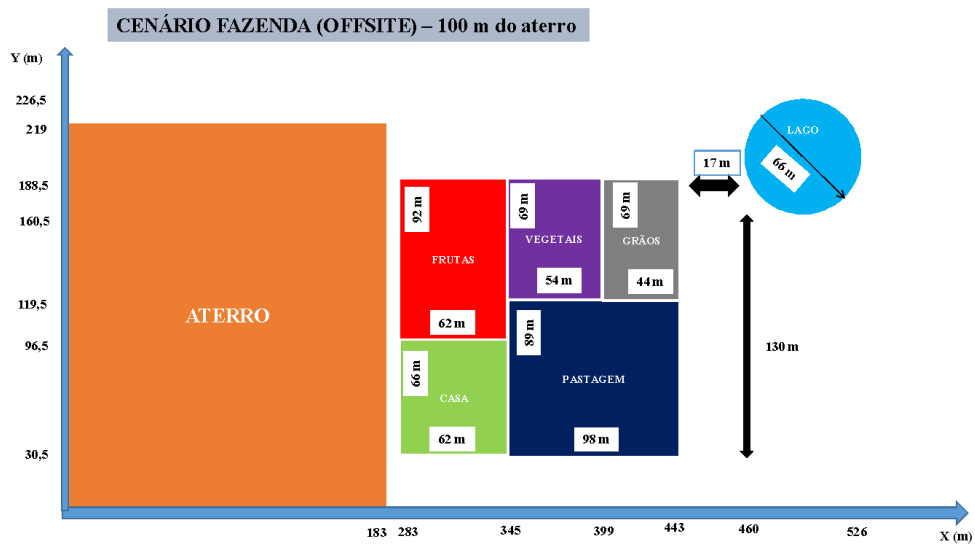


Figura 4.5 - Cenário da fazenda localizada a 100 m de distância do aterro (cenário *offsites*).

Na Figura 4.6 está ilustrado o cenário da casa situada na área de contaminação secundária localizada a 100 m de distância do aterro.

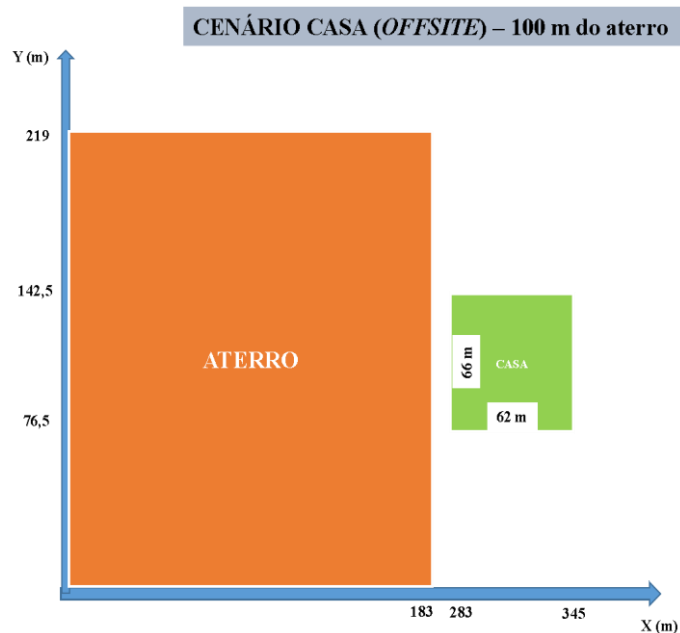


Figura 4.6 - Cenário da casa localizada a 100 m de distância do aterro (cenário *offsites*).

Os cenários da fazenda e da casa localizadas na área de contaminação secundária (*offsites*) que ficam fora da área de contaminação primária, foram avaliadas em

5 diferentes distâncias – 100 m, 500 m, 1 km, 5 km e 10 km do aterro. O mesmo cenário foi utilizado para todos, com alteração somente das medidas das distâncias no eixo X.

4.5. Determinação dos parâmetros de entrada para a simulação no código RESRAD-OFFSITE

A última etapa da metodologia foi a de determinação dos parâmetros a serem utilizados como dados de entrada no código computacional RESRAD-OFFSITE. Para isso, os parâmetros exigidos pelo código foram colocados em tabelas específicas de cada cenário. Para os parâmetros que não foram encontrados na literatura científica, os valores de *defaults* fornecidos pelo código foram utilizados.

Em todos os cenários foram utilizados parâmetros fixos, que foram constantes independentemente se o cenário é fazenda ou casa, no local de contaminação primária ou secundária.

Na Tabela 4.3 estão apresentados os parâmetros fixos utilizados.

Tabela 4.3 - Parâmetros fixos utilizados para todos os cenários avaliados.

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados
Intervalos de tempo	Tempo (ano)	6 – 28 – 60 – 100 – 300 – 500 – 700 – 900 – 1000
		Espessura da camada de rejeitos (m)
Contaminação primária	Densidade da camada de solo da cobertura (g/cm ³)	1,6
	Dimensão X da área de contaminação primária (comprimento) (m)	183
Esquema do local	Dimensão Y da área de contaminação primária (largura) (m)	219

O período de tempo máximo avaliado foi de 1000 anos. Apesar desse tempo ser inferior a meia vida do ²²⁶Ra, que é de 1600 anos, esse período é suficiente para a obtenção de resultados relevantes para esse estudo, assim como foi realizado por outros

autores (OTHMAN *et al.*, 2013; KONTOL *et al.*, 2015; AL NABHANI *et al.*, 2016a; SUCIPTA, 2018).

Outros parâmetros fixos foram o *layout* do local em que foram adicionadas as dimensões do aterro de referência, a espessura da camada de rejeitos que foi fixada em 28 m e a densidade da cobertura de solo do aterro.

Além dos parâmetros fixos, também foram utilizados parâmetros que foram avaliados em todos os cenários e estão apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Parâmetros variáveis utilizados para os diferentes cenários avaliados.

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados								
Concentração inicial	Amostras de incrustação:									
	²²⁶ Ra (Bq/g)	2,54	6,9	24,6	47,6	95,2	222	955	3500	
	²²⁸ Ra (Bq/g)	1,36	2,23	14,3	27,9	14,8	34,6	807,7	2195	
	Amostras de borras:									
	²²⁶ Ra (Bq/g)	4,47	9,23	23,6	50	93	413,4			
	²²⁸ Ra (Bq/g)	2,83	3,54	14,5	48,6	15	117,9			
Contaminação primária	Espessura da camada de solo da cobertura (m):									
	Cenários <i>onsite</i>	1	2	3	4	5				
	Cenários <i>offsite</i>	1					5			
	Densidade da camada de rejeitos (g/cm ³)	2,6					1,39			
		Incrustação				Borras				

Para cada cenário situado *onsite* e *offsite* foram utilizados os valores de concentração das 14 amostras apresentadas. Quando a concentração utilizada era de

uma amostra de incrustação, a densidade da camada de rejeitos foi de 2,6 g/cm³ e quando era uma amostra de borra, a densidade foi de 1,39 g/cm³.

Nos cenários *onsite*, a espessura da cobertura do aterro variou de 1 m a 5 m, mas nos cenários *offsite*, as espessuras analisadas foram só para 1 m e 5 m.

Além destes parâmetros, alguns foram específicos para cada cenário e foram apresentados a seguir para os dois grandes grupos: fazenda e casa.

4.5.1. Fazenda de subsistência

O primeiro cenário avaliado foi o da fazenda situada em cima do aterro após o encerramento. Na Tabela 4.5 estão apresentados os parâmetros específicos utilizados para esse cenário.

Tabela 4.5 - Parâmetros utilizados para o cenário de fazenda situada na área de contaminação primária (*onsite*).

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados			
		Início	Final	Início	Final
	Localização (m)	Coordenada X (m)		Coordenada Y (m)	
Esquema do local	Área das frutas	11,5	73,5	96,5	188,5
	Área dos vegetais	73,5	127,5	119,5	188,5
	Área de pastagem	73,5	171,5	30,5	119,5
	Área de cultivo de grãos	127,5	171,5	119,5	188,5
	Área da casa	11,5	73,5	30,5	96,5
	Área do poço artesiano	188,5	254,5	160,5	226,5
Volume do poço	Volume do poço (m ³)	138,16			
	Fração de tempo na área de contaminação primária (d)				
Fatores de ocupação	Indoor	0,5			
	Outdoor	0,08			
	Fração de tempo em uma residência <i>offsite</i> (d)				
	Indoor	0,0			

	Outdoor	0,0
	Fração de tempo nas áreas de cultivo (d)	
	Área das frutas	0,08
	Áreas dos vegetais	0,08
	Área de pastagem	0,08
	Gados	0,08
	Radiação gama externa	ATIVADA
	Inalação	ATIVADA
	Ingestão de plantas	ATIVADA
	Ingestão de carne	ATIVADA
Vias de exposição	Ingestão de leite	ATIVADA
	Comidas aquáticas	ATIVADA
	Ingestão de água	ATIVADA
	Ingestão de solo	ATIVADA
	Exposição ao Radônio	ATIVADA

Nos cenários de fazenda, todas as vias de exposição disponíveis no código RESRAD-OFFSITE, que são 9 no total, foram ativadas incluindo a inalação, exposição externa a radiação gama e a ingestão de alimentos e de água.

A via de exposição devido a inalação do radônio foi ativada, assim como em outros estudos realizados. De acordo com a literatura científica, a taxa de emissão de radônio dos rejeitos, que é o radônio que é formado em um sólido do qual ele escapa e é livre para migrar, vai depender das propriedades físicas do rádio contido nesses rejeitos. Os valores para a taxa de emissão de radônio publicados nos artigos são baixos, mas podem ser aumentados devido a exposição à radiação. O código RESRAD-OFFSITE considera esses valores e por isso a via de exposição devido a inalação do radônio foi incluída na análise (API, 1990; WHITE *et al.*, 2001; IAEA, 2010; ISMAIL *et al.*, 2011; ANL, 2014; HASSAN *et al.*, 2014; ABDEL-SABOUR, 2015; KONTOL *et al.*, 2015; AL NABHANI *et al.*, 2016b; HOSODA *et al.*, 2016; DWIPAYANA *et al.*, 2019; ALI *et al.*, 2019; USNRC, 2020).

Os parâmetros específicos para a fazenda situada na área de contaminação primária incluem as dimensões definidas para cada área de cultivo, do poço e da casa a serem projetadas em cima do aterro. Além disso, também foram definidos os fatores de

ocupação, que no código são avaliados em termos de fração de tempo do dia que um indivíduo permanece dentro de casa ou na área externa e teve como base outros autores (SMITH *et al.*, 2003; ISMAIL *et al.*, 2011; RAFIQUE *et al.*, 2014; QURESHI *et al.*, 2014; KONTOL *et al.*, 2015; ABDULLAHI *et al.*, 2019). Neste cenário, o indivíduo passa a metade do dia dentro de casa, ou seja, a fração de 0,5 d (12 horas), como apresentado na Tabela 4.5. Além disso, o indivíduo passa aproximadamente 0,08 d (1 h e 55 minutos) em cada área de cultivo, totalizando a fração de 0,4 d (9 h e 6 minutos) na área externa. A fração restante de 0,1 d (2 h e 4 minutos) foi definida como o período que o indivíduo poderia ir a um local externo às áreas de contaminação primária e secundária.

Na Tabela 4.6 estão apresentados os parâmetros utilizados para o cenário da fazenda situada a 100 m de distância do aterro (cenário *offsite*).

Tabela 4.6 - Parâmetros utilizados para o cenário de fazenda situada na área de contaminação secundária (*offsite*) a 100 m do aterro.

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados			
		Início	Final	Início	Final
	Localização				
		Coordenada X (m)		Coordenada Y (m)	
Esquema do local	Área das frutas	283	345	96,5	188,5
	Área dos vegetais	345	399	119,5	188,5
	Área de pastagem	345	443	30,5	119,5
	Área de cultivo de grãos	399	443	119,5	188,5
	Área da casa	283	345	30,5	96,5
	Área do poço artesiano	460	526	160,5	226,5
Volume do poço	Volume do poço (m ³)	138,16			
	Fração de tempo na área de contaminação primária (d)				
	Indoor	0,0			
	Outdoor	0,0			
Fatores de ocupação	Fração de tempo em uma residência <i>offsite</i> (d)				
	Indoor	0,5			
	Outdoor	0,08			
	Fração de tempo nas áreas de cultivo (d)				
	Área das frutas	0,08			

	Áreas dos vegetais	0,08
	Área de pastagem	0,08
	Gados	0,08
	Radiação gama externa	ATIVADA
	Inalação	ATIVADA
	Ingestão de plantas	ATIVADA
	Ingestão de carne	ATIVADA
Vias de exposição	Ingestão de leite	ATIVADA
	Comidas aquáticas	ATIVADA
	Ingestão de água	ATIVADA
	Ingestão de solo	ATIVADA
	Exposição ao Radônio	ATIVADA

Assim como no cenário de fazenda situada na área de contaminação primária (*onsite*), as vias de exposição ativadas foram as mesmas, o que mudou de um cenário para o outro, foram as medidas do *layout* do local que são diferentes devido às distâncias das áreas de cultivo, do poço e da casa em relação ao aterro terem sido variadas para o estudo.

Outro parâmetro que foi diferente foram os fatores de ocupação que determinam qual a fração de tempo do dia, o indivíduo permanece dentro de casa, na área externa e nas áreas de cultivo. Os valores foram os mesmos utilizados nos dois cenários, entretanto, o que mudou foi que uma fazenda está dentro da área de contaminação primária e a da Tabela 4.6 é a da fazenda situada na área de contaminação secundária. Então, o parâmetro do fator de ocupação referente a fração de tempo passado dentro da área de contaminação primária (*onsite*) foi zerado e a fração de tempo passado dentro de casa em uma residência *offsite* foi alterado para 0,5 d e a das áreas de cultivos e o total passado na área externa (*offsite*) foram mantidos em 0,4 d.

Os parâmetros utilizados para as fazendas situadas nas áreas de contaminação secundária foram os mesmos, com exceção das medidas do eixo X, que é a distância das áreas de cultivo, do poço e da casa em relação ao aterro que foi um parâmetro variável entre eles. Então, na Tabela 4.7 estão apresentadas as medidas inseridas para o eixo X de acordo com as distâncias avaliadas nos cenários situados na área de contaminação secundária.

Tabela 4.7 – Parâmetros específicos para os diferentes cenários de fazenda situada nas áreas de contaminação secundária (*offsite*).

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados							
		Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
	Localização	Coordenada X (m)							
		500 m		1 km		5 km		10 km	
Esquema do local	Área das frutas	683	745	1183	1245	5183	5245	10183	10245
	Área dos vegetais	745	799	1245	1299	5245	5299	10245	10299
	Área de pastagem	745	843	1245	1343	5245	5343	10245	10343
	Área de cultivo de grãos	799	843	1299	1343	5299	5343	10299	10343
	Área da casa	683	745	1183	1245	5183	5245	10183	10245
	Área do poço artesiano	860	926	1360	1426	5360	5426	10360	10426

4.5.2. Casa simples

As dimensões do cenário da casa situada na área de contaminação primária é a mesma da casa da fazenda sem as áreas de cultivo. Os parâmetros utilizados para este cenário estão apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 - Parâmetros utilizados para o cenário de casa simples situada na área de contaminação primária (*onsite*).

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados			
		Início	Final	Início	Final
Esquema do local	Localização (m)	Coordenada X (m)		Coordenada Y (m)	
	Área das frutas	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área dos vegetais	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área de pastagem	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área de cultivo de grãos	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área da casa	60,5	122,5	76,5	142,5
	Área do poço artesiano	0,0	0,0	0,0	0,0
Fatores de ocupação	Fração de tempo na área de contaminação primária (d)				
	Indoor	0,5			
	Outdoor	0,0			
	Fração de tempo em uma residência <i>offsite</i> (d)				
	Indoor	0,0			
	Outdoor	0,0			
	Fração de tempo nas áreas de cultivo (d)				
Vias de exposição	Área das frutas	0,0			
	Áreas dos vegetais	0,0			
	Área de pastagem	0,0			
	Gados	0,0			
	Radiação gama externa	ATIVADA			
	Inalação	ATIVADA			
	Ingestão de solo	ATIVADA			
Exposição ao Radônio	ATIVADA				

As vias de exposição ativadas neste cenário foram a da radiação externa proveniente do solo (*ground*), da inalação de partículas, da ingestão (acidental) de solo e da exposição ao radônio provenientes da área de contaminação primária e da liberação atmosférica, já que o indivíduo não irá ingerir alimentos plantados e colhidos neste local.

A fração de tempo passado dentro de casa na área *onsite* foi mantida em 0,5 d e nas outras áreas foi zerada, já que no restante do tempo, o indivíduo estaria em uma região mais distante da área de contaminação secundária.

Na Tabela 4.9 estão apresentados os parâmetros específicos para o cenário da casa situada na área de contaminação secundária (*offsite*) a 100 m de distância do aterro.

Tabela 4.9 - Parâmetros utilizados para o cenário de casa simples situada na área de contaminação secundária (*offsite*) situada a 100 m do aterro.

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados			
		Início	Final	Início	Final
Esquema do local	Localização	Coordenada X (m)		Coordenada Y (m)	
	Área das frutas	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área dos vegetais	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área de pastagem	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área de cultivo de grãos	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área da casa	283	345	76,5	142,5
	Área do poço artesiano	0,0	0,0	0,0	0,0
Fatores de ocupação	Fração de tempo na área de contaminação primária (d)				
	Indoor	0,0			
	Outdoor	0,0			
	Fração de tempo em uma residência <i>offsite</i> (d)				
	Indoor	0,5			
	Outdoor	0,0			
	Fração de tempo nas áreas de cultivo (d)				
Vias de exposição	Área das frutas	0,0			
	Áreas dos vegetais	0,0			
	Área de pastagem	0,0			
	Gados	0,0			
	Radiação gama externa	ATIVADA			
	Inalação	ATIVADA			
Ingestão de solo	ATIVADA				
Exposição ao Radônio	ATIVADA				

Neste cenário, as vias de exposição ativadas foram as mesmas do cenário *onsite*, o que muda são as distâncias da casa em relação ao aterro e a fração de tempo que o indivíduo passa na área interna da casa e fora dessa área, já que ele deverá ir buscar alimentos fora das áreas de contaminação primária e secundária.

Os parâmetros específicos para os cenários de casas situadas nas áreas de contaminação secundária são similares, o que diferencia um do outro é a distância da casa em relação ao aterro no eixo X e essas medidas estão apresentadas na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 – Parâmetros específicos para os diferentes cenários de casa simples situadas nas áreas de contaminação secundária (*offsite*).

Tópico do programa	Subtópico do programa	Valores utilizados							
		Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
	Localização	Coordenada X (m)							
		500 m		1 km		5 km		10 km	
Esquema do local	Área das frutas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área dos vegetais	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área de pastagem	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área de cultivo de grãos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Área da casa	683	745	1183	1245	5183	5245	10183	10245
	Área do poço artesiano	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Com todos os parâmetros definidos de acordo com cada cenário, o passo seguinte foi inserir os dados no código para simulação e obtenção dos resultados.

CAPÍTULO V

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo estão apresentados os resultados obtidos em cumprimento aos objetivos propostos.

5.1. Análise de risco com o código RESRAD-OFFSITE

Os resultados obtidos com o código computacional RESRAD-OFFSITE resultaram em vários gráficos e tabelas, então para a realização de uma análise macroscópica, eles serão apresentados pelas doses efetivas totais e pelo risco de câncer total resultantes da soma de todos os radionuclídeos envolvidos (^{226}Ra , ^{228}Ra e das suas respectivas progênes) em todas as vias de exposição ativadas.

Além desses resultados, o código também fornece os gráficos da variação da concentração dos isótopos de rádio e de suas respectivas progênes, mas como esses valores são facilmente obtidos pela equação do decaimento radioativo, apenas o gráfico da variação da concentração do ^{226}Ra para as primeiras amostras de incrustação (2,54 Bq/g de ^{226}Ra e 1,36 Bq/g de ^{228}Ra) e de borra (4,47 Bq/g de ^{226}Ra e 2,83 Bq/g de ^{228}Ra) serão apresentados, já que esse isótopo tem o tempo de meia-vida longo e exige maior atenção devido a sua progênie radioativa.

Os resultados serão apresentados em função da concentração da amostra, começando pelos cenários de fazenda e depois de casa situadas em cima do repositório após o encerramento (*onsite*) e depois os cenários de fazenda e de casa situadas nas áreas de contaminação secundária (*offsite*). Primeiro serão os cenários obtidos para as amostras de incrustação e depois para as amostras de borras.

Para a interpretação dos resultados obtidos, a dose efetiva total será comparada com o limite de dose efetiva anual estabelecido para os indivíduos do público que é de 1 mSv. Já o risco de câncer será comparado a dois valores, o primeiro é o denominado

de valor de referência que foi obtido pela equação do “*Excess Lifetime Cancer Risk*” (ELCR) que multiplica a dose efetiva anual, a expectativa de vida e o valor de $0,05 \text{ Sv}^{-1}$ publicado pela *International Commission on Radiological Protection* (ICRP), como o fator de contribuição para os efeitos estocásticos para toda a população, incluindo crianças, devido à exposição a baixas doses de radiação (ICRP, 1990; TASKIN *et al.*, 2009; RAFIQUE *et al.*, 2014; ATTALLAH *et al.*, 2020; ALI *et al.*, 2021). Para obtenção do valor de referência foi utilizado o limite anual de dose efetiva para os indivíduos do público que é de 1 mSv e a expectativa de vida no Brasil publicada para o ano de 2020, que foi de 76,8 anos (AGÊNCIA BRASIL, 2022). O resultado obtido foi $3,83 \cdot 10^{-3}$. Já o segundo valor foi encontrado na literatura científica como a média mundial e é de $1,45 \cdot 10^{-3}$ (QURESHI *et al.*, 2014; ABDULLAHI *et al.*, 2019).

5.1.1. Incrustação

No total foram utilizadas 8 amostras de incrustação que resultaram em 40 cenários de fazenda e 40 cenários de casa, ambas situadas na área de contaminação primária (*onsite*). Para os cenários situados nas áreas de contaminação secundária (*offsite*) nas distâncias de 100 m e de 500 m serão apresentados 32 cenários de fazenda e 16 cenários de casa.

Os cenários das fazendas e de casas situadas em cima do aterro (*onsite*) foram avaliadas com a cobertura variando de 1 m a 5 m. Já os cenários situados fora da área de contaminação primária (*offsite*) nas distâncias de 100 m e 500 m foram avaliados em duas espessuras, de 1 m e de 5 m.

5.1.1.1. Cenários de fazenda e de casa situadas em cima da área de contaminação primária (*onsite*)

O primeiro cenário a ser avaliado são os de fazenda e de casa situadas em cima da área de contaminação primária, ou seja, em cima do aterro (cenário *onsite*) após o encerramento.

- Amostra de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e de 1,36 Bq/g de ^{228}Ra (amostra 1)

A primeira amostra utilizada foi a de menor concentração encontrada em amostras de incrustação e é de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e 1,36 Bq/g de ^{228}Ra . O gráfico da variação da concentração dessa amostra durante o período de 1000 anos está apresentado na Figura 5.1.

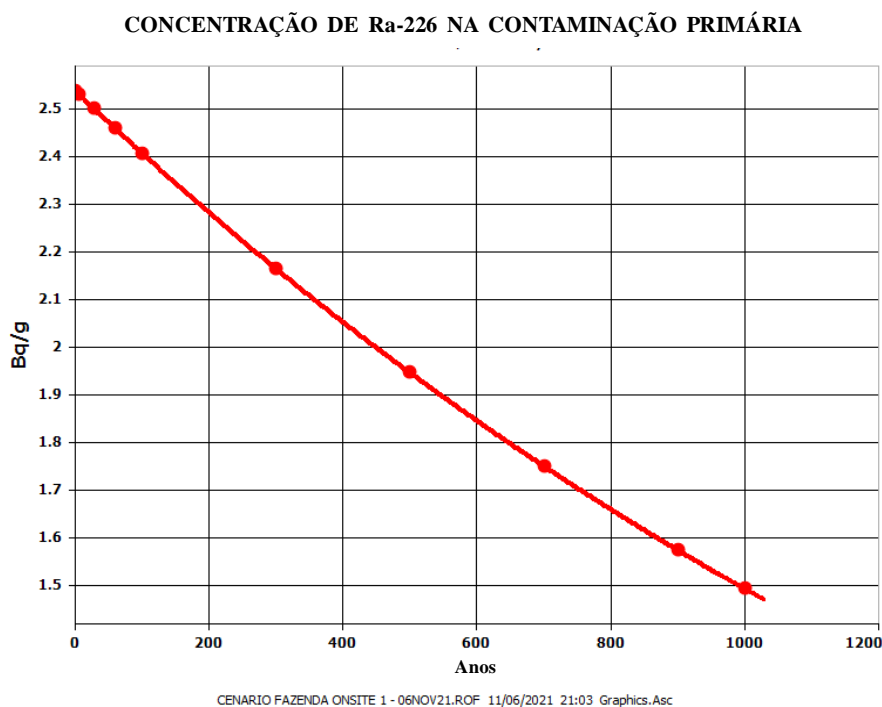


Figura 5.1 – Variação da concentração em Bq/g do ^{226}Ra durante 1000 anos.

O ^{226}Ra tem um tempo de meia-vida de 1600 anos, então, com a concentração de 2,54 Bq/g, mesmo após o período de uma meia-vida, sua concentração ainda seria maior que 1 Bq/g que é o limite de dispensa estabelecido pela CNEN para quantidades de rejeitos com ^{226}Ra acima de 1000 kg (CNEN, 2014b).

Como o ^{228}Ra tem o tempo de meia-vida de 5,75 anos (LNHB, 2023), em aproximadamente 30 anos, ele já estaria em concentrações muito baixas e não iria influenciar nas doses efetivas totais após esse período de tempo. Por isso, o ^{226}Ra é o que exige mais atenção, devido ao tempo da meia-vida ser longo e devido a inalação do radônio da sua progênie radioativa.

a) Fazenda

Nesse primeiro cenário de fazenda foram avaliados 5 espessuras diferentes da cobertura do repositório: o cenário 1 (espessura de 1 m), o cenário 17 (espessura de 2 m), o cenário 18 (espessura de 3 m), o cenário 19 (espessura de 4 m) e o cenário 2 (espessura de 5 m).

No gráfico da Figura 5.2 estão apresentadas as doses efetivas totais obtidas durante o período de 1000 anos com a espessura da cobertura do aterro de 1 m (cenário 1).

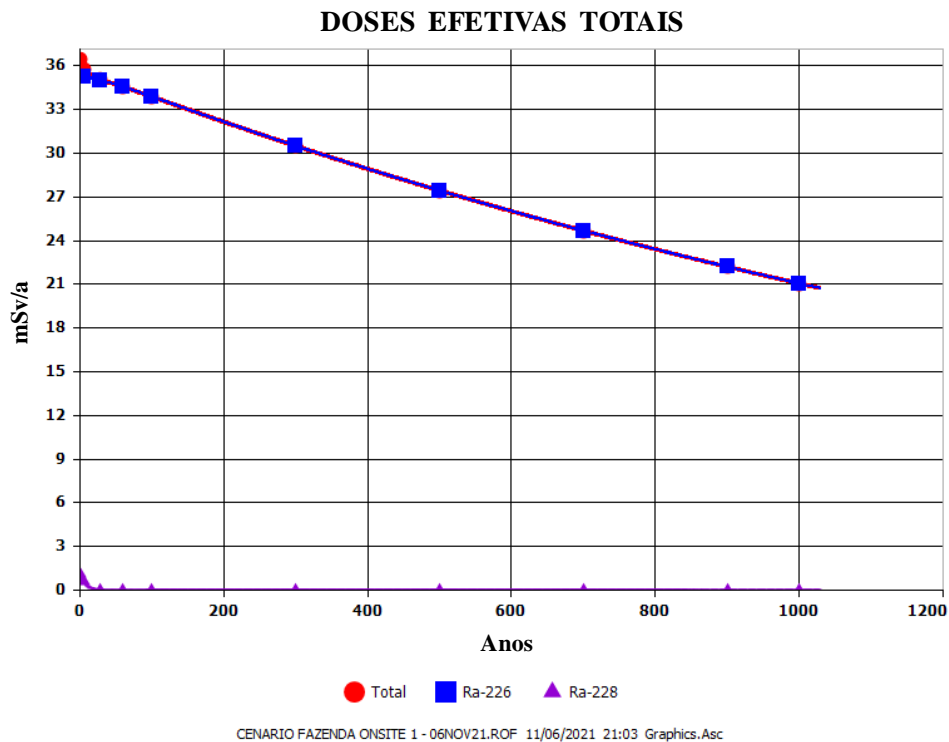
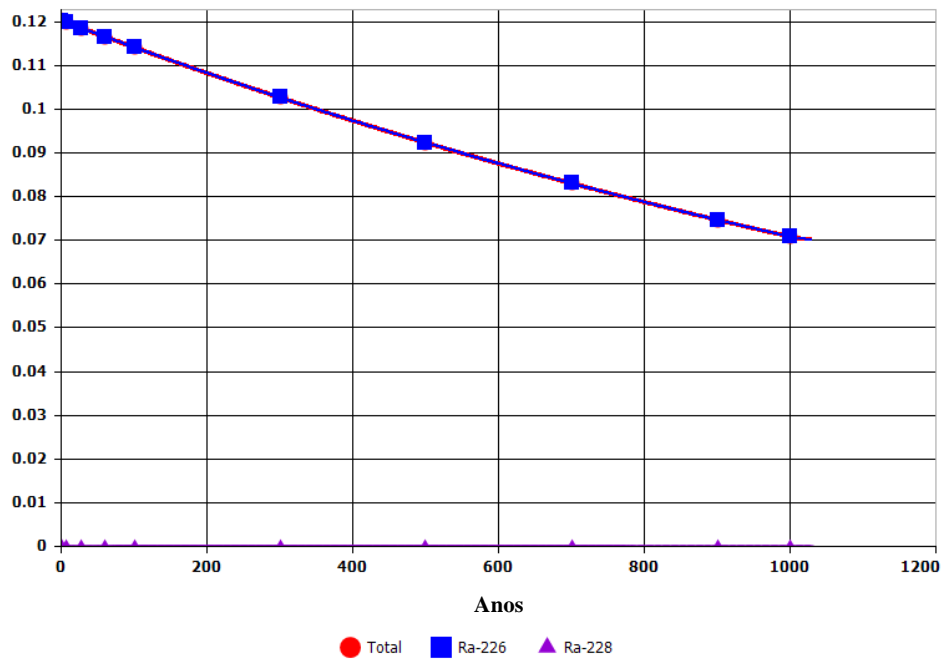


Figura 5.2 – Doses efetivas totais resultantes da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênies obtidas com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *onsite*) durante 1000 anos.

Para a simulação de rejeitos de NORM com esses valores de concentração para deposição final em um aterro com as características utilizadas neste estudo, com a cobertura de espessura de 1 m, a dose efetiva total no primeiro período avaliado ($t = 0$ anos) foi de 36 mSv e no último período ($t = 1000$ anos) foi de 21 mSv. Esses valores foram acima do limite de dose efetiva anual de 1 mSv para os indivíduos do público estabelecido pela CNEN.

O risco de câncer obtido com o cenário 1 está apresentado no gráfico da Figura 5.3.

RISCO DE CÂNCER



CENARIO FAZENDA ONSITE 1 - 06NOV21.ROF 11/06/2021 21:03 Graphics.Asc

Figura 5.3 – Risco de câncer resultante da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênies obtido com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *onsite*) durante 1000 anos.

O risco de câncer obtido no período inicial ($t = 0$ anos) foi de $120 \cdot 10^{-3}$ e no período de 1000 anos foi de $70,9 \cdot 10^{-3}$.

Para determinar se existe risco adicional de câncer devido a exposição à radiação para o público e para o meio ambiente que residem nesses cenários avaliados, os resultados foram comparados com dois valores. O primeiro é o valor de referência que foi obtido com a equação ELCR para a dose efetiva de 1 mSv e resultou no valor de $3,83 \cdot 10^{-3}$. O segundo foi obtido da literatura e é apresentado como a média mundial, e é de $1,45 \cdot 10^{-3}$.

Os resultados obtidos para esse primeiro cenário, com a espessura da cobertura de 1 m (cenário 1) foram acima de ambos os valores para o risco de câncer utilizados para comparação, ou seja, estão em excesso em relação a esses valores, o que indica que esse cenário resulta em risco adicional de câncer para os indivíduos residentes do cenário avaliado durante todo o período.

Na Tabela 5.1 estão apresentadas as doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com os cenários de espessuras de 2 m, 3 m e 4 m.

Tabela 5.1 – Doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura com 2 m, 3 m e 4 m em 1000 anos.

Código	Espessura da cobertura (m)	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10⁻³)
Cenário 17	2	7,4	25,5
Cenário 18	3	2,7	9,15
Cenário 19	4	1 (900 anos)	3,46 (900 anos)

Como pode ser observado, com o aumento das espessuras da cobertura, as doses efetivas totais foram reduzidas, entretanto, ainda continuam acima do limite de 1 mSv mesmo em 1000 anos. Com a espessura de 4 m em 900 anos, a dose efetiva total foi de 1 mSv.

O risco de câncer também foi reduzido com o aumento das espessuras, mas os 3 cenários com espessuras diferentes apresentados na tabela ainda resultam em risco adicional de câncer para os residentes dos cenários avaliados. Somente o cenário com espessura de 4 m após 900 anos, não resultaria em risco adicional de câncer para o público, levando em consideração o valor de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$). Mas se for comparado à média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), então esse cenário também resulta em risco adicional de câncer durante todo o período avaliado, assim como nos outros cenários com espessuras menores.

A última espessura avaliada para essa amostra foi a de 5 m e está ilustrada no gráfico da Figura 5.4.

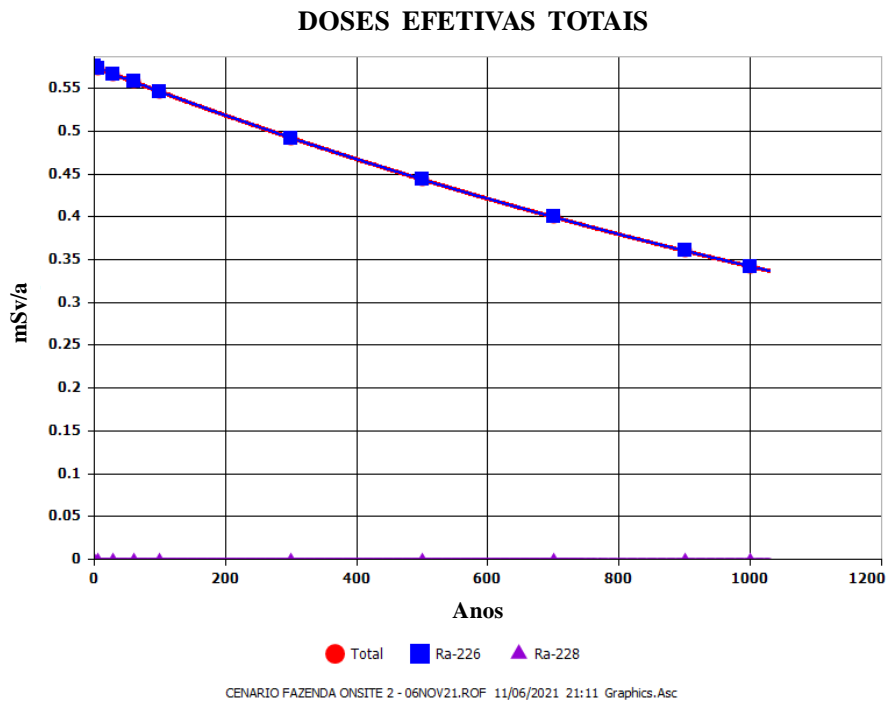


Figura 5.4 – Doses efetivas totais resultantes da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtidas com a espessura da cobertura de 5 m (cenário *onsite*) durante 1000 anos.

Com a espessura da cobertura de 5 m, a dose efetiva total foi de 0,58 mSv no primeiro intervalo de tempo ($t = 0$ anos). Assim, ela já está abaixo do limite anual de 1 mSv estabelecido pela CNEN para os indivíduos do público.

O risco de câncer obtido com esse cenário com a espessura de 5 m está apresentado no gráfico da Figura 5.5.

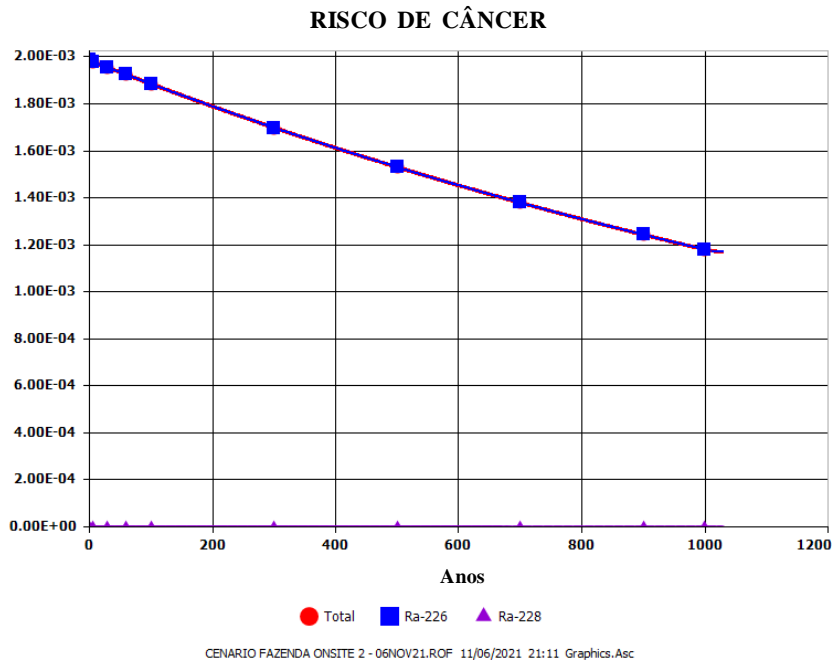


Figura 5.5 – Risco de câncer resultante da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtido com a espessura da cobertura de 5 m (cenário *onsite*) durante 1000 anos.

O risco de câncer resultante do cenário 2 com a espessura da cobertura de 5 m e no intervalo de tempo inicial foi de $1,99 \cdot 10^{-3}$ e está abaixo do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$. Isso quer dizer que, com base nesse valor, não existe risco adicional de câncer para os indivíduos do público nesse cenário. Mas comparando com a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), esse cenário também apresenta risco adicional de câncer até aproximadamente 800 anos.

Comparando os dois cenários com as espessuras da cobertura de 1 m e de 5 m com a mesma concentração, a redução da dose efetiva total foi significativa, de 36 mSv (cenário 1) para 0,58 mSv (cenário 2) no período inicial ($t = 0$ anos), uma dose efetiva total aproximadamente 98% menor que o mesmo cenário avaliado com a espessura da cobertura de 1 m.

O gráfico ilustrado na Figura 5.6 é resultante do cenário 1 (espessura de 1 m), mas representa as vias de exposição que contribuíram para a dose efetiva total e a via de exposição predominante para o cenário fazenda situada em cima da área de contaminação primária (*onsite*).

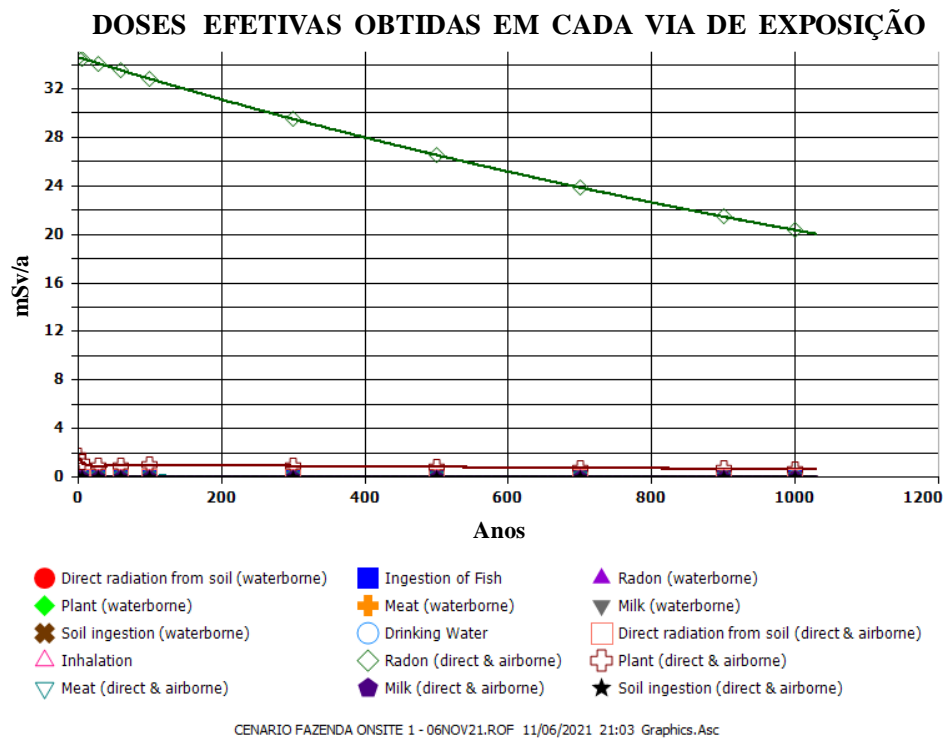


Figura 5.6 – Doses efetivas resultantes da soma dos isótopos de rádio e de suas respectivas progênes obtidas em cada uma das vias de exposição avaliadas no cenário com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *onsite*) durante 1000 anos.

Como pode ser observado, o gráfico apresenta os resultados de dose efetiva para mais de 9 vias de exposição, isso porque o código RESRAD-OFFSITE divide algumas vias em duas categorias que totalizam 15 sub-vias. Os componentes que resultaram da liberação de lixiviação para infiltração e da liberação da erosão devido ao escoamento são eventualmente transportados pela água do poço e são descritos como “liberados em águas subterrâneas e superficiais” (“*From releases to ground water and to surface water*”) (USNRC, 2020).

A principal via de exposição que mais contribuiu para as doses efetivas totais foi a da exposição direta ao radônio proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica. No cenário 1, a dose efetiva total no período inicial foi de 36 mSv, da qual 35 mSv (97%) foi proveniente da exposição ao radônio.

Na Figura 5.7 está ilustrado o gráfico com a principal via de exposição para o risco de câncer resultante da soma do ^{226}Ra e do ^{228}Ra e de suas respectivas progênes avaliadas no cenário 1 (espessura de 1 m), mas que representa todos os cenários de fazenda *onsite*.

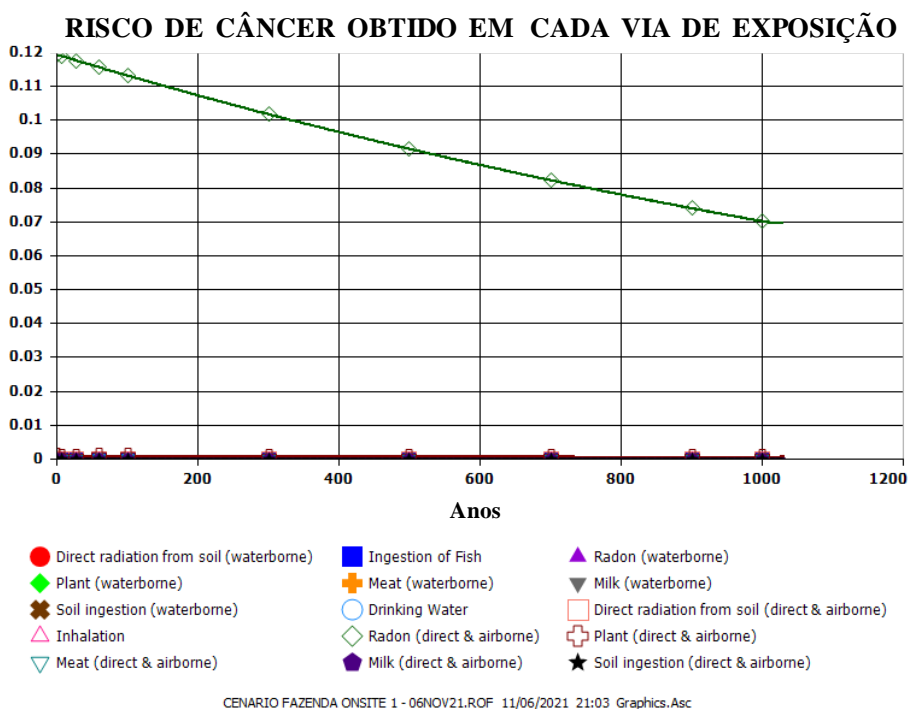


Figura 5.7 – Risco de câncer resultante da soma do ^{226}Ra e do ^{228}Ra e das suas respectivas progênes obtido nas vias de exposição avaliadas com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *onsite*) durante 1000 anos.

Assim como no gráfico das vias de exposição que contribuiriam para a dose efetiva total, o risco de câncer também é resultante da soma das 15 sub-vias de exposição que o código RESRAD-OFFSITE apresenta nos resultados.

A principal via de exposição que mais contribuiu para o risco de câncer também foi a da exposição direta ao radônio proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica

b) Casa

Os cenários de casa também foram avaliados em 5 espessuras diferentes da cobertura do repositório: o cenário 1 (espessura de 1 m), o cenário 2 (espessura de 2 m), o cenário 3 (espessura de 3 m), o cenário 4 (espessura de 4 m) e o cenário 5 (espessura de 5 m). Nesse cenário, os resultados obtidos são resultantes da soma de 4 vias de exposição: a da radiação externa, a da inalação de partículas, da exposição ao radônio e a de ingestão (acidental) de solo.

Como a via de exposição predominante nos cenários situados em cima da contaminação primária (*onsite*) para as doses efetivas totais e para o risco de câncer total é a da exposição direta ao radônio proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica, os resultados obtidos para o cenário de casa foram similares aos do cenário de fazenda situada *onsite* e estão apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura de 1 m a 5 m em 1000 anos.

Código	Espessura da cobertura (m)	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10⁻³)
Cenário 1	1	20	70,2
Cenário 2	2	7,4	25,5
Cenário 3	3	2,7	9,15
Cenário 4	4	1 (900 anos)	3,46 (900 anos)
Cenário 5	5	0,58 (0 anos)	1,98 (0 anos)

Como pode ser observado, com as espessuras da cobertura variando de 1 m para 3 m, os resultados obtidos foram acima de 1 mSv e de ambos os valores utilizados para o risco de câncer, mesmo em 1000 anos. Com a espessura da cobertura de 4 m em 900 anos, baseado no valor de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer, não existiria risco adicional de câncer. Entretanto, se comparado com a média mundial que é um valor mais restritivo ($1,45 \cdot 10^{-3}$), existe risco adicional de câncer durante todo o período avaliado.

Com a espessura da cobertura de 5 m, as doses efetivas totais foram todas abaixo de 1 mSv/a e do valor de referência para o risco de câncer durante todo o período avaliado. Entretanto, se comparado com a média mundial para o risco de câncer, somente após 600 anos, esse cenário não resultaria em risco adicional de câncer para os indivíduos.

- **Amostras de 6,9 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,23 Bq/g de ^{228}Ra a 3500 Bq/g de ^{226}Ra e de 2195 Bq/g de ^{228}Ra (amostras 2 a 8)**

Os resultados das doses efetivas totais e do risco de câncer obtidos para as amostras de 6,9 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,23 Bq/g de ^{228}Ra a 3500 Bq/g de ^{226}Ra e de 2195 Bq/g de ^{228}Ra estão apresentadas na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Resultados obtidos para os cenários de Fazenda e de Casa situadas *onsite* para as amostras de nº 2 a 8 de incrustação em 1000 anos.

Nº	Concentração (Bq/g)	Espessura da cobertura (m)	Cenário Fazenda			Cenário Casa		
			Código	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)	Código	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)
				[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]		[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]
2	6,9 ²²⁶ Ra 2,23 ²²⁸ Ra	1	Cenário 3	57	193	Cenário 6	55	191
		2	Cenário 20	20	69,2	Cenário 7	20	69,2
		3	Cenário 21	7,2	24,9	Cenário 8	7,2	24,8
		4	Cenário 22	2,6	8,93	Cenário 9	2,6	8,92
		5	Cenário 4	0,98 (900 anos)	3,75 (700 anos)	Cenário 10	0,98 (900 anos)	3,75 (700 anos)
3	24,6 ²²⁶ Ra 14,3 ²²⁸ Ra	1	Cenário 5	200	686	Cenário 11	200	679
		2	Cenário 23	72	247	Cenário 12	72	247
		3	Cenário 24	26	88,6	Cenário 13	26	88,6
		4	Cenário 25	9,2	31,8	Cenário 14	9,2	31,8
		5	Cenário 6	3,3	11,4	Cenário 15	3,3	11,4
4	47,6 ²²⁶ Ra 27,9 ²²⁸ Ra	1	Cenário 7	390	1330	Cenário 16	380	1310
		2	Cenário 26	140	478	Cenário 17	140	477
		3	Cenário 27	50	172	Cenário 18	50	171
		4	Cenário 28	18	61,6	Cenário 19	18	61,6
		5	Cenário 8	6,4	22,1	Cenário 20	6,4	22,1
5	95,2 ²²⁶ Ra 14,8 ²²⁸ Ra	1	Cenário 9	790	2660	Cenário 21	760	2630
		2	Cenário 29	280	955	Cenário 22	280	955
		3	Cenário 30	99	343	Cenário 23	99	343
		4	Cenário 31	36	123	Cenário 24	36	123
		5	Cenário 10	13	44,2	Cenário 25	13	44,2
6	222 ²²⁶ Ra 34,6 ²²⁸ Ra	1	Cenário 11	1800	6190	Cenário 26	1800	6130
		2	Cenário 32	650	2230	Cenário 27	650	2230
		3	Cenário 33	230	800	Cenário 28	230	799
		4	Cenário 34	83	287	Cenário 29	83	287
		5	Cenário 12	30	103	Cenário 30	30	103

7	955 ²²⁶ Ra 807,7 ²²⁸ Ra	1	Cenário 13	7900	26600	Cenário 31	7700	26400
		2	Cenário 35	2800	9580	Cenário 32	2800	9580
		3	Cenário 36	1000	3440	Cenário 33	1000	3440
		4	Cenário 37	360	1240	Cenário 34	360	1230
		5	Cenário 14	130	444	Cenário 35	130	444
8	3500 ²²⁶ Ra 2195 ²²⁸ Ra	1	Cenário 15	29000	97700	Cenário 36	28000	96700
		2	Cenário 38	10000	35100	Cenário 37	10000	35100
		3	Cenário 39	3700	12600	Cenário 38	3700	12600
		4	Cenário 40	1300	4530	Cenário 39	1300	4530
		5	Cenário 16	470	1630	Cenário 40	470	1630

A Tabela 5.3 mostra que as doses efetivas totais e o risco de câncer reduziram com o aumento da espessura da cobertura. Entretanto, somente os resultados para a amostra de 6,9 Bq/g de ²²⁶Ra e 2,23 Bq/g de ²²⁸Ra com a cobertura de 5 m e em 900 anos, os cenários de fazenda e de casa resultariam em doses efetivas totais abaixo de 1 mSv e o risco de câncer estaria abaixo do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$, e com base nesses valores, não existiria risco adicional de câncer para os indivíduos desse cenário. Se o risco resultante for comparado a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), todos os resultados obtidos para os cenários de fazenda e de casa com as amostras de 6,9 Bq/g a 3500 Bq/g de ²²⁶Ra apresentam risco adicional de câncer para o público durante todo o período avaliado.

5.1.1.2. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (*offsite*) a 100 m de distância do aterro

Os cenários apresentados neste tópico são os cenários das fazendas e de casas situadas nas áreas de contaminação secundária a 100 m do aterro e da contaminação primária. Para esses cenários e todos os outros situados em diferentes distâncias do aterro (cenários *offsite*), as espessuras da cobertura foram avaliadas para 1 m e 5 m.

- **Amostra de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e de 1,36 Bq/g de ^{228}Ra (amostra 1)**

Para o primeiro cenário situado *offsite* na distância de 100 m do aterro, com a concentração de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e de 1,36 Bq/g de ^{228}Ra , foram avaliados as doses efetivas totais e o risco de câncer para a espessura da cobertura com 1 m e 5 m.

a) Fazenda

Para o cenário de fazenda, todas as vias de exposição disponíveis no código foram ativadas e as doses efetivas totais resultantes com a espessura da cobertura de 1 m estão apresentadas no gráfico da Figura 5.8.

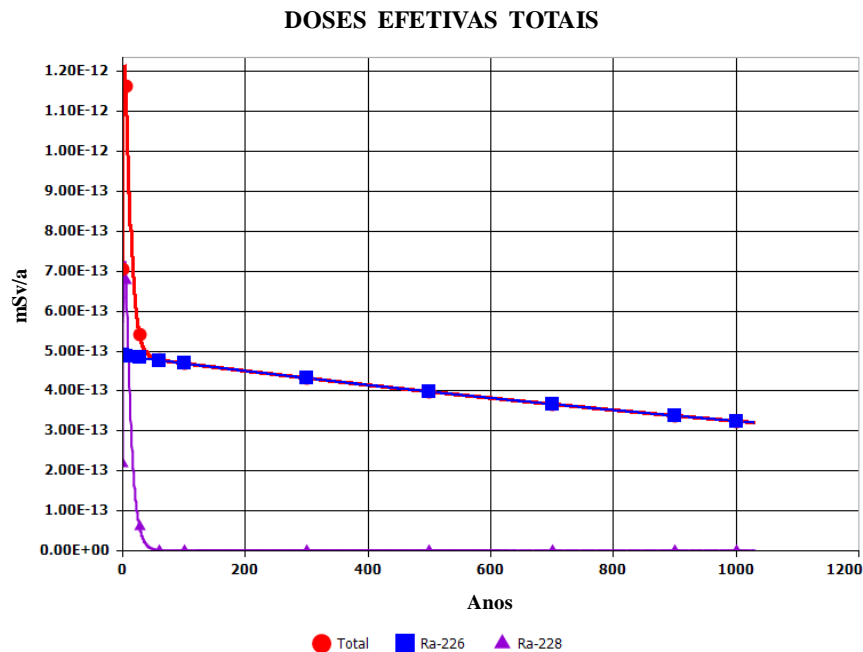


Figura 5.8 - Doses efetivas totais resultantes da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtidas com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *offsite* a 100 m) durante 1000 anos.

Pode-se observar que as doses efetivas totais resultantes foram baixas (10^{-12}), mesmo no período inicial com o pico do decaimento do ^{228}Ra . A dose efetiva total nesse cenário foi de $7,1 \cdot 10^{-13}$ mSv no período de tempo inicial ($t = 0$ anos) e está abaixo do limite de dose efetiva anual estabelecido para os indivíduos do público e por isso, não resultam em aumento das doses efetivas para os residentes do cenário avaliado, mesmo que eles plantem e se alimentem dos alimentos colhidos no local.

O risco de câncer obtido por este cenário está apresentado no gráfico da Figura 5.9.

RISCO DE CÂNCER

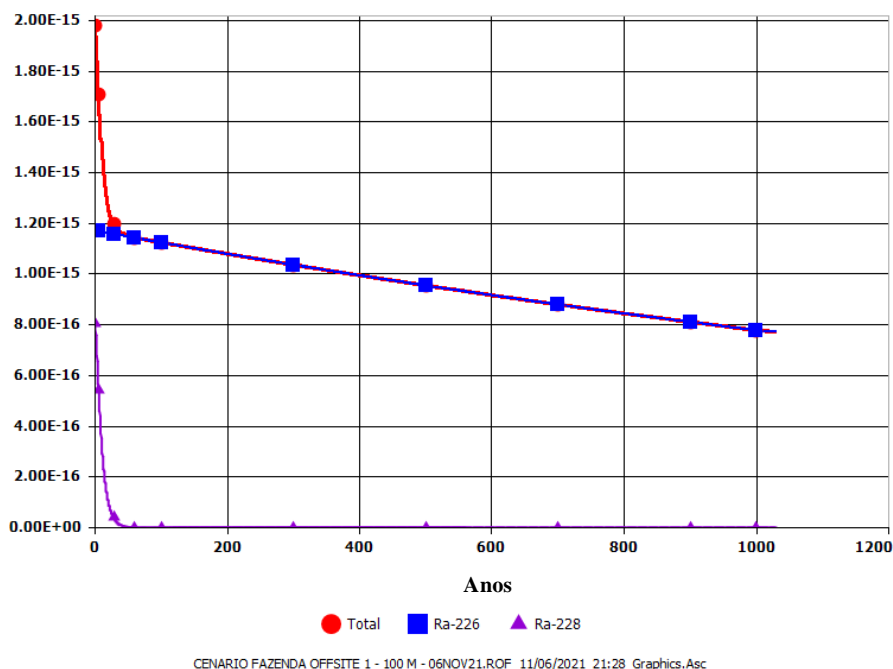


Figura 5.9 – Risco de câncer resultante da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtido com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *offsite* a 100 m) durante 1000 anos.

O risco de câncer obtido no período inicial ($t = 0$ anos) foi de $1,98 \cdot 10^{-15}$ e durante todo o período de tempo avaliado está abaixo do valor de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer. Isto é, esse cenário não resultou em risco adicional de câncer para os residentes do cenário avaliado.

Apesar dos resultados com a espessura da cobertura de 1 m já estarem abaixo de 1 mSv/a e dos valores utilizados para o risco de câncer, o cenário com a espessura da cobertura de 5 m também foi realizado e resultou em dose efetiva total de $2,8 \cdot 10^{-30}$ e o risco de câncer de $1,20 \cdot 10^{-32}$.

b) Casa

Para o cenário de casa, as vias de exposição foram as mesmas citadas anteriormente: a da radiação externa, inalação de partículas, ingestão (acidental) de solo e exposição ao radônio.

As doses efetivas totais e o risco de câncer obtidos com as espessuras da cobertura de 1 m e de 5 m para o cenário de casa com a concentração de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e de 1,36 Bq/g de ^{228}Ra estão apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura de 1 m e de 5 m no cenário de casa, no período inicial (t = 0 anos).

Código	Espessura da cobertura (m)	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer ($*10^{-3}$)
Cenário 41	1	$2,8*10^{-13}$	$7,99*10^{-13}$
Cenário 42	5	$1,1*10^{-30}$	$4,84*10^{-30}$

Como podem ser observados, os resultados para o cenário de casa foram ainda menores que os obtidos no cenário de fazenda. Baseado nos critérios utilizados, eles não apresentam risco adicional de câncer para os indivíduos do público durante todo o período analisado.

A única via de exposição que contribuiu para as doses efetivas totais e para o risco de câncer em ambos os cenários, de fazenda e de casa situadas a 100 m de distância do aterro encerrado, foi a da radiação direta do solo proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica.

- **Amostras de 6,9 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,23 Bq/g de ^{228}Ra a 3500 Bq/g de ^{226}Ra e de 2195 Bq/g de ^{228}Ra (amostras 2 a 8)**

Os resultados de dose efetiva total e de risco de câncer para os cenários de fazenda e de casa situadas a 100 m de distância do aterro, com as espessuras de 1 m e de 5 m para as amostras 2 a 8 estão apresentadas na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Resultados obtidos para os cenários de fazenda e de casa situadas a 100 m do aterro para as amostras de nº 2 a 8 de incrustação no período inicial (t = 0 anos).

Nº	Concentração (Bq/g)	Espessura da cobertura (m)	Cenário Fazenda			Cenário Casa		
			Código	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)	Código	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)
				[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]		[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]
2	6,9 ²²⁶ Ra	1	Cenário 3	1,7*10 ⁻¹²	4,51*10 ⁻¹²	Cenário 43	6,8*10 ⁻¹³	1,82*10 ⁻¹²
	2,23 ²²⁸ Ra	5	Cenário 4	4,7*10 ⁻³⁰	1,97*10 ⁻²⁹	Cenário 44	1,9*10 ⁻³⁰	7,95*10 ⁻³⁰
3	24,6 ²²⁶ Ra	1	Cenário 5	7*10 ⁻¹²	1,98*10 ⁻¹¹	Cenário 45	2,8*10 ⁻¹²	8,01*10 ⁻¹²
	14,3 ²²⁸ Ra	5	Cenário 6	3*10 ⁻²⁹	1,26*10 ⁻²⁸	Cenário 46	1,2*10 ⁻²⁹	5,09*10 ⁻²⁹
4	47,6 ²²⁶ Ra	1	Cenário 7	1,4*10 ⁻¹¹	3,85*10 ⁻¹¹	Cenário 47	5,5*10 ⁻¹²	1,56*10 ⁻¹¹
	27,9 ²²⁸ Ra	5	Cenário 8	5,8*10 ⁻²⁹	2,46*10 ⁻²⁸	Cenário 48	2,3*10 ⁻²⁹	9,93*10 ⁻²⁹
5	95,2 ²²⁶ Ra	1	Cenário 9	2,1*10 ⁻¹¹	5,27*10 ⁻¹¹	Cenário 49	8,4*10 ⁻¹²	2,13*10 ⁻¹¹
	14,8 ²²⁸ Ra	5	Cenário 10	3,1*10 ⁻²⁹	1,31*10 ⁻²⁸	Cenário 50	1,3*10 ⁻²⁹	5,29*10 ⁻²⁹
6	222 ²²⁶ Ra	1	Cenário 11	4,8*10 ⁻¹¹	1,23*10 ⁻¹⁰	Cenário 51	1,9*10 ⁻¹¹	4,97*10 ⁻¹¹
	34,6 ²²⁸ Ra	5	Cenário 12	7,3*10 ⁻²⁹	3,06*10 ⁻²⁸	Cenário 52	2,9*10 ⁻²⁹	1,24*10 ⁻²⁸
7	955 ²²⁶ Ra	1	Cenário 13	3,1*10 ⁻¹⁰	9,20*10 ⁻¹⁰	Cenário 53	1,3*10 ⁻¹⁰	3,71*10 ⁻¹⁰
	807,7 ²²⁸ Ra	5	Cenário 14	1,7*10 ⁻²⁷	7,12*10 ⁻²⁷	Cenário 54	6,8*10 ⁻²⁸	2,87*10 ⁻²⁷
8	3500 ²²⁶ Ra	1	Cenário 15	1*10 ⁻⁹	2,92*10 ⁻⁹	Cenário 55	4,1*10 ⁻¹⁰	1,18*10 ⁻⁹
	2195 ²²⁸ Ra	5	Cenário 16	4,6*10 ⁻²⁷	1,93*10 ⁻²⁶	Cenário 56	1,8*10 ⁻²⁷	7,81*10 ⁻²⁷

Os resultados apresentados na Tabela 5.5 mostram que apesar das doses efetivas totais e do risco de câncer aumentarem em consequência do aumento da concentração, todos os valores estão abaixo de 1 mSv/a durante todo o período avaliado e não apresentam risco adicional de câncer, com base nos valores de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$) que foram utilizados.

Mesmo com a maior concentração avaliada neste estudo, que foi de 3500 Bq/g de ^{226}Ra e 2195 Bq/g de ^{228}Ra (amostra 8), as doses efetivas totais e o risco de câncer são na ordem de 10^{-9} e 10^{-12} , respectivamente, para os cenários situados a 100 m do aterro encerrado.

5.1.1.3. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (*offsite*) a 500 m de distância do aterro

O terceiro cenário avaliado foi o de fazenda e de casa situada a uma distância de 500 m da área de contaminação primária, ou seja, do aterro (*offsite*). Assim como no cenário anterior, a espessura da cobertura do aterro foi avaliada para 1 m e 5 m.

Como os dados para o cenário a 100 m, que é o com a menor distância avaliada neste trabalho resultou em doses efetivas totais máximas na ordem de 10^{-9} , todos os resultados obtidos para as 8 amostras de incrustação utilizadas nas duas espessuras e nos cenários de fazenda estão apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Resultados obtidos para os cenários de fazenda situada a 500 m do aterro para as amostras de incrustação no período inicial (t = 0 anos).

Nº	Concentração (Bq/g)	Espessura da cobertura (m)	Código	Cenário Fazenda	
				Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)
				[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]
1	2,54 ²²⁶ Ra	1	Cenário 1	1,3*10 ⁻¹⁴	3,59*10 ⁻¹⁴
	1,36 ²²⁸ Ra	5	Cenário 2	5,1*10 ⁻³²	2,17*10 ⁻³¹
2	6,9 ²²⁶ Ra	1	Cenário 3	3,1*10 ⁻¹⁴	8,17*10 ⁻¹⁴
	2,23 ²²⁸ Ra	5	Cenário 4	8,4*10 ⁻³²	3,57*10 ⁻³¹
3	24,6 ²²⁶ Ra	1	Cenário 5	1,3*10 ⁻¹³	3,60*10 ⁻¹³
	14,3 ²²⁸ Ra	5	Cenário 6	5,4*10 ⁻³¹	2,29*10 ⁻³⁰
4	47,6 ²²⁶ Ra	1	Cenário 7	2,5*10 ⁻¹³	6,98*10 ⁻¹³
	27,9 ²²⁸ Ra	5	Cenário 8	1,1*10 ⁻³⁰	4,46*10 ⁻³⁰
5	95,2 ²²⁶ Ra	1	Cenário 9	3,7*10 ⁻¹³	9,55*10 ⁻¹³
	14,8 ²²⁸ Ra	5	Cenário 10	5,6*10 ⁻³¹	2,37*10 ⁻³⁰
6	222 ²²⁶ Ra	1	Cenário 11	8,7*10 ⁻¹³	2,23*10 ⁻¹²
	34,6 ²²⁸ Ra	5	Cenário 12	1,3*10 ⁻³⁰	5,55*10 ⁻³⁰
7	955 ²²⁶ Ra	1	Cenário 13	5,7*10 ⁻¹²	1,67*10 ⁻¹¹
	807,7 ²²⁸ Ra	5	Cenário 14	3*10 ⁻²⁹	1,29*10 ⁻²⁸
8	3500 ²²⁶ Ra	1	Cenário 15	1,9*10 ⁻¹¹	5,29*10 ⁻¹¹
	2195 ²²⁸ Ra	5	Cenário 16	8,3*10 ⁻²⁹	3,51*10 ⁻²⁸

Os cenários de fazenda situada a 500 m do aterro resultaram em doses efetivas totais ainda mais baixas (10⁻¹¹) que as obtidas nos cenários situados a 100 m. A maior dose efetiva total resultante do cenário a 500 m foi de 1,9*10⁻¹¹ mSv com a espessura de 1 m e com a concentração de 3500 Bq/g de ²²⁶Ra e de 2195 Bq/g de ²²⁸Ra (amostra 8). Esses valores e todos os outros apresentados na Tabela 5.6 foram abaixo do limite de dose efetiva anual para indivíduos do público e não apresentam risco adicional de câncer, com base nos valores utilizados.

Os cenários de casa situada a 500 m foram simulados, mas não resultaram em doses efetivas nem para a amostra de maior concentração (amostra 8).

Assim como para o cenário de distância de 100 m do aterro, a via de exposição predominante para as doses efetivas totais e para o risco de câncer foi a da radiação direta do solo proveniente da área de contaminação primária e da liberação atmosférica.

Os cenários de fazenda situada a 1 km e 5 km da área de contaminação primária também foram avaliadas, mas esses cenários não resultaram em doses efetivas e nem em risco adicional de câncer para os indivíduos do público. Com isso, o cenário de fazenda situada a 10 km do aterro não foi simulado.

Como o cenário de casa situada a 500 m não apresentou doses efetivas, o cenário de casa também não foi simulado nas distâncias de 1 km, 5 km e de 10 km.

5.1.2. Borrás

No total foram utilizadas 6 amostras de borras que resultaram em 30 cenários de fazenda e 30 cenários de casa, ambas situadas na área de contaminação primária (*onsite*). Para os cenários situados nas áreas de contaminação secundárias (*offsite*) nas distâncias de 100 m e de 500 m serão apresentados 24 cenários de fazenda e 12 cenários de casa.

Os cenários de fazendas e de casas situadas em cima do aterro (*onsite*) foram avaliadas com a cobertura variando de 1 m a 5 m. Já os cenários situados fora da área de contaminação primária (*offsite*) nas distâncias de 100 m e 500 m foram avaliados em duas espessuras, de 1 m e de 5 m.

5.1.2.1. Cenários de fazenda e de casa situadas em cima da área de contaminação primária (*onsite*)

O primeiro cenário a ser avaliado são os de fazenda e de casa situadas em cima da área de contaminação primária e foram avaliadas 6 amostras de borras com concentração variando de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e 2,83 Bq/g de ^{228}Ra a 413,4 Bq/g de ^{226}Ra e 117,9 Bq/g de ^{228}Ra .

- Amostra de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e 2,83 Bq/g de ^{228}Ra (amostra 1)

A primeira amostra utilizada foi a de concentração de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e 2,83 Bq/g de ^{228}Ra . O gráfico da variação da concentração do ^{226}Ra dessa amostra durante o período de 1000 anos está apresentado na Figura 5.10.

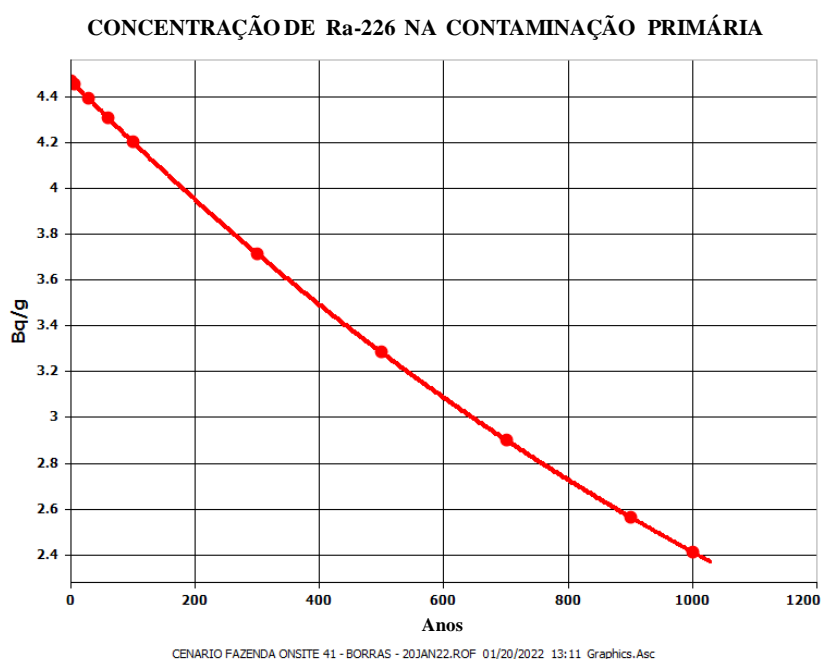


Figura 5.10 – Variação da concentração em Bq/g do ^{226}Ra durante 1000 anos.

Como pode ser observada, a concentração do ^{226}Ra em 1000 anos, ainda está acima de 1 Bq/g estabelecido pela CNEN como limite de dispensa para quantidades de rejeitos acima de 1000 kg que contenham esse radionuclídeo.

a) Fazenda

Nesse primeiro cenário foram avaliadas 5 espessuras diferentes da cobertura do repositório: o cenário 41 (espessura de 1 m), o cenário 42 (espessura de 2 m), o cenário 43 (espessura de 3 m), o cenário 44 (espessura de 4 m) e o cenário 45 (espessura de 5 m).

No gráfico da Figura 5.11 estão apresentadas as doses efetivas totais obtidas durante 1000 anos com a espessura da cobertura do aterro de 1 m (cenário 41).

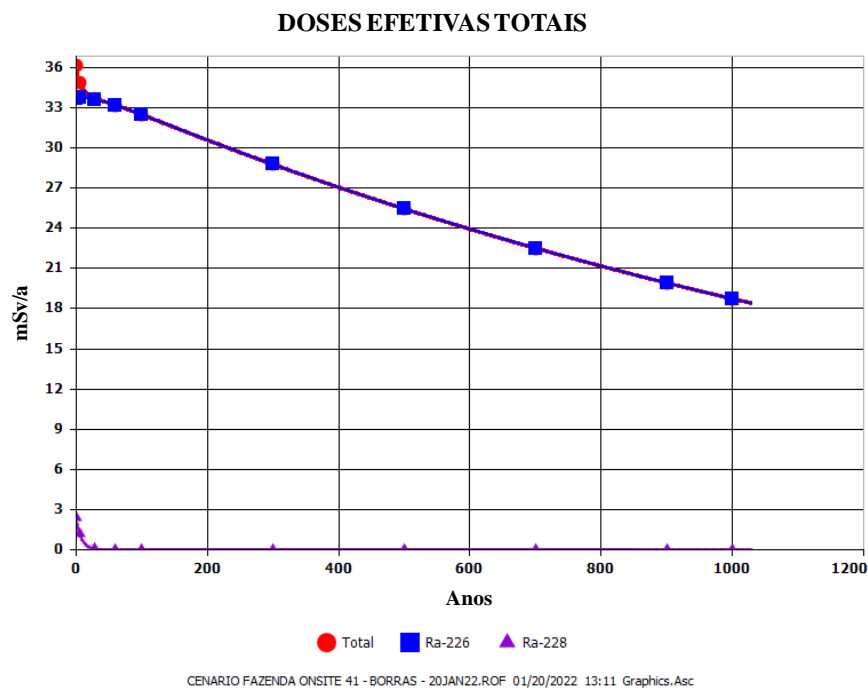


Figura 5.11 – Doses efetivas totais resultantes da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtidas com a espessura da cobertura de 1 m (cenário 41) durante 1000 anos.

A dose efetiva total obtida com a cobertura de espessura de 1 m no primeiro período avaliado ($t = 0$ anos) foi de 36 mSv e em 1000 anos foi de 19 mSv. Esses

valores estão acima do limite anual de 1 mSv para os indivíduos do público estabelecido pela CNEN.

O risco de câncer obtido com o cenário 41 está apresentado no gráfico da Figura 5.12.

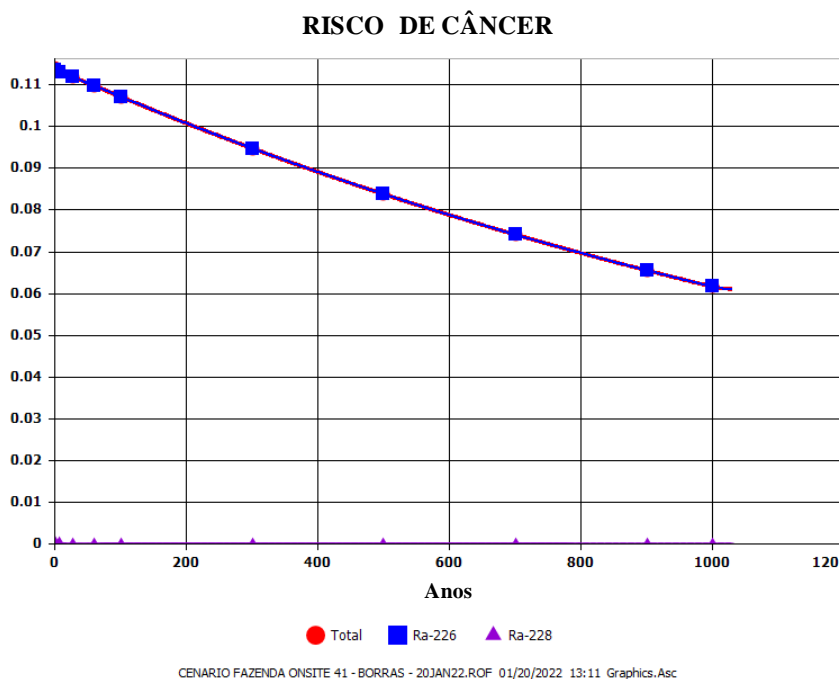


Figura 5.12 – Risco de câncer resultante da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtido com a espessura da cobertura de 1 m (cenário 41) durante 1000 anos.

O risco de câncer obtido no período inicial ($t = 0$ anos) foi de $114 \cdot 10^{-3}$ e em 1000 anos foi de $61,7 \cdot 10^{-3}$.

Os resultados obtidos para esse primeiro cenário, com a espessura de 1 m (cenário 41) estão acima de ambos os valores utilizados para o risco de câncer, o de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e o da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), e baseado nesses valores, esse resultado apresenta risco adicional de câncer para os indivíduos residentes desse cenário durante todo o período avaliado.

Na Tabela 5.7 estão apresentadas as doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura de 2 m, 3 m e 4 m.

Tabela 5.7 – Doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura de 2 m, 3 m e 4 m em 1000 anos.

Código	Espessura da cobertura (m)	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10⁻³)
Cenário 42	2	6,4	22
Cenário 43	3	2,3	7,9
Cenário 44	4	0,99 (700 anos)	3,40 (700 anos)

Dos resultados apresentados na Tabela 5.7, somente o cenário com a espessura da cobertura de 4 m e após 700 anos, a dose efetiva total seria de 1 mSv e o risco de câncer estaria abaixo do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$. Baseado nesses valores, esse cenário não apresentaria risco adicional de câncer para os indivíduos do público. Se compararmos com a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), todos os cenários apresentados na tabela resultaram em risco adicional de câncer durante todo o período avaliado.

A última espessura analisada foi a de 5 m e está ilustrada no gráfico da Figura 5.13.

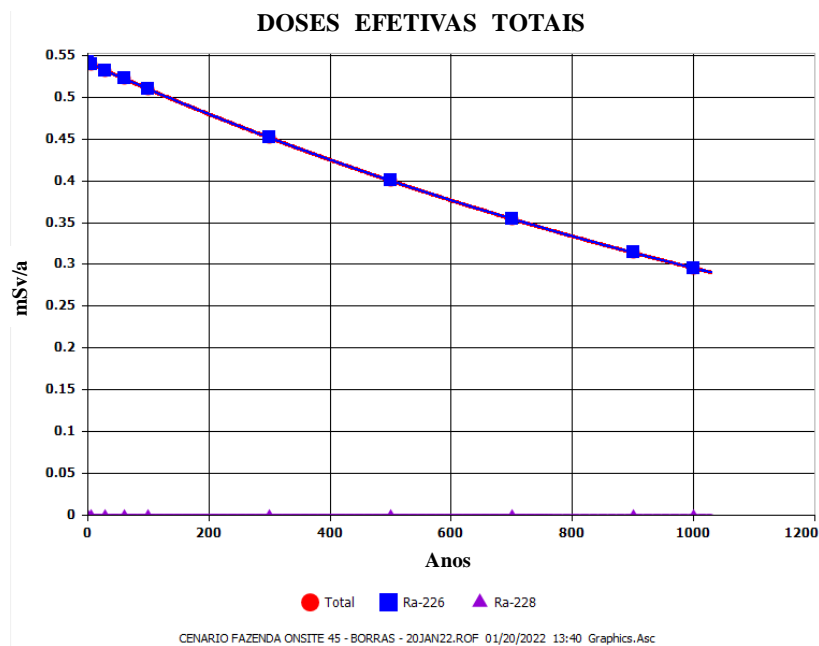
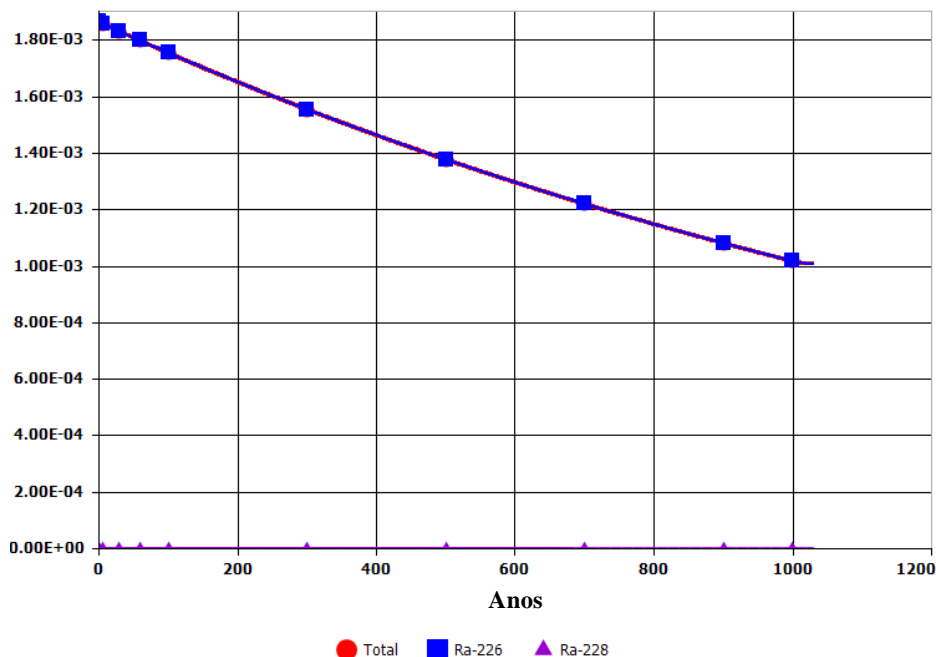


Figura 5.13 – Doses efetivas totais resultantes da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtidas com a espessura da cobertura de 5 m (cenário 45) durante 1000 anos.

Com a espessura da cobertura de 5 m, a dose efetiva total foi de 0,54 mSv no primeiro intervalo de tempo ($t = 0$ anos). Assim, ela já está abaixo do limite anual de 1 mSv estabelecido pela CNEN para os indivíduos do público.

O risco de câncer obtido com esse cenário com a espessura de 5 m está apresentado no gráfico da Figura 5.14.

RISCO DE CÂNCER



CENÁRIO FAZENDA ONSITE 45 - BORRAS - 20JAN22.ROF 01/20/2022 13:40 Graphics.Asc

Figura 5.14 – Risco de câncer resultante da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtido com a espessura da cobertura de 5 m (cenário 45) durante 1000 anos.

O risco de câncer resultante do cenário 45 com a espessura de 5 m, no intervalo de tempo inicial ($t = 0$ anos) foi de $1,87 \cdot 10^{-3}$ e está abaixo do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$. Isso quer dizer que, com base nesse valor, não existe risco adicional de câncer para os indivíduos do público nesse cenário. Mas comparando com a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), esse cenário apresenta risco adicional de câncer até aproximadamente 500 anos.

Comparando os dois cenários com as espessuras de 1 m e de 5 m com a mesma concentração, a redução da dose efetiva total foi significativa, de 36 mSv (cenário 41) para 0,54 mSv (cenário 45) no período inicial ($t = 0$ anos), uma dose efetiva total aproximadamente 97% menor que a obtida com o cenário com a espessura da cobertura de 1 m.

b) Casa

Os cenários de casa também foram avaliados em 5 espessuras diferentes da cobertura do aterro: o cenário 59 (espessura de 1 m), o cenário 60 (espessura de 2 m), o cenário 61 (espessura de 3 m), o cenário 62 (espessura de 4 m) e o cenário 63 (espessura de 5 m).

Para esse cenário, os resultados das doses efetivas totais e do risco de câncer obtidos são resultantes da soma das 4 vias de exposição ativadas: a da radiação externa, a da inalação de partículas, da exposição ao radônio e a da ingestão (acidental) de solo.

Tabela 5.8 – Doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura de 1 m a 5 m em 1000 anos.

Código	Espessura da cobertura (m)	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10⁻³)
Cenário 59	1	18	60,6
Cenário 60	2	6,4	22
Cenário 61	3	2,3	7,89
Cenário 62	4	0,99 (700 anos)	3,40 (700 anos)
Cenário 63	5	0,54 (0 anos)	1,86 (0anos)

Os cenários com as espessuras da cobertura de 1 m a 3 m resultaram em doses efetivas totais e risco de câncer acima do limite anual de 1 mSv e dos valores de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer mesmo em 1000 anos. Com base nesses dados, esses cenários apresentam risco adicional de câncer para os indivíduos desses cenários durante todo o período avaliado.

Com a espessura da cobertura de 4 m após 700 anos, os resultados foram abaixo de 1 mSv e do valor de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer. Com base nesses valores, esse cenário após 700 anos não apresentaria risco adicional de câncer para os indivíduos. Se for comparado à média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$) do risco de câncer, esse cenário também apresenta risco adicional de câncer durante todo o período avaliado.

O cenário com a espessura da cobertura de 5 m resultou em doses efetivas totais e risco de câncer abaixo de 1 mSv/a e do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$, durante todo o período avaliado. Baseado nesses valores, esse cenário não apresentaria risco adicional de câncer para os indivíduos desse cenário. Já se comparado à média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), esse cenário não apresentaria risco adicional de câncer só após 500 anos.

Como podem ser observados, os resultados obtidos para os cenários de fazenda e de casa para a amostra de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,83 Bq/g de ^{228}Ra (amostra 1) foram similares, já que a via de exposição que contribui em mais de 98% para as doses efetivas totais e para o risco de câncer é a exposição direta ao radônio proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica.

- **Amostras de 9,23 Bq/g de ^{226}Ra e 3,54 Bq/g de ^{228}Ra a 413,4 Bq/g de ^{226}Ra e 117,9 Bq/g de ^{228}Ra (amostras 2 a 6)**

Os resultados das doses efetivas totais e do risco de câncer obtidos para as amostras de 9,23 Bq/g de ^{226}Ra e 3,54 Bq/g de ^{228}Ra a 413,4 Bq/g de ^{226}Ra e 117,9 Bq/g de ^{228}Ra estão apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Resultados obtidos para os cenários de fazenda e de casa *onsite* para as amostras de n° 2 a 6 de borras, em 1000 anos.

Nº	Concentração (Bq/g)	Espessura da cobertura (m)	Cenário Fazenda			Cenário Casa		
			Código	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)	Código	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)
				[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]		[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]
2	9,23 ²²⁶ Ra 3,54 ²²⁸ Ra	1	Cenário 46	39	127	Cenário 64	36	125
		2	Cenário 47	13	45,4	Cenário 65	13	45,4
		3	Cenário 48	4,7	16,3	Cenário 66	4,7	16,3
		4	Cenário 49	1,7	5,86	Cenário 67	1,7	5,85
		5	Cenário 50	0,93 (300 anos)	3,79 (28 anos)	Cenário 68	0,93 (300 anos)	3,79 (28 anos)
3	23,6 ²²⁶ Ra 14,5 ²²⁸ Ra	1	Cenário 51	99	326	Cenário 69	93	320
		2	Cenário 52	34	116	Cenário 70	34	116
		3	Cenário 53	12	41,7	Cenário 71	12	41,7
		4	Cenário 54	4,3	15	Cenário 72	4,3	15
		5	Cenário 55	1,6	5,38	Cenário 73	1,6	5,38
4	50 ²²⁶ Ra 48,6 ²²⁸ Ra	1	Cenário 56	210	690	Cenário 74	200	677
		2	Cenário 57	71	246	Cenário 75	71	246
		3	Cenário 58	26	88,4	Cenário 76	26	88,3
		4	Cenário 59	9,2	31,7	Cenário 77	9,2	31,7
		5	Cenário 60	3,3	11,4	Cenário 78	3,3	11,4
5	93 ²²⁶ Ra 15 ²²⁸ Ra	1	Cenário 61	390	1280	Cenário 79	370	1260
		2	Cenário 62	130	458	Cenário 80	130	457
		3	Cenário 63	48	164	Cenário 81	48	164
		4	Cenário 64	17	59	Cenário 82	17	59
		5	Cenário 65	6,2	21,2	Cenário 83	6,2	21,2
6	413,4 ²²⁶ Ra 117,9 ²²⁸ Ra	1	Cenário 66	1700	5700	Cenário 84	1600	5600
		2	Cenário 67	590	2030	Cenário 85	590	2030
		3	Cenário 68	210	730	Cenário 86	210	730
		4	Cenário 69	76	262	Cenário 87	76	262
		5	Cenário 70	27	94,1	Cenário 88	27	94,2

A Tabela 5.9 mostra que as doses efetivas totais e o risco de câncer reduziram significativamente (mais de 98%) com a variação da espessura da cobertura de 1 m para 5 m. Entretanto, como a concentração vai aumentando, as doses efetivas totais e o risco de câncer resultante também aumentaram. Assim, os únicos cenários de fazenda e de casa que resultaram em doses efetivas totais abaixo de 1 mSv e no risco de câncer abaixo do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$ foi o com a amostra de 9,23 Bq/g de ^{226}Ra e de 3,54 Bq/g de ^{228}Ra , com a espessura da cobertura de 5 m e após 300 anos.

Entretanto, se comparar o valor resultante do risco de câncer desse cenário com a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), todos os cenários obtidos com as amostras de concentração de 9,23 Bq/g a 413,4 Bq/g de ^{226}Ra estão acima de 1 mSv/a e de ambos os valores de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer, ou seja, todos os cenários apresentaram risco adicional de câncer para os indivíduos do público dos cenários de fazenda e de casa durante o período analisado.

5.1.2.2. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (*offsite*) a 100 m de distância do aterro

Os cenários apresentados neste tópico são os cenários de fazendas e de casas situadas nas áreas de contaminação secundária a 100 m do aterro e da contaminação primária. Para esses cenários e todos os outros situados em diferentes distâncias do aterro (cenários *offsite*), as espessuras da cobertura foram avaliadas para 1 m e 5 m.

- **Amostra de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e 2,83 Bq/g de ^{228}Ra (amostra 1)**

Os resultados apresentados a seguir são o de fazenda e depois o de casa obtidos com os cenários situados *offsite* com a concentração de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,83 Bq/g de ^{228}Ra .

a) Fazenda

As doses efetivas totais resultantes do cenário de fazenda situada a 100 m de distância do aterro encerrado e com a espessura da cobertura de 1 m estão apresentadas na Figura 5.15.

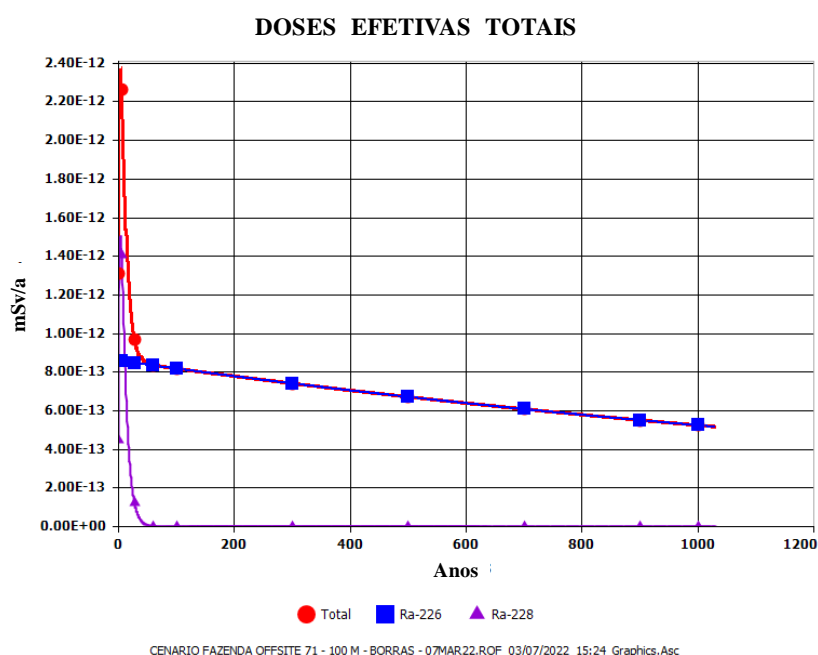


Figura 5.15 - Doses efetivas totais resultantes da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtidas com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *offsite* a 100 m) durante 1000 anos.

Pode-se observar que as doses efetivas totais resultantes foram baixas (10^{-12}), mesmo no período inicial com o pico do decaimento do ^{228}Ra . A dose efetiva total nesse cenário foi de $1,3 \cdot 10^{-12}$ mSv no período inicial ($t = 0$ anos) e está abaixo do limite de dose efetiva anual estabelecido para os indivíduos do público.

O risco de câncer obtido por este cenário está apresentado no gráfico da Figura 5.16.

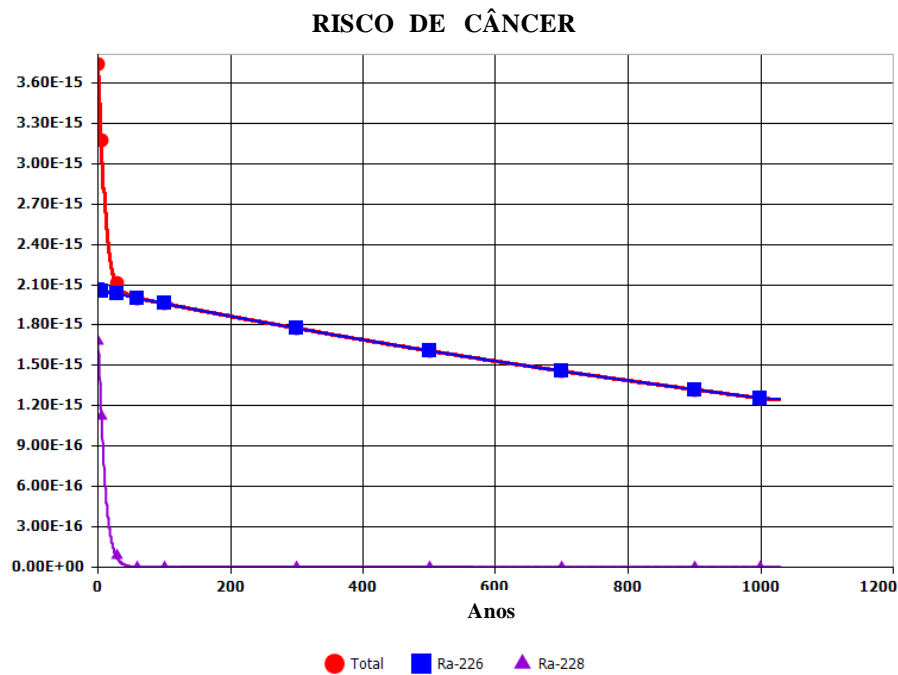


Figura 5.16 – Risco de câncer resultante da soma de todas as vias de exposição provenientes do rádio e das suas respectivas progênes obtido com a espessura da cobertura de 1 m (cenário *offsite* a 100 m) durante 1000 anos.

O risco de câncer obtido no período inicial ($t = 0$ anos) foi de $3,74 \cdot 10^{-15}$ e durante todo o período de tempo avaliado está abaixo do valor de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer. Com base nesses valores, esse cenário não resultou em risco adicional de câncer para os residentes do cenário avaliado.

Mesmo com as doses efetivas totais abaixo do limite anual e sem gerar risco adicional de câncer para os indivíduos do público, com base nos valores utilizados, o cenário com a espessura da cobertura de 5 m também foi realizado. A dose efetiva total foi de $5,9 \cdot 10^{-30}$ e o risco de câncer resultante foi de $2,49 \cdot 10^{-32}$ no período inicial ($t = 0$ anos) com a espessura da cobertura de 5 m.

b) Casa

Os resultados de dose efetiva total e do risco de câncer para amostra 1 obtidas no cenário de casa estão apresentadas na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – Doses efetivas totais e o risco de câncer obtido com as espessuras da cobertura de 1 m e de 5 m no cenário de casa, no período inicial (t = 0 anos).

Código	Espessura da cobertura (m)	Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10⁻³)
Cenário 89	1	5,3*10 ⁻¹³	1,51*10 ⁻¹²
Cenário 90	5	2,4*10 ⁻³⁰	1,01*10 ⁻²⁹

Como podem ser observados, os resultados para o cenário de casa foram ainda menores que os obtidos com o cenário de fazenda devido as vias de exposição que contribuíram para as doses efetivas totais e para o risco de câncer serem somente 4 vias (radiação externa do solo da contaminação primária, da inalação de partículas, da exposição ao radônio e da ingestão (acidental) de solo), e do tempo de exposição na área de contaminação secundária também ser menor (12 h) comparado ao do cenário da fazenda (21 h e 36 min).

A única via de exposição que contribui para as doses efetivas totais e para o risco de câncer em ambos os cenários de fazenda e de casa situadas a 100 m de distância do aterro encerrado foi a da radiação direta do solo proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica.

- **Amostras de 9,23 Bq/g de ²²⁶Ra e 3,54 Bq/g de ²²⁸Ra a 413,4 Bq/g de ²²⁶Ra e 117,9 Bq/g de ²²⁸Ra (amostras 2 a 6)**

Os resultados de dose efetiva total e de risco de câncer para os cenários de fazenda e de casa nas espessuras de 1 m e de 5 m para as amostras de borras de

9,23 Bq/g de ^{226}Ra e 3,54 Bq/g de ^{228}Ra a 413,4 Bq/g de ^{226}Ra e 117,9 Bq/g de ^{228}Ra estão apresentadas na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 – Resultados obtidos para os cenários de fazenda e de casa situadas a 100 m do aterro para as amostras de borras de 9,23 Bq/g a 413,4 Bq/g de ²²⁶Ra no período inicial (t = 0 anos).

Nº	Concentração (Bq/g)	Espessura da cobertura (m)	Cenário Fazenda			Cenário Casa		
			Código	Dose efetiva total (mSv) [Valor de referência: 1 mSv]	Risco de câncer (*10 ⁻³) [Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]	Código	Dose efetiva total (mSv) [Valor de referência: 1 mSv]	Risco de câncer (*10 ⁻³) [Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]
2	9,23 ²²⁶ Ra	1	Cenário 73	2,3*10 ⁻¹²	6,35*10 ⁻¹²	Cenário 91	9,4*10 ⁻¹³	2,57*10 ⁻¹²
	3,54 ²²⁸ Ra	5	Cenário 74	7,4*10 ⁻³⁰	3,12*10 ⁻²⁹	Cenário 92	3*10 ⁻³⁰	1,26*10 ⁻²⁹
3	23,6 ²²⁶ Ra	1	Cenário 75	6,8*10 ⁻¹²	1,95*10 ⁻¹¹	Cenário 93	2,8*10 ⁻¹²	7,86*10 ⁻¹²
	14,5 ²²⁸ Ra	5	Cenário 76	3*10 ⁻²⁹	1,28*10 ⁻²⁸	Cenário 94	1,2*10 ⁻²⁹	5,16*10 ⁻²⁹
4	50 ²²⁶ Ra	1	Cenário 77	1,7*10 ⁻¹¹	5,18*10 ⁻¹¹	Cenário 95	7*10 ⁻¹²	2,09*10 ⁻¹¹
	48,6 ²²⁸ Ra	5	Cenário 78	1*10 ⁻²⁸	4,28*10 ⁻²⁸	Cenário 96	4,1*10 ⁻²⁹	1,73*10 ⁻²⁸
5	93 ²²⁶ Ra	1	Cenário 79	2*10 ⁻¹¹	5,17*10 ⁻¹¹	Cenário 97	8,2*10 ⁻¹²	2,09*10 ⁻¹¹
	15 ²²⁸ Ra	5	Cenário 80	3,1*10 ⁻²⁹	1,33*10 ⁻²⁸	Cenário 98	1,3*10 ⁻²⁹	5,36*10 ⁻²⁹
6	413,4 ²²⁶ Ra	1	Cenário 81	9,8*10 ⁻¹¹	2,60*10 ⁻¹⁰	Cenário 99	4*10 ⁻¹¹	1,05*10 ⁻¹⁰
	117,9 ²²⁸ Ra	5	Cenário 82	2,5*10 ⁻²⁸	1,04*10 ⁻²⁷	Cenário 100	9,9*10 ⁻²⁹	4,20*10 ⁻²⁸

Os resultados apresentados na Tabela 5.11 mostram que apesar das doses efetivas totais e do risco de câncer aumentarem em consequência do aumento da concentração, todos os resultados estão abaixo do limite anual de 1 mSv e de ambos os valores utilizados para o risco de câncer, o de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e o da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), já no período inicial ($t = 0$ anos). Com base nesses valores, os cenários de fazenda e de casa apresentados não causariam riscos adicionais para os indivíduos do público durante todo o período avaliado.

5.1.2.3. Cenários de fazenda e de casa situadas na área de contaminação secundária (*offsite*) a 500 m de distância do aterro

O terceiro cenário avaliado foi o de fazenda e de casa situada a uma distância de 500 m da área de contaminação primária, ou seja, do aterro (*offsite*). Assim como no cenário anterior, a espessura da cobertura do aterro foi avaliada para 1 m e 5 m.

Os resultados obtidos para as 6 amostras de borras nas duas espessuras com os cenários de fazenda estão apresentados na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 – Resultados obtidos para os cenários de fazenda situadas a 500 m do aterro para as 6 amostras de borras no período inicial (t = 0 anos).

Nº	Concentração (Bq/g)	Espessura da cobertura (m)	Código	Cenário Fazenda	
				Dose efetiva total (mSv)	Risco de câncer (*10 ⁻³)
				[Valor de referência: 1 mSv]	[Valor de referência: 3,83*10 ⁻³]
1	4,47 ²²⁶ Ra	1	Cenário 83	2,4*10 ⁻¹⁴	6,78*10 ⁻¹⁴
	2,83 ²²⁸ Ra	5	Cenário 84	1,1*10 ⁻³¹	4,52*10 ⁻³¹
2	9,23 ²²⁶ Ra	1	Cenário 85	4,2*10 ⁻¹⁴	1,15*10 ⁻¹³
	3,54 ²²⁸ Ra	5	Cenário 86	1,3*10 ⁻³¹	5,66*10 ⁻³¹
3	23,6 ²²⁶ Ra	1	Cenário 87	1,2*10 ⁻¹³	3,53*10 ⁻¹³
	14,5 ²²⁸ Ra	5	Cenário 88	5,5*10 ⁻³¹	2,32*10 ⁻³⁰
4	50 ²²⁶ Ra	1	Cenário 89	3,1*10 ⁻¹³	9,40*10 ⁻¹³
	48,6 ²²⁸ Ra	5	Cenário 90	1,8*10 ⁻³⁰	7,76*10 ⁻³⁰
5	93 ²²⁶ Ra	1	Cenário 91	3,7*10 ⁻¹³	9,38*10 ⁻¹³
	15 ²²⁸ Ra	5	Cenário 92	5,7*10 ⁻³¹	2,40*10 ⁻³⁰
6	413,4 ²²⁶ Ra	1	Cenário 93	1,8*10 ⁻¹²	4,72*10 ⁻¹²
	117,9 ²²⁸ Ra	5	Cenário 94	4,5*10 ⁻³⁰	1,89*10 ⁻²⁹

O cenário de fazenda situada a 500 m do aterro resultou em doses efetivas totais abaixo de 1 mSv/a e de ambos os valores utilizados para o risco de câncer, o de referência (3,83*10⁻³) e o da média mundial (1,45*10⁻³), durante todo o período avaliado. Com base nesses valores, esses cenários não apresentam risco adicional de câncer para os indivíduos do público.

Os cenários de casa situada a 500 m foram simulados, mas não resultaram em doses efetivas nem para a amostra de maior concentração (amostra 6).

Assim como para o cenário de distância de 100 m do aterro, a via de exposição predominante para as doses efetivas totais e para o risco de câncer foi a da radiação direta do solo proveniente da área de contaminação primária e da liberação atmosférica.

Os cenários de fazenda situados a 1 km e 5 km da área de contaminação primária também foram avaliados, mas esses cenários não resultaram em doses efetivas para os indivíduos do público. Com isso, o cenário de fazenda situada a 10 km do aterro não foi simulado.

Como o cenário de casa situada a 500 m não apresentou doses efetivas, os cenários situados nas distâncias de 1 km, 5 km e de 10 km não foram simulados.

5.1.3. Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade é utilizada para entender os efeitos dos parâmetros de entrada nos resultados obtidos (USNRC, 2020) e caracterizar esses efeitos nas doses efetivas e no risco de câncer. Neste estudo, 3 parâmetros de entrada que foram utilizados apresentaram contribuições significativas (acima de 10%) para a variação das doses efetivas totais e do risco de câncer total para o cenário de fazenda situada em cima da área de contaminação primária (*onsite*), que foi o pior cenário avaliado neste estudo. Os parâmetros foram: a espessura da cobertura, a densidade da camada de rejeitos e a fração de tempo passado dentro da residência situada na área de contaminação primária (*onsite*).

Os valores foram avaliados para o cenário de fazenda com a espessura da cobertura de 1 m. O tipo de rejeito foi a incrustação com a densidade de $2,6 \text{ g/cm}^3$ e a fração de tempo passado dentro da casa (*indoor*) situada na área de contaminação primária foi de 0,5 d (12 horas). Os resultados da dose efetiva total e do risco de câncer nesse cenário foram 36 mSv e $120 \cdot 10^{-3}$, respectivamente, no período inicial ($t = 0$ anos).

A Tabela 5.13 apresenta a sensibilidade da dose efetiva total e do risco de câncer à espessura da cobertura, à fração de tempo passado dentro da casa (*indoor*) na área de contaminação primária e à densidade da camada de rejeitos.

Tabela 5.13 – Sensibilidade da dose efetiva total e do risco de câncer aos parâmetros avaliados.

Parâmetros	Dose efetiva total			Risco de câncer		
	2 m	1 m	0,5 m	2 m	1 m	0,5 m
Espessura da cobertura (1 m)	12 mSv (67%)	36 mSv	42 mSv (17%)	43*10 ⁻³ (64%)	120*10 ⁻³	126*10 ⁻³ (5%)
Fração de tempo passado dentro de casa (<i>indoor</i>) na área de contaminação primária – <i>onsite</i> (0,5 d)	0,6 d 43 mSv (19%)	0,5 d 36 mSv	0,25 d 19 mSv (47%)	0,6 d 144*10 ⁻³ (20%)	0,5 d 120*10 ⁻³	0,25 d 61*10 ⁻³ (49%)
Densidade da camada de rejeitos (2,6 g/cm ³)	5,2 g/cm ³ 71 mSv (97%)	2,6 g/cm ³ 36 mSv	1,3 g/cm ³ 19 mSv (47%)	5,2 g/cm ³ 240*10 ⁻³ (100%)	2,6 g/cm ³ 120*10 ⁻³	1,3 g/cm ³ 61*10 ⁻³ (49%)

Em vermelho: a dose efetiva e o risco de câncer aumentaram; **em verde:** a dose efetiva e o risco de câncer reduziram.

Quando a espessura da cobertura aumentou de 1 m para 2 m, a dose efetiva total foi de 12 mSv, que é 67% menor que a dose inicial obtida com 1 m. Para o risco de câncer, o valor obtido foi de 120*10⁻³ e quando a espessura da cobertura aumentou para 2 m foi de 43*10⁻³, uma redução de 64%. Isso está de acordo com os resultados que foram obtidos para o mesmo período quando a espessura da cobertura foi avaliada com 2 m.

Quando a espessura da cobertura foi reduzida para 0,5 m, a dose efetiva total foi de 42 mSv e o risco de câncer foi de 126*10⁻³, um aumento de 17% e 5%, respectivamente.

Quando a fração de tempo passado dentro da casa (*indoor*) na área de contaminação primária foi aumentada de 0,5 d (12 h) para 0,6 d (14 h e 24 min), a dose efetiva total foi de 43 mSv e o risco de câncer foi de 144*10⁻³, um aumento de 19% e 20%, respectivamente. Quando a fração de tempo reduziu para 0,25 d (6 h), a dose efetiva total foi de 19 mSv e o risco de câncer foi de 61*10⁻³, uma redução de 47% e de 49%, respectivamente.

O parâmetro que mais influenciou a dose efetiva total e o risco de câncer foi a variação da densidade da camada de rejeitos. Quando a densidade aumentou de 2,6 g/cm³ para 5,2 g/cm³, a dose efetiva total foi de 71 mSv e o risco de câncer foi de 240*10⁻³, um aumento de 97% e de 100%, respectivamente. Quando a densidade foi reduzida para 1,3 g/cm³, a dose efetiva total foi de 19 mSv e o risco de câncer foi de 61*10⁻³, uma redução de 47% e 49%, respectivamente.

A análise de sensibilidade desse cenário corroborou com o estudo realizado nesta tese, já que apresentou, diante das condições estabelecidas, os valores para os parâmetros que resultariam na redução das doses efetivas e do risco de câncer.

Os resultados dessa análise mostram que rejeitos com densidades mais baixas contribuem para doses efetivas e risco de câncer mais baixo; assim como a espessura da cobertura do aterro, quanto mais espessa, menor será a dose efetiva total e o risco de câncer resultante já que algumas vias de exposição vão contribuir menos ou vão deixar de influenciar na soma total resultante; e por fim, o período de permanência em local fechado situado acima da contaminação primária, como dentro de uma casa, deve ser o menor possível para que a exposição ao radônio e a radiação externa sejam reduzidas o quanto for possível.

5.2. Seleção de regiões brasileiras com possibilidade de situar um repositório para rejeitos de NORM “*in natura*”

Esse tópico é resultado de uma análise preliminar de parâmetros que foram obtidos do aterro utilizado como referência, o *Deer Trail* da *Clean Harbors*, que está localizado no estado do Colorado (EUA), e também são critérios de seleção para locais para deposição final de rejeitos radioativos sólidos estabelecidos pela ARPANSA (2017), na Austrália. Então, esses parâmetros são relevantes na seleção de um local candidato a situar um repositório do tipo aterro para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”.

Os resultados dos parâmetros selecionados serão apresentados em função das 5 regiões demográficas do Brasil. Para cada parâmetro serão apresentados a definição,

seguida do dado obtido do aterro de referência, os resultados do parâmetro obtido para as 5 regiões do Brasil e por fim, a relevância de cada parâmetro para a região que é candidata a situar um repositório do tipo aterro para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”.

No final do tópico está apresentada uma discussão dos dados e os critérios de avaliação para seleção das 3 regiões que têm mais similaridades com a região em que está situado o aterro da *Clean Harbors*.

5.2.1. Regiões demográficas

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, o Brasil tem uma área territorial de 8.510.345.540 km² e uma população estimada em 213.317.639 pessoas, em 2021 (IBGE, 2022a). Essa população está distribuída de forma irregular por 26 Estados e o Distrito Federal (IBGE, 2023a).

Além da divisão do país em estados, também existe a divisão em regiões demográficas, que são 5 grandes regiões com número de estados diferentes entre cada uma delas (IBGE – 2023b). Os estados que compõem cada região estão apresentados na Figura 5.17.



Figura 5.17 - Divisão do Brasil por estados e regiões demográficas (INFO ESCOLA, 2023).

Os resultados para cada parâmetro avaliado são apresentados por região e quando esses dados não foram encontrados na literatura científica, os dados numéricos de cada estado da região foram somados e divididos pela quantidade de estados, para estimar a média da região.

5.2.2. Parâmetros analisados

Neste estudo foram analisados 5 parâmetros: o clima predominante, a precipitação média anual, a população que reside nas áreas rurais, a densidade demográfica e a produção total de petróleo e gás natural.

5.2.2.1. Clima predominante

O clima é o conjunto de comportamentos dos fenômenos atmosféricos. A definição do clima de uma região tem como base o cálculo de diferentes parâmetros,

dentre eles, as precipitações médias, o vento, a temperatura e a umidade do ar (INMET, 2023).

O local em que o aterro da *Clean Harbors* está situado é uma planície e o clima das planícies orientais desse estado é o estepe continental, também denominado de temperado continental, que é encontrado entre as regiões dos trópicos e dos polos. O clima de estepe continental é semiárido e caracterizado por invernos frios e verões quentes (CLEAN HARBORS, 2019; NATIONAL GEOGRAPHIC, 2023).

Como o Brasil tem diferentes tipos de clima, esse parâmetro está apresentado na Tabela 5.14 pelo que é predominante em cada região.

Tabela 5.14 – Clima predominante das 5 regiões demográficas.

Regiões demográficas	Clima predominante
Centro-Oeste	Clima tropical com inverno seco
Nordeste	Clima quente, seco e semiárido
Norte	Clima tropical úmido
Sudeste	Clima tropical com inverno seco
Sul	Clima subtropical úmido, sem estação seca com verão quente

Fonte: AMARAL *et al.*, 2018; ALVARES *et al.*, 2013; FRANCA, 2015; FRANCISCO *et al.*, 2017; ROLDÃO *et al.*, 2019; LIRA *et al.*, 2020; EMBRAPA, 2023; GOVERNO DE RORAIMA, 2022; MPAP, 2022; MT, 2022.

Como pode ser observada, somente a região nordeste tem como clima predominante o semiárido, mas as regiões centro-oeste e sudeste também apresentam estações mais secas.

O clima é um parâmetro essencial na seleção de um local para situar um repositório situado próximo a superfície, como os aterros, já que engloba um conjunto de fatores que caracterizam e definem a região que possui esse clima (IAEA, 2005; INMET, 2023). Uma região com clima semiárido tem como algumas características, a baixa umidade do ar e, principalmente, a baixa precipitação de chuvas.

5.2.2.2. Taxa de precipitação média de chuvas

O principal parâmetro que compõe o clima é a precipitação de chuvas e está apresentado separado devido ao papel desempenhado por ele na possível infiltração da água da chuva na camada de rejeitos.

A precipitação é a quantidade de chuvas que ocorre em um determinado período, representada neste estudo pelas médias anuais. Esses dados foram estimados pelos valores de cada estado e depois pelas médias aritméticas para a obtenção da média anual por região.

A região de *Deer Trail* tem precipitação média anual de 330,2 mm (CLEAN HARBORS, 2019).

No Brasil, as precipitações médias obtidas em cada região estão apresentadas na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 – Taxa de precipitação média de chuvas (mm/a) em cada uma das 5 regiões demográficas.

Regiões demográficas	Taxa de precipitação média (mm/a)
Centro-Oeste	1563
Nordeste	1138
Norte	2056
Sudeste	1301
Sul	1642

Fonte: AMARAL *et al.*, 2018; FRANCA, 2015; RAMOS *et al.*, 2017; FRANCISCO *et al.*, 2017; ROLDÃO *et al.*, 2019; MELLO *et al.*, 2019; LIRA *et al.*, 2020; LORENÇONE *et al.*, 2020; BRUBACHER, 2021; AGÊNCIA AMAPÁ, 2022; APAC, 2022; GOVERNO DE RORAIMA, 2022; INMET, 2022; MT, 2022; WORLD DATA, 2022.

Para esse parâmetro, a região que possui a taxa de precipitação de chuvas mais baixas é a região nordeste.

A baixa quantidade de chuvas é um aspecto interessante a ser avaliado devido a redução do risco de infiltração dessa água na camada de rejeitos. Isso está de acordo com o documento publicado pela ARPANSA: “*Code for disposal of solid radioactive waste*” (2017) que exige como um dos critérios de seleção de um local para a deposição final de rejeitos radioativos, um local que esteja situado em uma área com baixa quantidade de chuvas.

Com esses dois parâmetros, o clima e a precipitação de chuvas é possível realizar uma caracterização inicial do local candidato para situar um repositório para rejeitos radioativos. Esses parâmetros que estão incluídos de forma mais ampla, nas condições climáticas e meteorológicas são requisitos exigidos pela CNEN nas normas 6.06 (CNEN, 1990) e 8.02 (CNEN, 2014c) de seleção e escolha de locais e de licenciamento, respectivamente, para depósitos de rejeitos radioativos.

5.2.2.3. Densidade demográfica

De acordo com a definição do IBGE (2022b), densidade demográfica “*é uma medida da distribuição espacial da população e permite o estudo da concentração ou dispersão dessa população no espaço geográfico considerado*”.

Esse parâmetro indica se a região analisada tem muitos habitantes considerando o tamanho em extensão dessa área, expressa em km². Quanto maior esse valor, mais habitantes estão distribuídos nessa região, ou seja, mais populosa e povoada ela é. Do contrário, quanto menor esse valor pode indicar que a distribuição da população pela região é mais espalhada então ela é pouco povoada.

Esse parâmetro foi selecionado, pois o local em que está situado o aterro da *Clean Harbors* não possui áreas residenciais e industriais, escolas, faculdades, hospitais até a distância de 1,60 km da instalação. Além disso, não existem centros ou cidades com população maior que 10.000 pessoas a menos de 50 km de distância da instalação. A área mais próxima da instalação é escassamente povoada a 56 km de distância e tem 462 pessoas (CLEAN HARBORS, 2019). A densidade populacional do estado do Colorado é 19,9 habitantes por km² (WORLD POPULATION REVIEW, 2022).

Na Tabela 5.16 estão apresentadas as densidades demográficas utilizadas e que foram obtidas no site do Governo do Pará (2022) e os dados são referentes ao ano de 2019.

Tabela 5.16 – Densidade demográfica em habitantes por km² em cada região do Brasil.

Regiões demográficas	Densidade demográfica (hab/km²)
Centro-Oeste	10
Nordeste	37
Norte	5
Sudeste	96
Sul	52

Fonte: GOVERNO DO PARÁ, 2022.

As regiões com as menores densidades demográficas são o norte e o centro-oeste que possuem 5 e 10 habitantes por km², respectivamente.

Neste estudo, esse parâmetro é relevante para mostrar quais regiões possuem menos habitantes distribuídos em cada área territorial e pode indicar que essa distribuição espalhada resulta em regiões que são menos povoadas. Esse também é um dos requisitos exigidos pela CNEN na norma 8.02 de licenciamento de depósitos de rejeitos radioativos (2014c).

No contexto dessa tese, as regiões que tem habitantes distribuídos de forma mais espalhada são apresentadas como alternativa para situar um repositório de rejeitos de NORM na forma “*in natura*”, pois tem possibilidade de ser um local que não tenha aglomeração da população. Além disso, a avaliação de risco específica do local candidato pode requerer o aumento da distância da população que reside em regiões adjacentes ao local e assim esse critério pode ser um fator decisivo.

Esse parâmetro também é apresentado pela ARPANSA que exige que o local esteja situado em área com baixa densidade populacional e onde o crescimento projetado da população ou a prospecção para o desenvolvimento futuro sejam também baixos (ARPANSA, 2017).

5.2.2.4. População residente na região rural

O parâmetro a ser descrito a seguir apresenta a população que reside nas zonas rurais que são as regiões mais afastadas e com menos desenvolvimento comparado aos centros urbanos.

Uma referência é o Estado do Colorado (EUA), onde está localizado o aterro da *Clean Harbors*, onde a população que reside em áreas rurais é de 697.748 pessoas, ou 16% da população total do estado (COLORADO RURAL HEALTH CENTER, 2014).

Na Tabela 5.17 está apresentada em porcentagem, a quantidade de pessoas que residem nas áreas rurais em cada região do Brasil.

Tabela 5.17 – Porcentagem de pessoas que residem nas áreas rurais em cada região do Brasil.

Regiões demográficas	População rural (%)
Centro-Oeste	11,2
Nordeste	26,9
Norte	26,5
Sudeste	7,1
Sul	15,1

Fonte: IBGE, 2011.

A região que tem a menor porcentagem da população residindo nas áreas rurais é o sudeste (7,1%), seguida da região do centro-oeste (11,2%).

Esse parâmetro foi selecionado, pois as áreas urbanas geralmente são as mais desenvolvidas, com mais indústrias e polos tecnológicos, o que é um atrativo para a maior parte da população. Na Malásia, um dos critérios de exclusão de um local para deposição final é ele estar situado em áreas populosas como os centros urbanos (AELB, 2020). No Brasil, 84,4% da população reside em áreas urbanas e o restante (15,6%) em áreas rurais (IBGE, 2011). Isso mostra o potencial que as áreas rurais têm para situar um repositório para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”.

5.2.2.5. Produção total de petróleo e gás natural

O último parâmetro analisado é a média da produção total diária de petróleo e gás natural obtida em barris de óleo equivalente durante o período de outubro de 2021 a setembro de 2022. Esses dados foram obtidos dos boletins mensais publicados pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – ANP (2023).

A Tabela 5.18 apresenta a média da produção total diária de petróleo e gás natural em porcentagem.

Tabela 5.18 – Porcentagem da produção total média diária de petróleo e gás natural em cada região do Brasil.

Regiões demográficas	Produção total média de petróleo e gás natural (%)
Centro-Oeste	-
Nordeste	3,24
Norte	2,65
Sudeste	94,11
Sul	-

Fonte: ANP, 2023.

Não foram apresentadas as médias da produção de petróleo e gás natural para a região centro-oeste, pois não têm campos de petróleo em nenhum estado dessa região e na região sul, como somente o Paraná possui campos de óleo e a produção é baixa comparada a das outras regiões, a porcentagem ficou acima de 4 casas decimais (0,0007%).

A região que possui a maior produção total média diária de petróleo e gás natural é a região Sudeste (94,11%).

Como a quantidade de rejeitos de NORM gerados está relacionada com a produção de petróleo, a construção de um repositório no futuro que estivesse próximo das regiões que possuem campos de óleo seria o mais indicado para que os rejeitos a

serem enviados para esse local não estejam em locais distantes e tenham que ser transportados por longos períodos de tempo e de distância. Por isso, esse parâmetro foi incluído na avaliação.

5.2.2.6. Classificação das regiões

Os 5 parâmetros apresentados foram classificados de acordo com a similaridade e a proximidade dos dados do Brasil com os do local em que está situado o repositório da *Clean Harbors* e o critério de avaliação utilizado foi o fator de peso composto.

Na Tabela 5.19 estão apresentadas as regiões com as maiores similaridades com o local do aterro de referência de acordo com cada parâmetro.

Tabela 5.19 – Critério de avaliação utilizado.

Ranking	Clima predominante (P5)	Precipitação média anual (P4)	Densidade demográfica (P1)	População rural (P2)	Produção total de petróleo diária (P3)
1(P'5)	Nordeste	Sul	Norte	Sudeste	Sudeste
2(P'4)	Sudeste	Sudeste	Centro-Oeste	Sul	Nordeste
3(P'3)	Centro-Oeste	Centro-Oeste	Nordeste	Centro-Oeste	Norte

Para a realização de uma avaliação das regiões, levando em consideração os critérios selecionados e o ranking, foram definidos fatores de peso para cada classe.

Para os critérios selecionados, os fatores de peso foram determinados tendo o maior peso, o parâmetro que foi definido neste estudo como sendo o mais relevante para um local candidato a situar um repositório para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”, sendo assim definidos: o clima predominante é o que possui o maior peso (P5), seguido da precipitação média anual (P4), da média da produção total diária de petróleo e gás natural (P3), da população que reside nas áreas rurais (P2) e da densidade demográfica, que tem o menor fator de peso (P1).

Para a posição do ranking em cada parâmetro foi determinado ser de peso 5 (P'5) a primeira posição como o maior fator, a segunda posição como peso 4 (P'4) e a terceira posição como peso 3 (P'3). Como o objetivo do trabalho é selecionar 3 regiões com mais similaridades com o local de referência, somente as 3 primeiras posições do ranking de cada parâmetro receberam um fator de peso.

Foi utilizado o método da soma ponderada, tomando por base os fatores de peso de cada parâmetro e posição do ranking e a pontuação total de cada região está apresentada na Tabela 5.20.

Tabela 5.20 – Pontuação total das 5 regiões demográficas do Brasil.

Regiões	Pontuação	Total
Centro-Oeste	$(P5*P'3)+(P4*P'3)+(P1*P'4)+(P2*P'3)$	37
Nordeste	$(P5*P'5)+(P1*P'3)+(P3*P'4)$	40
Norte	$(P1*P'5)+(P3*P'3)$	14
Sudeste	$(P5*P'4)+(P4*P'4)+(P2*P'5)+(P3*P'5)$	61
Sul	$(P4*P'5)+(P2*P'4)$	28

De acordo com os parâmetros avaliados e os critérios utilizados neste estudo, as regiões com mais similaridades com o local de referência e que no futuro podem ser estudadas de forma mais criteriosa para situar um repositório para rejeitos de NORM na forma “*in natura*” são as regiões sudeste, nordeste e centro-oeste, nesta ordem sequencial.

Os dados obtidos são apenas preliminares, mas podem ser um ponto de partida para uma avaliação criteriosa em uma dessas regiões.

5.3. Programa de Gerenciamento Operacional para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”

O programa a ser apresentado tem como base uma instalação para gerenciamento e deposição final de rejeitos de NORM na forma “*in natura*”. Nessa

instalação, o rejeito recebido vai passar por todas as etapas até que o produto final a ser depositado tenha o volume inicial reduzido, esteja concentrado somente com os isótopos de rádio e que atenda aos critérios para deposição final do repositório.

Como a tese propõe a autorização de um repositório para a deposição final de rejeitos de NORM na forma “*in natura*”, que nas normas atuais não é permitido, o programa de gerenciamento vai complementar essa proposta, visto que ainda não existe um repositório para os rejeitos de NORM no Brasil e que os programas de gerenciamento existentes são para rejeitos embalados. Então a elaboração de uma estratégia que assegure a minimização de rejeitos e o gerenciamento seguro incluindo técnicas de preparação e tratamento para redução do volume dos rejeitos contendo NORM, dentre outros aspectos são importantes para a autoridade regulatória modificar as normas atuais, autorizar o gerenciamento e a deposição final de rejeitos de NORM na forma “*in natura*”, e por fim, no futuro ser utilizado como modelo para as empresas interessadas no gerenciamento de rejeitos na forma “*in natura*”.

5.3.1. Estratégias para o gerenciamento de rejeitos contendo NORM

Os objetivos e requisitos nacionais estabelecidos na política são alcançados por meio de estratégias adotadas para garantir a segurança, a sustentabilidade e a eficácia das opções de gerenciamento de rejeitos radioativos, incluindo os contendo NORM. As estratégias são implementadas em todas as fases do ciclo de vida dos rejeitos e devem ser projetadas para alcançar uma abordagem integrada chamada de “*cradle to grave*”, que se inicia com a tentativa de evitar a produção de rejeitos, passando pelas etapas de geração de rejeitos, coleta, armazenamento, transporte, tratamento até a etapa final que é a de deposição final (IAEA, 2013; DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014).

No Reino Unido, eles chamam essa estratégia de “hierarquia de rejeitos” (UK GOVERNMENT, 2020; NDA, 2022) e ela está apresentada na Figura 5.18.

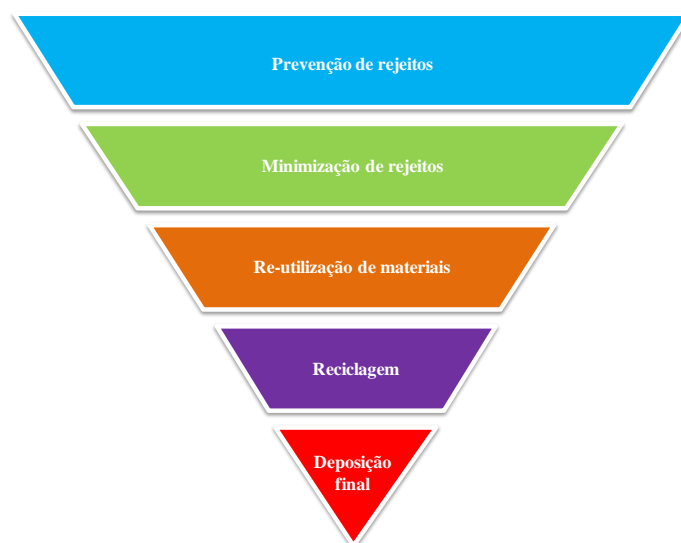


Figura 5.18 - Hierarquia de rejeitos (UK GOVERNMENT, 2020).

Essa estratégia tem como pilar principal, evitar a produção de rejeitos e isso começa nas indústrias de petróleo, considerando os rejeitos de NORM abordados nesta tese, com a perfuração e extração de petróleo dos poços e da geração dos rejeitos produzidos nessas atividades. A modificação dos processos de produção para reduzir a queda da pressão e a turbulência dos fluidos podem reduzir a formação de incrustação, além da monitoração para evitar a mistura de águas incompatíveis nos processos de injeção de água nos poços (ANL, 1992).

Algumas técnicas têm sido utilizadas para evitar a produção de rejeitos, como por exemplo, o uso de inibidores da formação de incrustação. Como as incrustações são sedimentos sólidos que possuem como uma das características, a tendência de aderir, ao adicionar essas substâncias, esses sedimentos não irão se aderir aos tubos e com isso, a geração de incrustação será reduzida. Entretanto, o rádio vai permanecer na água produzida e isso poderá aumentar a radioatividade nesses rejeitos líquidos e podem também, se acumular em menores concentrações nas borras e em outros resíduos associados com o manuseio de água (ANL, 1992; IAEA, 2003; ABDEL-SABOUR, 2015; AL ATTAR *et al.*, 2015; AL ATTAR *et al.*, 2016).

Outra etapa é a de minimização dos rejeitos gerados, quando não for possível evitar a produção serão implementados métodos para reduzir o volume e a quantidade

de rejeitos gerados, e também, a reutilização e a reciclagem dos rejeitos, quando possível (IAEA, 2013; CNEN, 2014b).

Métodos para reutilização e reciclagem das borras e de incrustação de petróleo contaminadas com rádio ainda não foram desenvolvidos, mas para os equipamentos contaminados, como tubos com incrustação, tanques com borras, metais e etc., que podem ser descontaminados e posteriormente, reutilizados ou reciclados, existem documentos publicados na literatura científica (ANL, 1992; AL-MASRI *et al.*, 2005; IAEA, 2010; NDA, 2022).

A última etapa é a de deposição final e deve ser selecionada como última opção. O produto final a ser depositado, é um rejeito de NORM concentrado com volume reduzido o quanto for possível e que está de acordo com os critérios de aceitação do repositório no qual foi recebido.

5.3.2. Gerenciamento de rejeitos contendo NORM

De acordo com a CNEN (2021a), a Gerência de rejeitos radioativos é “*um conjunto de atividades administrativas e técnicas envolvidas na coleta, segregação, manuseio, tratamento, acondicionamento, transporte, armazenamento, controle e deposição final de rejeitos radioativos*”. Todas essas etapas têm como objetivo reduzir a quantidade de rejeitos a serem depositados e prepará-los para a etapa de deposição final. Isso quer dizer que, o tipo de gerenciamento de rejeito está associado com o método de deposição final selecionado, já que o produto final deste processo é um rejeito tratado e que atende os critérios de aceitação da instalação para o qual serão enviados.

Um programa de gerenciamento de rejeitos envolve etapas gerenciais, administrativas e técnicas associadas com o manuseio e o gerenciamento seguros de rejeitos radioativos, desde a sua geração até a liberação deles do controle regulatório ou a aceitação em uma instalação de armazenamento ou de deposição final. O gerenciamento de rejeitos contendo NORM deve estar contido em um sistema de gerenciamento de rejeitos mais amplo, em que os aspectos não radiológicos também sejam levados em consideração, para que a opção de tratamento dos rejeitos a ser

selecionada seja a mais adequada possível para cada tipo de rejeito. Nas borras, por exemplo, em alguns casos, as restrições de métodos de tratamento são decorrentes muito mais dos contaminantes químicos tóxicos e não radiológicos do que os impostos pelos componentes radioativos (IAEA, 2010).

Por isso, para a elaboração ou seleção de um programa de gerenciamento de rejeitos é necessário caracterizar os rejeitos, isto é, identificar todos os componentes radiológicos e não radiológicos contidos nesses rejeitos, os volumes gerados, as concentrações, dentre outros aspectos.

Em uma caracterização preliminar que deve ser realizada pelo gerador dos rejeitos, ou seja, pelas empresas de petróleo, os aspectos a serem obtidos incluem: informação do gerador, identificação da fonte do rejeito, volume, estado físico e tipo; identificação do processo de produção do rejeito; método de recebimento; e concentração dos contaminantes ou taxa de exposição (MDEQ, 2020).

Com essas informações preliminares, a etapa seguinte é a de envio e aceitação desse rejeito em uma instalação para gerenciamento e deposição final de rejeitos.

Uma instalação que possui um repositório, geralmente possui outras instalações associadas, como áreas para tratamento e armazenamento de rejeitos, além das áreas administrativas. Por isso, o Programa de Gerenciamento Operacional para os rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” que foi elaborado nesta tese é visando uma instalação desse tipo, na qual o rejeito de NORM recebido e identificado passa por várias etapas para prepará-lo para a deposição final no repositório.

Esse programa de gerenciamento é composto de etapas administrativas, gerenciais e técnicas e está apresentado pelo *roadmap* da Figura 5.19.

PROGRAMA DE GERENCIAMENTO OPERACIONAL PARA REJEITOS DE NORM “IN NATURA”

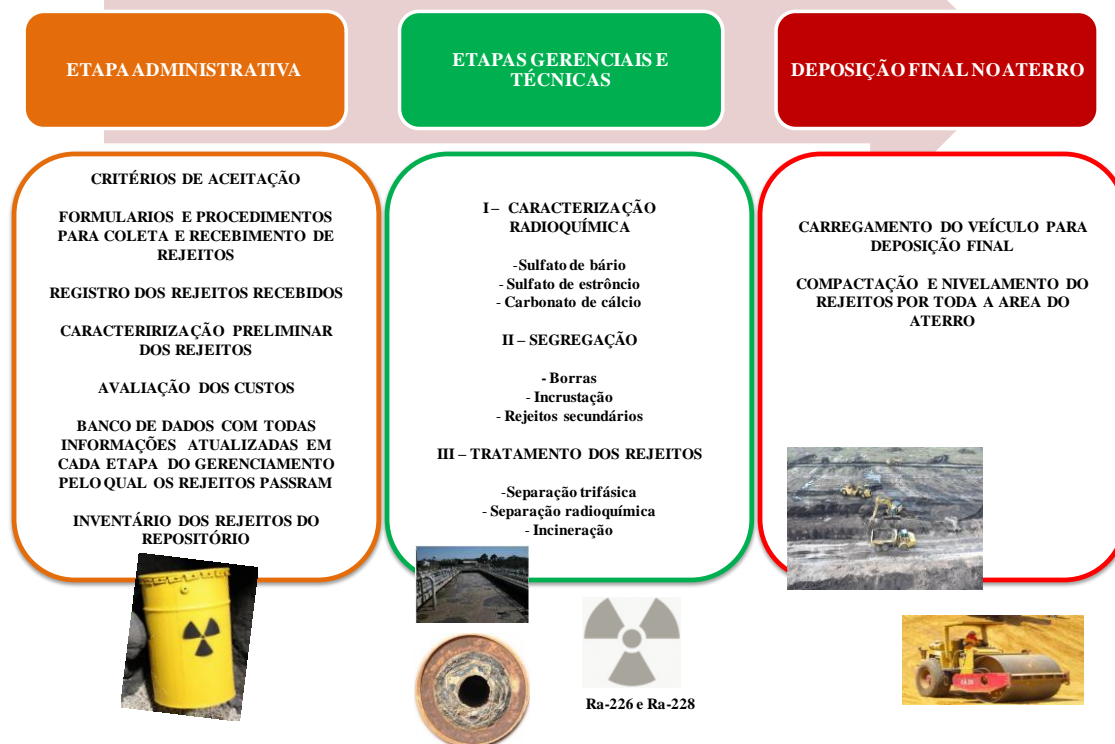


Figura 5.19 – Etapas do Programa de Gerenciamento Operacional para rejeitos de NORM na forma “in natura” elaborado como sugestão para uma instalação futura.

De forma resumida, a Figura 5.19 mostra a composição de cada etapa do programa de gerenciamento que será apresentado nos tópicos a seguir.

5.3.2.1. Etapa administrativa

Essa etapa engloba toda a parte relacionada ao registro e recebimento do rejeito na instalação do repositório, além da atualização dos dados dos rejeitos após cada etapa.

Os critérios de aceitação dos rejeitos no repositório são critérios qualitativos e quantitativos especificados pelo operador da instalação e que foi aprovado pelo órgão regulador, para os rejeitos que podem ser aceitos nessa instalação. Os critérios especificam as características radiológicas, mecânicas, físicas, químicas e características

biológicas dos rejeitos não embalados. Alguns dos critérios podem ser de restrição de características dos rejeitos a serem recebidos, como por exemplo, o limite de concentração do rejeito ou o tipo de radionuclídeos presentes (IAEA, 2022).

A fim de sugerir um método de deposição final que seja viável para o Brasil e que no futuro não cause riscos adicionais e nem doses efetivas acima dos limites estabelecidos, e que, além disso, seja uma solução para a maior quantidade de rejeitos que tem sido gerado pelas indústrias de petróleo e que estão publicados na literatura científica, os critérios a serem apresentados têm como base esses fatores. A faixa de concentração de ^{226}Ra em que se encontra o maior número de amostras de borras e de incrustação (Apêndice II) que estão publicadas na literatura científica é a de 10 Bq/g a 50 Bq/g de ^{226}Ra .

O cenário após o encerramento do repositório para os indivíduos do público em que torna possível a deposição final dessa faixa de concentração dos rejeitos é o de restrição de uso na terra situada acima do repositório e a liberação incondicional das regiões adjacentes a pelo menos 100 m de distância do aterro. Dessa forma, a construção de fazendas e casas nesta distância manteria as doses efetivas durante todo período que foi analisado (1000 anos) abaixo dos limites anuais. E na região acima do repositório, podem ser elaborados planos de construção de parques florestais ou algo similar com horário de funcionamento restrito a poucas horas (6 h), ou outros que devem ser avaliados em próximos trabalhos.

Então, os critérios de aceitação de rejeitos neste aterro foram os seguintes: eles devem estar na forma sólida, com a densidade máxima da incrustação que foi utilizada ($2,6 \text{ g/cm}^3$), com os níveis de concentração de até 50 Bq/g de ^{226}Ra e 30 Bq/g de ^{228}Ra . Equipamentos contaminados, como por exemplo, tubos com incrustação, podem ser aceitos temporariamente para descontaminação e tratamento, mas é restringido o uso para deposição final.

Com os critérios de aceitação definidos, o passo seguinte é o de atendimento aos procedimentos de coleta e recebimento dos rejeitos e o preenchimento de formulários confirmando as informações dos rejeitos e o atendimento aos critérios de aceitação. Um dos procedimentos está relacionado ao tipo de tambor e as características exigidas para a coleta dos rejeitos e está baseado no tópico “5.3.6 – Requisitos para a fabricação de embalagens metálicas” contido na Norma CNEN NN 6.09 (2002).

Com os formulários preenchidos, o rejeito é registrado no banco de dados da instalação e é gerada uma ficha de identificação que será entregue ao gerador junto com o tambor padronizado disponibilizado pela instalação para a coleta dos rejeitos. Quando o tambor estiver totalmente preenchido de rejeitos sólidos de NORM, outros formulários são preenchidos para descrever os tipos de rejeitos, a concentração, os elementos químicos associados e as taxas de dose na superfície do tambor.

Nesta etapa também são apresentados os valores dos custos para o gerenciamento e deposição final dos rejeitos que está baseada no volume (de cada tambor) e na concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra nos rejeitos. Para os equipamentos que podem ser aceitos temporariamente para tratamento e que serão devolvidos para o gerador, também são definidos os custos com base nas taxas de dose obtidas na superfície dos equipamentos e no tipo de tratamento a ser realizado.

A cada etapa de gerenciamento, as informações do rejeito e as etapas finalizadas devem ser atualizadas no banco de dados. Além disso, todas as etapas devem estar de acordo com os controles de qualidade estabelecidos pela instalação.

E por fim, os rejeitos registrados que são depositados no aterro devem ser adicionados no inventário da instalação com todas as informações.

5.3.2.2. Etapas gerenciais e técnicas

Essas etapas estão separadas de acordo com que o que foi considerado ser uma sequência viável para o gerenciamento dos rejeitos até a deposição final e está de acordo com o “Roteiro para elaboração de Plano de Gerência de Rejeitos Radioativos” apresentado no Anexo I da Norma 8.01 (CNEN, 2014b).

A etapa de acondicionamento ou condicionamento de rejeitos não será mencionada, pois é a etapa de empacotamento ou colocação dos rejeitos em embalagens (CNEN, 2021; IAEA, 2022), o que não se aplica aos rejeitos de NORM na forma “*in natura*”.

1) Caracterização radioquímica dos rejeitos contendo NORM

Para a seleção da forma mais eficiente de gerenciamento de cada tipo de rejeito contendo NORM, é necessário determinar além dos radionuclídeos que estão presentes nos rejeitos, os compostos químicos em que eles estão associados, já que como mencionado anteriormente, em alguns casos, as restrições impostas pelos componentes químicos e não radiológicos podem ser maiores do que as impostas pelos contaminantes radioativos.

A caracterização dos rejeitos contendo NORM inclui o estado físico (sólido, líquido, mistura sólido-líquido, como no caso das borras); o volume (pequeno, médio, grande); a composição química, incluindo constituintes não radioativos que podem ser perigosos para saúde e/ou para o meio ambiente; a propriedades radiológicas – composição de radionuclídeos, concentração, potencial para mobilização (*leaching*) (IAEA, 2013).

A determinação radiológica pela concentração de NORM nos rejeitos pode ser obtida por diferentes técnicas analíticas, como a espectrometria gama, a espectrometria alfa, contagem por cintilação líquida, espectrometria de massa e contagem alfa do decaimento da progênie do radônio, que são os métodos de detecção mais comumente utilizados para a determinação dos isótopos de rádio. Para cada técnica a ser utilizada, uma fonte apropriada para o sistema de detecção será preparada e isso irá englobar várias etapas que são, geralmente, exigidas, como a de preservação e pré-tratamento da amostra, dissolução da amostra, pré-concentração de rádio, separação e purificação do rádio dos elementos interferentes e preparação da fonte final (IAEA, 2014).

A técnica mais comumente utilizada é a de espectrometria gama com detector de germânio hiper puro que exige pouca ou nenhuma preparação da amostra e tem sido a principal técnica para determinação de radionuclídeos das séries do urânio e do tório nas borras e incrustações de petróleo contendo NORM (IAEA, 2014; AL ATTAR *et al.*, 2015).

A caracterização química dos rejeitos é um ponto fundamental para a seleção do método de tratamento mais adequado para a remoção dos componentes químicos dos rejeitos que estão associados ao rádio e assim, o rejeito a ser depositado irá conter somente os radionuclídeos e conseqüentemente, o volume do rejeito será reduzido.

Para uma caracterização radioquímica dos rejeitos sólidos de NORM, a espectrometria gama pode ser complementada com diferentes técnicas, dentre elas, a de análises de raios X, como a difração e a fluorescência (AL-MASRI *et al.*, 2005; ABDEL-SABOUR, 2015; ATTALLAH *et al.*, 2020). Essas técnicas fornecem uma análise mineralógica dos rejeitos. A análise dos elementos das amostras é determinada por fluorescência utilizando um espectrômetro de raios X e a composição mineralógica principal é determinada por análise de difração com um difratorômetro de raios X (EL AFIFI *et al.*, 2005; GARNER *et al.*, 2015; HILAL *et al.*, 2018). A difração de raios X é a análise de amostras de rejeitos que resulta na determinação da composição dos diferentes elementos químicos contidos nestes rejeitos, como por exemplo, a quantidade de bário e estrôncio contidos (AL-MASRI *et al.*, 2005).

Assim, com essas análises são identificados os tipos de incorporação e co-precipitação dos radionuclídeos presentes com os compostos químicos, como os metais alcalinos terrosos, os sulfatos, carbonatos, e outros componentes perigosos não radioativos encontrados em rejeitos de NORM gerados pelas indústrias de óleo e gás natural, como o mercúrio, os metais pesados e os hidrocarbonetos (IAEA, 2003; NOROG, 2019).

Existem poucos artigos publicados na literatura científica sobre a composição das incrustações e das borras produzidas pelas indústrias de petróleo no Brasil, o único artigo encontrado foi o publicado por GODOY *et al.* (2003), que realizou um estudo da composição química desses rejeitos e observou que aproximadamente 75% da massa das incrustações são sulfato, bário e estrôncio e nas borras, 37% são carbonatos. Assim, as etapas de gerenciamento de rejeitos de NORM apresentadas a seguir são baseadas nessas composições químicas.

2) Segregação

Com os rejeitos caracterizados e identificados, a etapa seguinte é a de segregação dos rejeitos radioativos dos outros materiais, que é um dos requisitos da Norma 8.01, de gerenciamento de rejeitos radioativos (CNEN, 2014b).

De acordo com o artigo 12 dessa norma, a segregação desses rejeitos deve levar em consideração os seguintes aspectos: o estado físico, a meia-vida dos radionuclídeos, os rejeitos compactáveis e não compactáveis, os orgânicos e os inorgânicos, os biológicos (putrescíveis e patogênicos), e outras características perigosas (explosividade, combustibilidade, inflamabilidade, corrosividade e toxicidade química). Isso porque, além dos rejeitos sólidos de NORM a serem recebidos, a própria instalação do repositório também gera rejeitos secundários, durante as atividades, como por exemplo, luvas, máscaras, sapatilhas, dentre outros equipamentos utilizados pelos trabalhadores durante as etapas de manuseio e tratamento dos rejeitos.

O programa de gerenciamento sugerido nesta tese vai segregar os rejeitos de NORM em borras, incrustações e equipamentos contaminados durante as etapas de tratamento, ou seja, os rejeitos secundários que são gerados (luvas, máscaras, filtros, e etc.).

3) Tratamento de rejeitos

O tratamento modifica as características dos rejeitos para que ele, no final do processo, esteja de acordo com os critérios de aceitação para deposição final neste repositório. Os rejeitos de NORM a serem depositados devem conter apenas os radionuclídeos e devem estar na forma sólida, passiva e não dispersiva (IAEA, 2013).

Os métodos básicos de tratamento são a redução de volume, remoção de radionuclídeos e mudança da composição. A redução de volume é consistente com a abordagem bem estabelecida “concentrar e conter” para o gerenciamento de rejeito

radioativo. Isso torna o rejeito mais fácil de manusear e conter, mas aumenta a concentração de radionuclídeo. As técnicas de redução de volume incluem a incineração e a compactação (IAEA, 2013). Outros tipos de tratamento envolvem a descontaminação e reciclagem dos equipamentos, técnicas para remover componentes químicos tóxicos e não radioativos dos rejeitos, como por exemplo, a remoção de mercúrio que pode ser encontrado em borras e incrustações, separação química do rádio dos complexos de sulfato, bário e estrôncio e etc. (IAEA, 2010; IAEA, 2013; NOROG, 2019; ARPANSA, 2020).

Na literatura científica são apresentados vários métodos de tratamento utilizados como, por exemplo, a incineração ou tratamento térmico (por exemplo, *microwave irradiation*), tratamento biológico ou espalhamento em terra, dentre outros (BETTS *et al.*, 2004; MARLAP, 2004; COWIE *et al.*, 2012; RICHTER *et al.*, 2012; VALDOVINOS *et al.*, 2014; AELB, 2016b; CDPHE, 2019; NDA, 2022; FUKS *et al.*, 2022). Al Nabhani *et al.* (2017) apresentou uma técnica que converte os rejeitos em energia renovável e na síntese de combustível com pouco ou nenhum impacto para o público e o meio ambiente.

Com alguns tratamentos, o óleo contido nas borras pode ser recuperado e reenviado para operador. O hidrocarboneto recuperado pode ser reciclado como “*low grade crude oil*” (SAKUNA SYED AHMAD *et al.*, 2005).

A seguir, estão apresentadas algumas técnicas de tratamento para os dois tipos de rejeitos sólidos de NORM avaliados nesta tese, as borras e incrustações, que são sugeridas com base no que é utilizado em outros países e com a intenção de que o rejeito final a ser depositado contenha apenas o rádio. Como o tratamento desses rejeitos pode gerar rejeitos secundários, os tratamentos para esses rejeitos também são sugeridos.

a) Separação trifásica

A primeira etapa de tratamento dos rejeitos, neste caso as borras, é a de separação da parte sólida do líquido já que as borras não são totalmente sólidas. Então, a parte sólida deve ser separada da parte líquida que é composta de óleo e água.

Um dos tratamentos sugeridos é o de centrifugação com um equipamento chamado de “tricanter”, que faz a separação dos 3 componentes de forma simultânea na mesma operação e tem sido utilizado para tratamento de borras contendo NORM. A parte sólida que contém a maior concentração se deposita na parte interna do equipamento quando submetida a força centrífuga. Já os líquidos, não se misturam por terem densidades diferentes, então, o líquido pesado (óleo) é descarregado sob pressão através de um impulsor ajustável e o líquido leve (a água) flui sem pressão, dessa forma, os líquidos saem em locais separados (FLOTTWEG, 2022; FLOTTWEG, 2023; HELGESON, 2023).

Esse mecanismo de operação está apresentado na Figura 5.20.

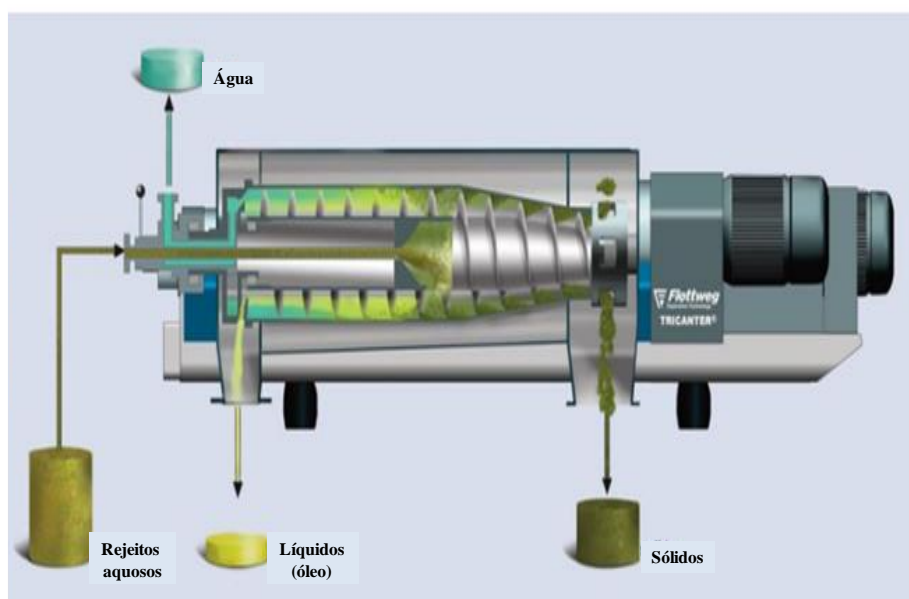


Figura 5.20 - Mecanismo de operação e saída dos componentes de fases e densidades diferentes (FLOTTWEG, 2022).

Esse método deve ser realizado em um circuito fechado para não disseminar a contaminação no ar e tem como uma das vantagens, a baixa manutenção exigida pelo equipamento (FLOTTWEG, 2022; FLOTTWEG, 2023; HELGESON, 2023).

Esse método de tratamento separa a parte líquida da sólida, então, ainda serão necessários outros métodos de tratamento para separação dos radionuclídeos dos outros componentes químicos contidos na parte sólida. Já a parte líquida, o óleo e a água após serem monitorados e estarem com concentração abaixo dos limites de dispensa estabelecidos na Norma 8.01 da CNEN (2014b) podem ser descartados, a água na coleta de esgoto sanitário e o óleo pode ser devolvido para o gerador que poderá reutilizá-lo. Se estiverem acima dos limites de dispensa, deverão ser submetidos a outros tratamentos.

Outro método de separação da parte sólida da parte líquida que tem sido utilizado para rejeitos de NORM é a destilação a vácuo. Nesse processo, os rejeitos são aquecidos termicamente até 400°C para que o óleo e a água sejam vaporizados. A seguir eles passam pelo condensador para voltarem para o estado líquido e são liberados em silos separados (ECON INDUSTRIES, 2022a). Após a monitoração deles para determinar se a concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra está abaixo do limite de dispensa (CNEN, 2014b), e se estiver, a água pode ser descartada na rede de esgoto e o óleo poderá ser entregue para o gerador para ser reutilizado. Se estiverem acima do limite de dispensa, esses rejeitos líquidos terão que ser tratados. Na parte sólida estão contidos os isótopos de rádio e os complexos químicos (sulfato de bário e estrôncio, carbonatos).

Os rejeitos com NORM são colocados no equipamento e ao final do processo são separados em água, óleo, mercúrio e os resíduos sólidos secos com 99% de minerais puros contendo 100% de NORM (ECON INDUSTRIES, 2022b).

A parte sólida obtida neste processo continuará a ser tratada para separar os componentes químicos dos radioativos.

b) Separação radioquímica

Com a parte líquida removida e contendo somente a parte sólida nos rejeitos, a etapa seguinte é a de separação do rádio dos compostos químicos de sulfato de bário e estrôncio e carbonatos, que são geralmente encontrados nos rejeitos de borras e incrustações.

ATTALLAH *et al.* (2013) realizou um estudo comparativo para avaliação da eficácia de diferentes tratamentos químicos para remoção de radionuclídeos nas borras e incrustações. O tratamento que apresentou a maior eficácia na remoção de ^{226}Ra tanto em borras quanto nas incrustações foi o de pré-tratamento com 10% de carbonato de sódio (Na_2CO_3) seguido de 1 Molar de ácido nítrico (HNO_3) que removeu 76% de ^{226}Ra nas borras e 74% nas incrustações. Entretanto, o ácido nítrico é tóxico para pele.

Como a concentração de soluto e solvente, o pH, entre outros fatores são determinantes na escolha de um tratamento químico mais adequado para a quantidade de rejeito que irá ser tratado e não existem muitos artigos sobre isso na literatura científica, esse tópico foi incluído na conclusão como estudo sugerido para ser realizado no Brasil.

c) Incineração

A incineração é um método altamente eficaz na redução do volume dos rejeitos de nível baixo, podendo alcançar uma redução de até 99% em relação ao volume inicial e também na redução da toxicidade química total do rejeito (USNRC, 1990; NDA, 2022; IEER, 2023). Tem sido uma alternativa potencial para os rejeitos gerados em grandes quantidades pelas indústrias de petróleo, principalmente, nas borras para remoção ou separação de hidrocarbonetos dos rejeitos de água e dos sedimentos sólidos (USNRC, 1990; OMAR *et al.*, 2006; KONTOL *et al.*, 2017).

Esse tratamento tem sido utilizado na Malásia e no Reino Unido para o tratamento das borras geradas pelas indústrias de petróleo (OMAR *et al.*, 2006; DURHAM COUNTY COUNCIL, 2013; DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014). No Reino Unido, existem várias instalações de incineração de rejeitos de nível baixo, incluindo rejeitos de NORM. Uma das instalações conhecidas é operada pela TRADEBE em Fawley, na Inglaterra. A incineração dos rejeitos nessa instalação é realizada em temperaturas de até 1100 °C que são atingidas no forno rotário da instalação e é o único incinerador do Reino Unido que aceita além dos rejeitos radioativos de nível baixo, os rejeitos perigosos (RICHTER *et al.*, 2012; DURHAM COUNTY COUNCIL, 2013; DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014; TRADEBE INUTEC, 2020).

Os metais e os radionuclídeos contidos nos rejeitos de NORM não são degradados na incineração, eles são realocados e assim, acumulados nas poeiras dos filtros e nas borras dos purificadores de gás. Em alguns casos, os compostos extremamente estáveis já presentes, como o sulfato de rádio, por exemplo, são craqueados e convertidos em compostos menos estáveis e solúveis em água, como óxidos, hidróxidos ou cloretos, neste processo (RICHTER *et al.*, 2012).

Essa técnica pode ser realizada para diferentes tipos de rejeitos: borras, areias, filtros, equipamentos contaminados, plásticos, dentre outros, que são geralmente produzidos em grandes quantidades (DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014; TRADEBE INUTEC, 2020; NDA, 2022). Esse tratamento pode ser uma opção viável para borras e também para os rejeitos secundários que são gerados durante as atividades de rotina como as luvas e a máscaras utilizadas para proteção dos trabalhadores dessas atividades.

Alguns documentos consideram esse método como de deposição final e não como tratamento, devido a alguns tipos de rejeitos serem totalmente degradados (DURHAM COUNTY COUNCIL, 2013; DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014). Entretanto, devido a possibilidade de o rejeito no final do processo resultar em cinzas (NDA, 2022), aqui nesta tese, esse método foi apresentado como tratamento para redução de volume dos rejeitos.

Um ponto a ser levado em consideração nessa técnica é que ao reduzir o volume dos rejeitos, a concentração de radionuclídeos nas cinzas resultantes aumenta

(DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE, 2014; TRADEBE INUTECH, 2020). Outro ponto a ser investigado é se é possível a incineração das incrustações, já que não foram encontrados artigos que falem sobre isso na literatura científica.

Em todos esses tratamentos, os trabalhadores devem utilizar os equipamentos de proteção individual: luvas, máscaras, sapatilhas, botas, vestimenta de corpo inteiro e da cabeça. Alguns desses equipamentos podem ser descontaminados e em seguida monitorados, se estiverem abaixo dos valores de referência são liberados para reuso ou descarte em lixo comum. Os equipamentos descartáveis, como as máscaras de proteção individual, e os filtros utilizados nos separados dos equipamentos e nos incineradores, que estiverem contaminados, também devem ser tratados.

4) Deposição final no aterro

O produto final tratado e pronto para deposição final pode estar na forma de cinzas, se foi incinerado ou estar na forma sólida e concentrada após as separações trifásicas e radioquímica.

Para a instalação projetada nesta tese, o transporte e a colocação dos rejeitos no aterro são pretendidos serem realizadas por veículos, parecidos com tratores que transportam certas quantidades de rejeitos e vão sendo transferidos para o local aos poucos. Em seguida, outro veículo com um compactador iria compactando os rejeitos e nivelando as camadas por toda a área.

A Figura 5.21 apresenta um veículo que pode ser utilizado para descarregar os rejeitos de NORM tratados no aterro.



Figura 5.21 - Veículo para descarregamento dos rejeitos tratados no aterro (THE BUSINESS JOURNAL, 2022).

A Figura 5.22 apresenta o veículo que nivela o rejeito por toda área do aterro.



Figura 5.22 - Compactação dos rejeitos colocados no aterro para o nivelamento das camadas e na área total (PAUL, 2011).

Dessa forma, a dose efetiva recebida pelos trabalhadores que conduzem esses veículos será menor devido a distância de contato com o solo. Além disso, quanto maior a quantidade de rejeitos poderem ser carregados pelo veículo a cada deposição, melhor já que assim, o tempo de exposição do trabalhador motorista irá reduzir e conseqüentemente, as doses efetivas recebidas também, como apresentado no estudo realizado pelo DWIPAYANA *et al.* (2020).

Em todas as etapas do gerenciamento e na deposição final dos rejeitos, além dos equipamentos de proteção, os dosímetros de corpo inteiro, de extremidades e do cristalino também devem ser obrigatórios em todas as etapas já que as doses efetivas podem ser altas e por isso devem ser monitoradas e controladas. Além desses dosímetros passivos, o dosímetro eletrônico de leitura direta deve ser também utilizado para controle da taxa de dose efetiva recebida em tempo real pelo trabalhador durante as atividades.

CAPÍTULO VI

CONCLUSÃO

As conclusões apresentadas a seguir têm como base apenas os resultados obtidos da avaliação de risco realizada nesta tese. Para uma decisão final, deve ser medida a radiação de fundo natural do local para avaliar se a soma da dose efetiva total resultante proveniente dos rejeitos depositados no aterro com a da radiação natural do local não resultem em uma dose efetiva acima do limite anual ou se já existem outras instalações radiativas ou nucleares no mesmo local, a soma total das doses efetivas devem ser abaixo de 1 mSv/a.

Esses resultados são apenas para análise das doses efetivas e do risco de câncer para os indivíduos do público. Para os trabalhadores, em cenários de funcionamento do repositório, devem ser realizadas outras avaliações com parâmetros específicos e baseados no limite anual de 20 mSv.

Os valores das amostras utilizadas variaram de níveis de concentração acima do limite de dispensa para rejeitos sólidos acima de 1000 kg contendo ^{226}Ra que é de 1 Bq/g estabelecido pela CNEN até 3500 Bq/g e 413,4 Bq/g de ^{226}Ra , em incrustação e borras, respectivamente. Estes valores abrangem o limite para deposição final no aterro da *Clean Harbors*, que foi utilizado como referência, como também os limites de deposição final de outros aterros em funcionamento atualmente. Além disso, o maior número de amostras de borras e de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil que estão publicadas em artigos científicos apresentaram níveis de concentração na faixa de variação entre 10 Bq/g e 50 Bq/g de ^{226}Ra (Tabela 4.1 e Apêndice II).

Nos cenários situados em cima do aterro após o encerramento, a via de exposição que contribuiu em mais de 98% para as doses efetivas totais e para o risco de câncer foi a exposição direta ao radônio proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica. Então, os resultados obtidos para os cenários de fazenda e de casa foram bem similares.

Todos os cenários de fazendas e de casas situadas acima da área de contaminação primária (*onsite*), ou seja, do aterro, com a cobertura com as espessuras de 1 m, 2 m e de 3 m para amostras de incrustação e de borras resultaram em doses efetivas totais acima do limite anual estabelecido pela CNEN e de ambos os valores utilizados para o risco de câncer, o de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e o da média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$). Com base nesses valores, esses cenários apresentam risco adicional de câncer para os indivíduos do público.

Com a espessura de 4 m, as doses efetivas totais e o risco de câncer obtido para os cenários de fazenda e de casa após 900 anos com a amostra de incrustação de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e de 1,36 Bq/g de ^{228}Ra e após 700 anos com a amostra de borra de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,83 Bq/g de ^{228}Ra , foram abaixo de 1 mSv e do valor de referência de $3,83 \cdot 10^{-3}$ para o risco de câncer, respectivamente. Então, baseado nesses valores, esses cenários não apresentariam risco adicional de câncer após esse período. Se for comparado à média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), todos os resultados com a espessura da cobertura de 4 m nos cenários de fazenda e de casa resultaram em risco adicional de câncer para os indivíduos do público durante todo o período avaliado.

Com a espessura de 5 m, os cenários de fazenda e de casa com a amostra de incrustação de 2,54 Bq/g de ^{226}Ra e de 1,36 Bq/g de ^{228}Ra e com a amostra de borra de 4,47 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,83 Bq/g de ^{228}Ra , resultaram em doses efetivas totais abaixo de 1 mSv/a e foram abaixo do valor de referência para o risco de câncer ($3,83 \cdot 10^{-3}$) durante todo o período avaliado. Se forem comparados a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), somente após 600 anos para a amostra de incrustação e após 500 anos para a amostra de borra que esses cenários não apresentariam risco adicional para os indivíduos do público residentes desses locais.

Com a espessura de 5 m, os cenários de fazenda e de casa com a amostra de incrustação de 6,9 Bq/g de ^{226}Ra e de 2,23 Bq/g de ^{228}Ra após 900 anos e com a amostra de borra de 9,23 Bq/g de ^{226}Ra e de 3,54 Bq/g de ^{228}Ra após 300 anos, resultaram em dose efetiva total abaixo de 1 mSv e foram abaixo do valor de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) para o risco de câncer. Com base nesses valores, após esse período de tempo, eles não resultariam em risco adicional de câncer para os indivíduos do público residentes desses cenários. Mas se forem comparados à média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), esses cenários

apresentaram risco adicional de câncer para os indivíduos do público durante todo o período avaliado.

O estudo da variação da espessura da cobertura de 1 m para 5 m resultou em uma redução significativa das doses efetivas totais e do risco de câncer, aproximadamente 98% em relação aos resultados obtidos com a espessura de 1 m.

Os cenários de fazenda e de casa situadas a 100 m de distância do aterro encerrado resultaram em doses efetivas totais e risco de câncer diferente devido à fração de tempo passado dentro de cada cenário e a quantidade de vias de exposição ativadas em cada um também serem diferentes. Apesar das doses efetivas totais e do risco de câncer aumentarem em consequência do aumento dos valores de concentração das amostras, todos os resultados obtidos desses cenários, mesmo com a cobertura de espessura de 1 m foram abaixo do limite anual de 1 mSv e de ambos os valores para o risco de câncer que foram utilizados, o de referência ($3,83 \cdot 10^{-3}$) e a média mundial ($1,45 \cdot 10^{-3}$), durante todo o período avaliado.

Os cenários de fazenda situada a 500 m do aterro encerrado resultaram em doses efetivas totais inferiores ao do cenário situado a 100 m e também não resultaram em risco adicional de câncer para os indivíduos do público, com base nos valores utilizados. Os cenários de casa não resultaram em doses efetivas nem para a amostra com a maior concentração utilizada que foi a da incrustação de 3500 Bq/g de ^{226}Ra e de 2195 Bq/g de ^{228}Ra .

A única via de exposição que contribuiu para as doses efetivas totais e para o risco de câncer nos cenários de fazenda e de casa situadas a 100 m e 500 m do aterro encerrado foi a da radiação direta do solo proveniente da contaminação primária e da liberação atmosférica.

Os cenários de fazenda situadas a 1 km de distância do aterro encerrado não resultou em doses efetivas para nenhum dos valores de concentração das amostras utilizadas, então os cenários de 5 km e de 10 km não foram simulados, assim como os cenários de casa situadas nas distâncias de 1 km, 5 km e de 10 km do aterro encerrado.

Então, para que a construção de fazendas e casas acima do repositório logo após o encerramento não gerem doses efetivas totais acima do limite anual e nem risco adicional de câncer para os indivíduos do público do local, baseado somente nos

critérios avaliados nesta tese, o aterro deverá ter uma cobertura de espessura mínima de 5 m, um volume máximo para deposição final dos rejeitos de 1.080.437 m³ e o limite para deposição final de 2,54 Bq/g de ²²⁶Ra e 1,36 Bq/g de ²²⁸Ra para incrustação de densidade de 2,6 g/cm³ e 4,47 Bq/g de ²²⁶Ra e 2,83 Bq/g de ²²⁸Ra para as borras com densidade de 1,39 g/cm³.

Para um aterro com o limite de deposição final de 50 Bq/g de ²²⁶Ra (Tabela 4.1 e Apêndice II) que é a faixa em que se encontra a maior parte das amostras de incrustação e de borras que estão publicadas na literatura científica, o uso da região acima do aterro após o encerramento deverá ser restrita aos indivíduos do público. Isso quer dizer, que a empresa responsável pelo funcionamento do repositório para depositar rejeitos de NORM com essa faixa de concentração deverá submeter para a autoridade regulatória um plano de remediação do local, como a construção de um parque florestal ou algo do tipo, em que o horário de funcionamento seja menor do que o período de tempo avaliado nos cenários apresentados, algo em torno de no máximo 6 horas. Assim, habitações como fazenda e casa só seriam construídas a determinadas distâncias do local, como por exemplo, a 100 m do aterro e não causariam riscos adicionais para os indivíduos do público, com base nos critérios avaliados nesta tese.

Para aterros com limites de concentração mais altos como os avaliados nesta tese, todos os cenários situados a pelo menos 100 m de distância do aterro resultaram em doses efetivas totais abaixo de 1 mSv/a e não causam risco adicional de câncer, com base nos critérios utilizados. Entretanto, uma avaliação de risco com foco no trabalhador do aterro é um fator decisivo para definir os limites de concentração para deposição final em aterros.

A análise de sensibilidade dos parâmetros de espessura da cobertura do aterro, da densidade da camada de rejeitos e da fração de tempo passado dentro de casa (*indoor*) situada na área de contaminação primária (*onsite*) está de acordo com os diferentes cenários estudados nesta tese, e com os resultados obtidos da análise de risco realizada.

Com isso, os requisitos mínimos que um aterro com as dimensões similares às utilizadas neste estudo e ao aterro de referência devem ter, como a espessura da camada de rejeitos e a espessura mínima da cobertura foram definidas e os limites de concentração dos rejeitos de NORM “*in natura*” a serem depositados foram

determinados, respeitando o limite anual de dose efetiva de 1 mSv e sem gerar risco adicional de câncer para os indivíduos do público.

Portanto, a avaliação de risco realizada com o código computacional RESRAD-OFFSITE mostrou que é viável a construção, autorização e funcionamento de um repositório do tipo aterro para deposição final de rejeitos sólidos de NORM na forma “*in natura*” no Brasil sem gerar riscos adicionais ao meio ambiente e aos indivíduos do público, com base nos critérios utilizados.

As regiões com mais similaridades com o local em que está situado o aterro de referência, de acordo com os critérios utilizados neste estudo, foram o sudeste, o nordeste e o centro-oeste do Brasil. No futuro, esse estudo pode ser um ponto de partida para uma avaliação mais criteriosa com outros dados específicos para situar um repositório para rejeitos de NORM na forma “*in natura*”.

O Programa de Gerenciamento Operacional para os rejeitos de NORM “*in natura*” apresentado foi proposto para servir como base para uma instalação com um repositório para rejeitos na forma “*in natura*” quando a autoridade regulatória autorizar o funcionamento de um. Isso porque, os programas de gerenciamento atuais só se aplicam aos rejeitos embalados e que é diferente do de rejeitos na forma “*in natura*”, além disso, ele poderá ser usado também para avaliação da estimativa dos custos básicos iniciais para um gerenciamento seguro desses rejeitos que será realizado pela empresa que será responsável pelo repositório, para definir qual a forma de gerenciamento e deposição final de rejeitos tem o melhor custo-benefício.

Outro ponto relevante, é que o Programa de Gerenciamento Operacional proposto está de acordo com as estratégias de reduzir ao máximo o volume de rejeitos a ser depositado e que ele contenha apenas radionuclídeos.

Para sugestão de trabalhos futuros em relação ao Programa de Gerenciamento de rejeitos de NORM, podem ser estudados tratamentos químicos para obter métodos eficazes para separação radioquímica nos rejeitos, principalmente nas borras e na incrustação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-SABOUR, M.F. “NORM in waste derived from oil and gas production”. In: *Conference: Middle East Waste Management Summit*, Egypt, December 2015.

ABDULLAHI, S., ISMAIL. A.F., SAMAT, S. “Determination of Indoor Doses and Excess Lifetime Cancer Risks Caused by Building Materials Containing Natural Radionuclides in Malaysia”. *Nuclear Engineering and Technology*, v. 51, n. 1, pp. 325-336, 2019.

ABO-ELMAGD, M., SOLIMAN, H.A., SALMAN, KH.A. *et al.* “Radiological Hazards of TENORM in the Wasted Petroleum Pipes”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 101, n. 1, pp. 51-54, 2010.

AGÊNCIA BRASIL. “Expectativa de vida no Brasil sobe para 76,8 anos”. Disponível em: <[Expectativa de vida no Brasil sobe para 76,8 anos | Agência Brasil \(ebc.com.br\)](https://www.ebc.com.br/expectativa-de-vida-no-brasil-sobe-para-76,8-anos)>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2022.

AGÊNCIA AMAPÁ. “Dados geográficos. Disponível em: [https://ageamapa.portal.ap.gov.br/conteudo/por-que-o-amapa/dados-geográficos](https://ageamapa.portal.ap.gov.br/conteudo/por-que-o-amapa/dados-geograficos). Acesso em: 03 de agosto de 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS – ANP. “Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural”, n.137, Janeiro de 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS – ANP. “Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural”. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-anp/boletins/boletim-mensal-da-producao-de-petroleo-e-gas-natural>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

AL ATTAR, L., DOUBAL, W., AL ABDULLAH, J. *et al.* “Characterization of NORM Solid Waste Produced from the Petroleum Industry”, *Environmental Technology*, v. 36, n. 9, pp. 1104-1113, 2015.

AL ATTAR, L., SAFIA, B., GHANI, B.A. *et al.* “Recovery of NORM from Scales Generated by Oil Extraction”, *Journal of Environmental Radioactivity*, n. 153, pp. 149-155, 2016.

AL NABHANI, K., KHAN, F., YANG, M. “Scenario-Based Risk Assessment of TENORM Waste Disposal Options in Oil and Gas Industry”, *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, v. 40, pp. 55-66, 2016a.

AL NABHANI, K., KHAN, F., YANG, M. “Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials in Oil and Gas Production: A Silent Killer”, *Process Safety and Environmental Protection*, v. 99, pp. 237-247, 2016b.

AL NABHANI, K., KHAN, F., YANG, M. “Management of TENORMs Produced During Oil and Gas Operation”, *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, v. 47, pp. 161-168, 2017.

ALI, K.K., SHAFIK, S.SH., HUSSAIN, H.A. “Radiological Assessment of NORM Resulting from Oil and Gas Production Processing in South Rumaila Oil Field, Southern Iraq”, *Iraqi Journal of Science*, n. 2C, v. 58, pp. 1037-1050, 2017.

ALI, M.M.M., ZHAO, H., LI, Z. *et al.* “Concentrations of TENORMs in the Petroleum Industry and Their Environmental and Health Effects”, *Royal Society of Chemistry Advances*, v. 9, n. 67, 2019.

ALI, M.M.M., LI, Z., ZHAO, H. *et al.* “Characterization of the Health and Environmental Radiological Effects of TENORM and Radiation Hazard Indicators in Petroleum Waste – Yemen”, *Process Safety and Environmental Protection*, v. 146, pp. 451-463, 2021.

AL-MASRI, M.S., SUMAN, H. “NORM Waste Management in the Oil and Gas Industry: the Syrian Experience”, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 256, n. 1, 2003.

AL-MASRI, M.S., ABA, A. “Distribution of Scales Containing NORM in different Oilfields Equipment”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 63, n. 4, pp. 457-463, 2005.

AL-SALEH, F.S., AL-HARSHAN, G.A. “Measurements of Radiation Level in Petroleum Products and Wastes in Riyadh City Refinery”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 99, n. 7, pp. 1026-1031, 2008.

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C. *et al.* “Koppen’s climate classification map for Brazil”, *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, pp. 711-728, 2013.

AMARAL, E.F., MARTORANO, L.G., BERGO, C.L. *et al.* Capítulo 3: Condições Agroclimáticas para subsidiar cultivos do café canéfora no Acre” , 2018. Embrapa Acre. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1092480/condicoes-agroclimaticas-para-subsidiar-cultivos-do-cafe-cane-fora-no-acre>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE – API. “A National Survey on Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Petroleum Producing and Gas Processing Facilities”, 1989.

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE - API. “Management and Disposal Alternatives for NORM Wastes in Oil Production and Gas Plant Equipment”, *RAE-8837/2-2*, 1990.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA – APAC. Disponível em: www.apac.pe.gov.br/climatologia/519-climatologia. Acesso em: 19 de agosto de 2022.

ARGONNE NATIONAL LABORATORY – ANL. “An Overview of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in the Petroleum Industry”, *ANL/EAIS-7*, 1992.

ARGONNE NATIONAL LABORATORY – ANL. “TSD-DOSE: A Radiological Dose Assessment Model for Treatment, Storage, and Disposal Facilities”, *ANL/EAD/LD-4*, 1998.

ARGONNE NATIONAL LABORATORY – ANL. “Radiological Dose and Risk Assessment of Landfill Disposal of Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM) in North Dakota”, *ANL/EVS-14/13*, 2014.

ASSOCIATION OF STATE AND TERRITORIAL SOLID WASTE MANAGEMENT OFFICIALS - ASTSWMO. “State Regulations and Policies for Control of Naturally-Occurring and Accelerator Produced Radioactive Materials (NARM) and Technologically Enhanced Naturally-Occurring Radioactive Materials (TENORM)”, 2014.

ASSOCIATION OF STATE AND TERRITORIAL SOLID WASTE MANAGEMENT OFFICIALS - ASTSWMO. “Waste Generation and Disposal: Awareness, Management, and Disposal Guidance for Solid Waste Containing Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (TENORM)”, 2017.

ATOMIC ENERGY AND RADIOACTIVE SUBSTANCES. “The Radioactive Substances Exemption (Scotland) Order 2011”, *Scottish Statutory Instruments*, 2011 n. 147. Disponível em: <<https://www.legislation.gov.uk/ssi/2011/207/made/data.pdf>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

ATOMIC ENERGY LICENSING BOARD - AELB. “Guidelines on Radiological Monitoring for Oil and Gas Facilities Operations Associated with Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM)”, *Panduan Teknikal LEM/TEK/30SEM.N.3*, 2016a.

ATOMIC ENERGY LICENSING BOARD - AELB. “Code of Practice on Radiation Protection relating to Technically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (TENORM) in Oil and Gas Facilities”, *Technical Guidance LEM/TEK/58SEM.1*, 2016b.

ATOMIC ENERGY LICENSING BOARD – AELB. “Criteria for Siting of Disposal Facility for Waste Containing Naturally Occurring Radioactive Material (NORM)”, *Panduan Teknikal LEM/TEK/76 SEM.1*, 2020.

ATTALLAH, M.F., EL AFIFI, E.M., AWWAD, N.S. *et al.* “Comparative Study on the Radioactivity of TE-NORM in Different Components of Oil Separator Tanks”, *Radiochimica Acta*, v. 101, pp. 57-65, 2013.

ATTALLAH, M.F., ABDELBARY, H.M., ELSOFANY, E.A. *et al.* “Radiation Safety and Environmental Impact Assessment of Sludge TENORM Waste Produced from Petroleum Industry in Egypt”, *Process Safety and Environmental Protection*, v. 142, pp. 308-316, 2020.

AUGEAN. “ENRMF Open Day 2019”. Disponível em: <<https://www.augeanplc.com/2019/11/18/enrmf-open-day-2019/>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

AUSTRALIAN PETROLEUM PRODUCTION & EXPLORATION ASSOCIATION - APPEA. “Guidelines for Naturally Occurring Radioactive Materials”, 2002.

AUSTRALIAN RADIATION PROTECTION AND NUCLEAR SAFETY AGENCY - ARPANSA. “Management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM)”, *Safety Guide*, Radiation Protection Series n. 15, 2008. Disponível em: <<https://www.arpansa.gov.au/sites/default/files/legacy/pubs/rps/rps15.pdf>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

AUSTRALIAN RADIATION PROTECTION AND NUCLEAR SAFETY AGENCY – ARPANSA. “Code for Disposal of Solid Radioactive Waste”. *Radiation Protection Series C-3*, 2017.

AUSTRALIAN RADIATION PROTECTION AND NUCLEAR SAFETY AGENCY – ARPANSA. “Guide for Classification of Radioactive Waste”. *Radiation Protection Series G-4*, 2020.

BAKR, W.F. “Assessment of the Radiological Impact of Oil Refining Industry”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 101, n. 3, pp. 237-243, 2010.

BASSIGNANI, A., DI LUISE, G., FENZI, A. “Radioactive Scales in Oil and Gas Production Centers”, *Society of Petroleum Engineers - SPE* 23380, 1991.

BETTS, S.H., WRIGHT, N.H. “NORM Management and Disposal – Options, Risks, Issues and Decision Making”, *Society of Petroleum Engineers - SPE* 8661, 2004.

BOU-RABEE, F., AL-ZAMEL, A.Z., AL-FARES, R.A. *et al.* “Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials in the Oil Industry (TENORM). A Review”, *Nukleonika*, n. 54, v. 1, pp. 3-9, 2009.

BRASIL. Lei n. 4118, de 27 de agosto de 1962. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4118.htm>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

BRASIL. Lei n. 6189, de 16 de dezembro de 1974. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6189.htm>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

BRASIL. Lei n. 6938, de 31 de agosto de 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938compilada.htm>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

BRASIL. Constituição Federal de 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

BRASIL. Lei n. 7781, de 27 de junho de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7781.htm>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

BRASIL. Decreto n. 99274, de 6 de junho de 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/antigos/d99274.htm>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

BRASIL. Lei n. 10308, de 20 de novembro de 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/LEIS_2001/L10308.htm>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2022.

BRASIL. Medida Provisória n. 1049, de 14 de maio de 2021a. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/medida-provisoria-n-1.049-de-14-de-maio-de-2021-320065436>>. Acesso em 24 de fevereiro de 2022.

BRASIL. Lei n. 14222, de 15 de outubro de 2021b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14222.htm#art34>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2022.

BRUBACHER, J.P., OLIVEIRA, G.G., GUASSELLI, L.A. “Banco de dados espacial de precipitação do Estado do Rio Grande do Sul”, *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 36, n. 3, pp. 471-493, 2021.

BUCKHORN WASTE SERVICES. “Solid Waste Disposal (NORM/TENORM)”. Disponível em: <<https://www.buckhornws.com/services/norm/>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021a.

BUCKHORN WASTE SERVICES. “Montana”. Disponível em: <<https://www.buckhornws.com/locations/montana/>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021b.

BUTT, T.E., LOCKLEY, E., ODUYEMI, K.O.K. “Risk Assessment of Landfill Disposal Sites – State of the Art”, *Waste Management*, v. 28, n. 6, pp. 952-964, 2008.

CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION – CNSC. “Naturally Occurring Radioactive Material”. Disponível em: <<https://nuclearsafety.gc.ca/eng/resources/fact-sheets/naturally-occurring-radioactive-material.cfm>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021a.

CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION – CNSC. “History of the Canadian Nuclear Safety Commission”. Disponível em: <<http://www.cnsccsn.gc.ca/eng/about-us/history/index.cfm>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021b.

CHAMBERS, D.B. “Radiological Protection in North American Naturally Occurring Radioactive Material Industries”, *In: ICRP 2013 Proceedings*, v. 44, n. 1, 2013.

CHWMEG. “Lottus LLC – Andrews, TX, USA”. Disponível em: <<https://chwmeq.org/detail.asp?ID=6798>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021.

CLEAN HARBORS ENVIRONMENTAL SERVICES, INC. “2010 Annual Report”, 2010.

CLEAN HARBORS. “Facility Audit: Deer Trail, CO”, 2019 (arquivo pessoal).

CLEAN HARBORS. “Landfill Facilities”. 2021a. Disponível em: <<https://www.cleanharbors.com/services/technical-services/waste-disposal-services/landfill>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021.

CLEAN HARBORS. “Deer Trail Landfill Facility”. 2021b. Disponível em: <<https://www.cleanharbors.com/location/deer-trail-landfill-facility>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

CLEAN HARBORS. 2021c. Disponível em: <<https://slideplayer.com/slide/12910890/>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

COLORADO DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH & ENVIRONMENT - CDPHE. “Management and Disposal of TENORM wastes Generated by Oil and Gas Exploration and Production”, 2017. Disponível em: <<https://pawneewaste.com/wp-content/uploads/2017/12/TENORM-Letter-to-LFs-11-7-17-2.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COLORADO DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH & ENVIRONMENT - CDPHE. “TENORM Report for the State of Colorado”, 2019.

COLORADO DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH & ENVIRONMENT - CDPHE. “Dose Assessment and Modelling in Support of 6 CCR 1007-1 Part 20 – Radiation Control – Regulation and Licensing of Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (TENORM)”, 2020.

COLORADO DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH & ENVIRONMENT - CDPHE. “TENORM Resources”. Disponível em: <<https://cdphe.colorado.gov/tenorm-resources>>. Acesso em: 23 de novembro de 2021.

COLORADO RURAL HEALTH CENTER. “Snapshot of rural health in Colorado”, 2014. Disponível em: <<https://coruralhealth.org/wp-content/uploads/2014/09/2014.RuralHealth.Snapshot.pdf>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. “Seleção e Escolha de Locais para Depósitos de Rejeitos Radioativos”, *Norma CNEN NE 6.06*, 1990.

Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-6/grupo6-nrm606.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. “Critérios de Aceitação para Deposição de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação”, *Norma CNEN NN 6.09*, 2002. Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-6/grupo6-nrm609.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. “Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica”, *Norma CNEN NN 3.01*, 2014a. Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-3/grupo3-nrm301.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. “Gerência de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação”, *Norma CNEN NN 8.01*, 2014b. Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-8/grupo8-nrm801.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. “Licenciamento de Depósitos de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Níveis de Radiação”, *Norma CNEN NN 8.02*, 2014c. Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-8/grupo8-nrm802.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. “Glossário do Setor Nuclear e Radiológico Brasileiro”, 2021a. Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/glossario/glossario-do-setor-nuclear-e-radiologico-brasileiro.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR - CNEN. Resolução n. 288, de 20 de dezembro de 2021b. Disponível em: <<https://www.gov.br/cnen/pt-br/aceso-rapido/normas/grupo-8/grupo8-resolucao288.pdf>>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2022.

CONFERENCE OF RADIATION CONTROL PROGRAM DIRECTORS, INC.– CRCPD. “SSRCR Part N Regulation and Licensing of Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (TENORM)”, *SSRCR v. 1*, 2004.

Disponível em:
<https://cdn.ymaws.com/www.crcpd.org/resource/resmgr/docs/SSRCRs/N_04-04-print.pdf>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

CONFERENCE OF RADIATION CONTROL PROGRAM DIRECTORS, INC.–
CRCPD. “E-42 Task Force Report: Review of TENORM in the Oil & Gas Industry”, *Publication n. CRCPD E-15-2*, 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução
CONAMA n. 1, de 23 de janeiro de 1986. Disponível em:
<<http://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>>. Acesso em: 30 de
novembro de 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução
CONAMA n. 237, de 19 de dezembro de 1997. Disponível em:
<<http://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>>. Acesso em: 30 de
novembro de 2021.

COWIE, M., MOUSLY, K., FAGEEHA, O. *et al.* “NORM Management in the Oil
and Gas Industry”, In: *ICRP 2011 Proceedings*, 2012.

CROUCH, D. “NORM Disposal in Australia”, *Society of Petroleum
Engineers - SPE 156689*, 2012.

DARKO, E.O., KPEGLO, D.O., AKAHO, E.H.K. *et al.* “Radiation Doses and
Hazards from Processing of Crude Oil at the Tema Oil Refinery in Ghana”,
Radiation Protection Dosimetry, v. 148, n. 3, pp. 318-328, 2012.

DA SILVA, F.C.A., BRADLEY, D. “Estimation of Environmental Radiological
Doses and Risk on Disposal of Oil Scale Wastes NORM by Landspreading and
Landfill Using the RESRAD-OFFSITE Code”. In: *NORM VIII Symposium*, 2016.

DA SILVA, F.C.A., BRADLEY, D.A., REGAN, P.H. *et al.* “Measurement of the
Total Activity Concentrations of Libyan Oil Scale”, *Radiation Physics and
Chemistry*, v. 137, pp. 198-202, 2017.

DEPARTMENT OF ENERGY & CLIMATE CHANGE. “Strategy for the
Management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) Waste in the

United Kingdom”, 2014. Disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/335821/Final_strategy_NORM.pdf>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION – DEP, 2004. “Final Guidance Document on Radioactivity Monitoring at Solid Waste Processing and Disposal Facilities”. Disponível em: <https://www.dep.pa.gov/Business/Land/Waste/SolidWaste/Residual/Permitting/Documents/250-3100-001.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENT AND CLIMATE CHANGE MUNICIPAL AFFAIRS AND ENVIRONMENT – DECCMAE, “NORM Waste Management”, 2017. Disponível em: <https://www.gov.nl.ca/ecc/files/env-protection-waste-guidancedocs-norm-gd-ppd-079.1.pdf>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

DE-PAULA-COSTA, G.T., GUERRANTE, I.C., COSTA-DE-MOURA, J. *et al.* “Geochemical Signature of NORM Waste in Brazilian Oil and Gas Industry”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 189, pp. 202-206, 2018.

DOYI, I., ESSUMANG, D.K., DAMPARE, S. *et al.* “Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM) in the Oil and Gas Industry: A Review”, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 238, pp. 107-119, 2015.

DURHAM COUNTY COUNCIL. “Production and Disposal of Low Level Radioactive Waste (LLW & VLLW) in the North East of England”, Agosto de 2013.

DWIPAYANA, C.A.W., MOERSIDIK, S.S., PRATAMA, M.A. “Role of Geomembrane to Prevent Water Pollution and Radiation Exposure in Landfill for NORM Waste from the Oil and Gas Industries”, *Journal of Physics: Conference Series*, v. 1341, n. 5, 2019.

DWIPAYANA, C.A.W., MOERSIDIK, S.S., PRATAMA, M.A. “Estimation Radiation Dose from Operation of Petroleum NORM Waste Disposal in Landfill using TSD-DOSE”, *Journal of Physics: Conference Series*, v. 1572, 2020.

ECON INDUSTRIES. “VacuDry working principles”. Disponível em: <https://www.econindustries.com/de/technology/vacudry/vacudry-working-principles>. Acesso em: 13 de dezembro de 2022a.

ECON INDUSTRIES. “NORM waste treatment”. Disponível em: <https://www.econindustries.com/applications/norm-waste>. Acesso em: 18 de janeiro de 2022b.

EL AFIFI, E.M., AWWAD, N.S. “Characterization of the TE-NORM Waste Associated with Oil and Natural Gas Production in Abu Rudeis, Egypt”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 82, n. 1, pp. 7-19, 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. “Clima”. Disponível em: <https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

ENVIRONMENT AGENCY - EA. “Accumulation and Disposal of Radioactive Waste from the NORM Industrial Activity of the Production of Oil and Gas”, *Standard Rules SR2014* n. 4, 2012. Disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/384639/LIT_10066.pdf. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

FANTONI, R.F., JANIS, B., COLOMBO, G., *et al.* “TENORM Risk Assessment in an Oil Industry”, *Society of Petroleum Engineers*, SPE-170364-MS, 2014.

FLOTTWEG. “FLOTTWEG tricanter”. Disponível em: <https://www.flottweg.com/product-lines/tricanter/>. Acesso em: 29 de novembro de 2022.

FLOTTWEG. “The FLOTTWEG tricanter a high-quality and versatile decanter centrifuge”. Disponível em: https://www.flottweg.com/fileadmin/user_upload/data/pdf-downloads/Tricanter-EN.pdf. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

FRANCA, R.R. “Climatologia das chuvas em Rondônia – período 1981 – 2011”. Belo Horizonte, v. 11, n. 1, 2015.

FRANCISCO, P.R.M., Santos, D. “Climatologia do estado da Paraíba”. Campina Grande: EDUFCG, 2017.

FUKS, L., HERDZIK-KONIECKO, I., KIEGIEL, K. “Methods of thermal treatment of radioactive waste”, *Energies*, 2022.

FUNTUA, I.I. “Regulatory and Management Approach for TENORM in Nigeria”, *IAEA-TECDOC-1484*, pp. 75-78, 2006.

GARNER, J., CAIRNS, J., READ, D. “NORM in the East Midlands’ Oil and Gas Producing Region of the UK”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 150, pp. 49-56, 2015.

GAZINEU, M.H.P., ARAÚJO, A.A., BRANDÃO, Y.B. *et al.* “Radioactivity Concentration in Liquid and Solid Phases of Scale and Sludge Generated in the Petroleum Industry”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 81, n. 1, pp. 47-54, 2005a.

GAZINEU, M.H.P. *Teores de Radionuclídeos em Processos de Extração e de Produção de Petróleo no Nordeste do Brasil*. Tese de D.Sc. Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, Brasil, 2005b.

GAZINEU, M.H.P., HAZIN, C.A. “Radium and Potassium-40 in Solid Wastes from the Oil Industry”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 66, n. 1, pp. 90-94, 2008.

GODOY, J.M., CRUZ, R.P. “ ^{226}Ra e ^{228}Ra in Scale and Sludge Samples and their Correlation with the Chemical Composition”, *Journal Of Environmental Radioactivity*, v. 70, n. 3, pp. 199-206, 2003.

GOVERNO DO PARÁ. “Pará no contexto nacional 2019”. Disponível em: <https://www.fapespa.pa.gov.br/sistemas/pcn2019/tabelas/2-demografia/2-densidade-demografica-2015-2019.htm>. Acesso em: 28 de setembro de 2022.

GOVERNO DE RORAIMA. “Geografia”. Disponível em: www.portal.rr.gov.br. Acesso em: 18 de agosto de 2022.

HAMLAT, M.S., DJEFFAL, S., KADI, H. “Assessment of Radiation Exposures from Naturally Occurring Radioactive Materials in the Oil and Gas Industry”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 55, n. 1, pp. 141-146, 2001.

HAMLAT, M.S., FEALLG, H. “Precipitate Containing NORM in the Oil Industry: Modelling and Laboratory Experiments”. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 59, n. 1, pp. 95-99, 2003.

HASSAN, N.M. “Radon Emanation Coefficient and its Exhalation Rate of Wasted Petroleum Samples Associated with Petroleum Industry in Egypt”, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 299, pp. 111-117, 2014.

HASSAN, H.B., SALAMA, S. “Assessment of Environmental Radioactivity of TE-NORM Produced from Petroleum Products Facilities”, *Arab Journal of Nuclear Sciences and Applications*, v. 50, n. 3, pp. 1-7, 2017.

HASSAN, N.M., MANSOU, N.A., SALAMA, S. *et al.* “Assessment of Radiological Hazards of Using Petroleum Raw Materials and their Waste”, *Radiation Protection Dosimetry*, v. 185, n. 4, pp. 494-506, 2019.

HEALTH CANADA. “Canadian Guidelines for the Management of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM)”, 2011.

HELGESON SCIENTIFIC SERVICES – HSS. “NORM waste treatment”. Disponível em: <<https://helgeson.es/en/norm-waste-treatment/>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

HILAL, M.A., ATTALLAH, M.F., MOHAMED, G.Y. *et al.* “Evaluation of Radiation Hazard Potential of TENORM Waste from Oil and Natural Gas Production”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 136, pp. 121-126, 2014.

HILAL, M.A., ABDELBARY, H.M., MOHAMED, G.G. “Physicochemical and Radiation Hazardous Properties of Scale TENORM Waste: Evaluation by Different Analytical Techniques”, *Radiochemistry*, v. 60, pp. 444-449, 2018.

HOSODA, M., KELLEHER, K., MURRAY, M., *et al.* “Generation and Migration of ^{222}Rn in BaSO_4 Precipitate Samples and Implications for their Analysis for ^{226}Ra by Gamma Spectrometry”, *Radiation Environment and Medicine*, v. 5, n. 2, pp. 22-28, 2016.

INFO ESCOLA. “Regiões e Estados Brasileiros”. Disponível em: <https://www.infoescola.com/geografia/regioes-e-estados-brasileiros>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. “Sinopse do Censo Demográfico 2010”, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. “População”. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2022a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. “Densidade demográfica”. Disponível em: <https://seriesestatisticas.ibge.gov.br>. Acesso em: 27 de setembro de 2022b.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. “Cidades e Estados”. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. “Divisão Político-Administrativa e Regional”. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/territorio/18310-divisao-politico-administrativa-e-regional>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023b.

INSTITUTE FOR ENERGY AND ENVIRONMENTAL RESEARCH – IEER. “Incineration of radioactive and mixed waste”. Disponível em: <https://ieer.org/resource/factsheets/incineration-radioactive-mixed/>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. “INMET divulga previsão climática para os próximos 4 meses no Distrito Federal”. Disponível em: <HTTPS://portal.inmet.gov.br/noticias/inmet-divulga-previsao-climatica-para-os-proximos-4-meses-no-distrito-federal>. Acesso em: 19 de agosto de 2022.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. “Glossário”. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/glossario/glossario>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Radiation Protection and The Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry”, *Safety Reports Series n. 34*, 2003.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Upgrading of Near Surface Repositories for Radioactive Waste”, *Technical Reports Series n. 433*, 2005.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Classification of Radioactive Waste”, *General Safety Guide n. GSG 1*, 2009.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Radiation Protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry”, *Training Course Series n. 40*, 2010.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Disposal of Radioactive Waste”, *Specific Safety Requirements n. SSR-5*, 2011.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Management of NORM Residues”, *IAEA-TECDOC-1712*, 2013.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition”, *Technical Report Series n. 476*, 2014.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Naturally Occurring Radioactive Material (NORM VIII)”, *Proceedings of an International Symposium*, Rio de Janeiro, Brazil, 18-21 de outubro, 2016.

INTERNATIONAL AGENCY ATOMIC ENERGY – IAEA. “Terminology Used in Nuclear Safety, Nuclear Security, Radiation Protection and Emergency Preparedness and Response”, 2022.

INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL & GAS PRODUCERS – IOGP. “Managing Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) in the Oil and Gas Industry”, *Report 412*, 2016.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION – ICRP. “1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, *ICRP Publication 60*, v. 21, n. 1-3, 1990.

- ISLAM, B. "Petroleum Sludge, its Treatment and Disposal: A Review", *International Journal of Chemical Sciences*, v. 13, n. 4, pp. 1584-1602, 2015.
- ISMAIL, B., TENG, I.L., SAMUDI, Y.M. "Relative Radiological Risks Derived from Different TENORM Wastes in Malaysia", *Radiation Protection Dosimetry*, v. 147, n. 4, pp. 600-607, 2011.
- JEFFRIES, C., AKBER, R., JOHNSTON, A. *et al.* "Regulation of Naturally Occurring Radioactive Materials in Australia", *Radiation Protection Dosimetry*, v. 146, n. 1-3, pp. 174-177, 2011.
- JEONG, J., KO, N.Y., CHO, D.K. *et al.* "Estimation of Exposure Doses for the Safe Management of NORM Waste Disposal", *Radiation Protection Dosimetry*, v. 181, n. 4, pp. 394-402, 2018.
- JONKERS, G., HARTOG, F.A., KNAEPEN, W.A.I. *et al.* "Characterization of NORM in the Oil and Gas Production (E&P) Industry", 1997.
- KENNEDY JR, W.E., RETALLICK, P.G., KEHOE, J.H. *et al.* "Regulated Disposal of NORM/TENORM Waste in Colorado: The Deer Trail Landfill". In: *WM'06 Conference*, 26 de fevereiro a 2 de março, 2006.
- KNOLL, G.F. *Radiation Detection and Measurement*, 3^a ed. Michigan, John Wiley & Sons, Inc., 2000.
- KONTOL, K.M., SULAIMAN, I., RAZALIM, F.A.A. "Radiological Impact Assessment in Disposal of Treated Sludge", *Jurnal Sains Nuklear Malaysia*, v. 27, n. 2, pp. 23-30, 2015.
- KONTOL, K.M., SULAIMAN, I. "Role of Total Activity Concentration in Radiological Impact Assessment in the Disposal of TENORM Waste from Oil and Gas Industry", *Jurnal Sains Nuklear Malaysia*, v. 29, n. 1, pp. 13-17, 2017.
- KOPPEL, D.J., KHO, F., HASTINGS, A., *et al.* "Current Understanding and Research Needs for Ecological Risk Assessments of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Subsea Oil and Gas Pipelines", *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 241, 2022.

LABORATORIE NATIONAL HENRI BECQUEREL – LNHB. “Atomic and Nuclear Data”. Disponível em: <<http://www.lnhb.fr/nuclear-data/module-lara/>>. Acesso em: 19 de fevereiro de 2023.

LANDSBERGER, S., GEORGE, G., LARA, R., *et al.* “Analysis of Naturally Occurring Radioactive Material Using Neutron Activation Analysis and Passive Compton Suppression Gamma-Ray Spectrometry”, *Nukleonika*, v. 57, n. 4, pp. 461-465, 2012.

LANDSBERGER, S., LANDSBERGER, S.G., GRAHAN, G. “Radioactive Waste in Oil Exploration”, In: *NORM & Environmental Radioactivity*, 12 de fevereiro, 2014.

LILAND, A., STRAND, P., AMUNDSEN, I. *et al.* “Advances in NORM Management in Norway and the Application of ICRP’s 2007 Recommendations”, In: *ICRP 2011 Proceedings*, v. 41, n. 3-4, pp. 332-342, 2012.

LIRA, B.R.P., CRISPIM, D.L., FILHO, D.F.F. *et al.* “Agrupamento de precipitação no estado do Pará, Brasil”, *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 17, 2020.

LORENÇONE, J., APARECIDO, L.E.O., LORENÇONE, P.A. “Caracterização agroclimática do estado de Mato Grosso do Sul utilizando o método de Thornthwaite (1948)”, In: *IV Encontro Internacional de Gestão, Desenvolvimento e Inovação (EIGEDIN)*, 2020.

LOUISIANA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY (LDEQ). “Implementation Manual for Management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM)”, 2021.

MARINELLO, S.A., LYON, F.L. “NORM Waste Disposal Methods: Technology, Risk and Liability”, *Society of Petroleum Engineers - SPE 36642*, 1996.

MARLAP. “Separation Techniques”. 2004. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-05/documents/402-b-04-001b-14-final.pdf>>. Disponível em: 18 de janeiro de 2023.

MATO GROSSO – MT. “Geografia”. Disponível em: www.mt.gov.br/geografia. Acesso em: 22 de agosto de 2022.

MATTA, L.E., GODOY, J.M., REIS, M.C. “ ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{228}Th in Scale and Sludge Samples from the Campos Basin Oilfield E&P Activities”, *Radiation Protection Dosimetry*, v. 102, n. 2, pp. 175-178, 2002.

MCKAY, S., HIGGINS, S.A., BAKER, P. “NORM Inventory Forecast for Australian Offshore Oil and Gas Decommissioned Assets and Radioactive Waste Disposal Pathways”, *The APPEA Journal*, v. 60, n. 1, pp. 19-33, 2020.

MELLO, Y.R., SAMPAIO, T.V.M. “Análise geoestatística da precipitação média para o estado do Paraná”, *Revista Brasileira de Climatologia*, ano 15, v. 25, 2019.

MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY WASTE AND HAZARDOUS MATERIALS DIVISION. “Report on Waste Inspection at Michigan Landfills”, 2003.

MICHIGAN DEPARTMENT OF ENVIRONMENT, GREAT LAKES, AND ENERGY. “Guidelines for Cleanup and Disposal of Sites Contaminated with TENORM”. Disponível em: https://www.michigan.gov/documents/egle/EQC_1602_rev_2019_05_23_656680_7.pdf. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

MINISTERIO DE INDUSTRIA, ENERGÍA Y TURISMO, “Disposiciones Generales”, *Boletín Oficial Del Estado – BOE* n. 254, 2013. Disponível em: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/04/12/254/dof/spa/pdf>. Acesso em: 02 de dezembro de 2021.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO AMAPÁ – MPAP. “Clima”. Disponível em: <https://mpap.mp.br>. Acesso em: 03 de agosto de 2022.

MONTANA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY – MDEQ. “Development of TENORM Rules for the State of Montana”, 2016. Disponível em: <https://deq.mt.gov/files/Land/SolidWaste/Documents/docs/TENORMReportFinal.pdf>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

MONTANA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY – MDEQ. “Requirements for the Management of Special Wastes Associated with the Development of Oil and Gas Resources”, *Requirements for the Characterization of TENORM Waste*, 2020. Disponível em: <https://deq.mt.gov/files/Land/SolidWaste/Documents/docs/Requirements%20for%20the%20Characterization%20of%20TENORM%20Waste%20June%202020_Final.pdf?ver=2020-06-26-091548-390×tamp=1593184575938>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

MORA, J.C., BAEZA, A., ROBLES, B. *et al.* “Assessment for the Management of NORM Wastes in Conventional Hazardous and Nonhazardous Waste Landfills”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 310, pp. 161-169, 2016.

MORAVANSKA, H., LACIOK, A. “Presence of Technologically-Enhanced Naturally-Occurring Radioactive Materials in the Czech Republic”, In: *Proceedings of an International Conference held in Szczyrk, Poland*, 17-21 de maio, IAEA TECDOC-1472, 2004.

NATIONAL GEOGRAPHIC. “Steppe”. Disponível em: <<https://education.nationalgeographic.org/resource/steppe>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

NATIONAL REPORT FROM NORWAY. “Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management”, In: *Sixth Review Meeting*, 21 de maio a 1º de junho, 2018.

NORDIC NUCLEAR SAFETY RESEARCH – NKS. “An Overview of Current Non-Nuclear Radioactive Waste Management in the Nordic Countries and Considerations on Possible Needs for Enhanced Inter-Nordic Cooperation”, *NKS-351*, outubro de 2015.

NORTH DAKOTA DEPARTMENT OF HEALTH – NDDH. “Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (TENORM) Disposal Limits in States Other than North Dakota”, 2014. Disponível em: <<https://deq.nd.gov/tenorm/OtherStates/TABLE%20of%20State%20TENORM%20disposal%20limits-v.FINAL.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

NORTH DAKOTA STATE GOVERNMENT. “Article 33-20: Solid Waste Management and Land Protection”. Disponível em: <<https://www.legis.nd.gov/information/acdata/html/33-20.html>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021a.

NORTH DAKOTA STATE GOVERNMENT. “Chapter 33-10-23: Regulation and Licensing of Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material”. Disponível em: <<https://www.legis.nd.gov/information/acdata/pdf/33-10-23.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021b.

NORWEGIAN OIL AND GAS ASSOCIATION – NOROG. “093 – Recommended Guidelines for Waste Management in the Offshore Industry”, n. 093, revision n. 3, 2019.

NORWEGIAN RADIATION PROTECTION AUTHORITY – NRPA. “Comparison of Safety and Environmental Impact Assessments for Disposal of Radioactive Waste and Hazardous Waste”, In: *Report of an International Workshop*, Stralevern Rapport 2015:8, 2015.

NUCLEAR DECOMMISSIONING AUTHORITY – NDA. “UK Radioactive Waste Inventory”. Disponível em: <https://ukinventory.nda.gov.uk/about-radioactive-waste/how-do-we-manage-radioactive-waste/#:~:text=Examples of treatment include decontamin>. Acesso em: 05 de dezembro de 2022.

O’BRIEN, R.S., MELBOURNE, A.J., JOHNSTON, A. “Development of NORM Management in Australia”, In: *Proceedings of an International Symposium*, pp. 163-178. Marrakesh, Morocco, 22-26 de março de 2010.

OMAR, M., ALI, H.M., ABU, M.P. *et al.* “Distribution of Radium in Oil and Gas Industry Wastes from Malaysia”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 60, n. 5, pp. 779-782, 2004.

OMAR, M., TENG, I.L. “Regulatory and management approaches to NORM residues in Malaysia”, *IAEA-TECDOC-1484*, pp. 75-78, 2006.

OMAR, M., HAMZAH, M.S., WOOD, A.K. “Radioactive Disequilibrium and Total Activity Concentration of NORM Waste”. *Journal of Nuclear and Related Technologies*, v. 5, n. 2, pp. 47-56, 2008.

OTHMAN, I., AL-MASRI, M.S. “Disposal Strategy for NORM Waste Generated by the Syrian Oil Industry”, In: *Proceedings of an International Symposium*, Córdoba, Spain, 13-17 de dezembro de 2004.

OTHMAN, M.H., HASSAN, H.B. “Application of RESRAD Model to Assess Radiation Doses due to TE-NORM Accumulation in Evaporation Pond during Petroleum Production”, *Arab Journal of Nuclear Science and Applications*, v. 46, n. 2, pp. 172-179, 2013.

PARMAKSIZ, A., AGUS, Y., BULGURLU, F., *et al.* “Activity Concentrations of ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K Radionuclides in Refinery Products and the Additional Radiation Dose Originated from Oil Residues in Turkey”, *Radiation Protection Dosimetry*, v. 156, n. 4, pp. 481-488, 2013.

PARMAKSIZ, A., AGUS, Y., BULGURLU, F. *et al.* “Measurement of Enhanced Radium Isotopes in Oil Production Wastes in Turkey”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 141, pp. 82-89, 2015.

PAUL, J. “Planning, Establishment and Operation of a Waste Management and Ecology Centre Including a Sanitary Landfill in Bayawan City, Negros Oriental, Philippines”, 2011.

PEACE RIVER REGIONAL DISTRICT - PRRD. “ALR Non-Farm Use Application 240/2015 (Tervita Corporation)”, *Report*, 2016. Disponível em: https://prrd.bc.ca/board/agendas/2016/2016-04-272429485/pages/documents/09-R-11BD_Tervita_NFU_240.pdf. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

PLAINS ENVIRONMENTAL. Disponível em: <http://plainsenvironmental.com/locations?id=2>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

QURESHI, A.A., TARIQ, S., UD DIN, K. *et al.* “Evaluation of Excessive Lifetime Cancer Risk due to Natural Radioactivity in the Rivers Sediments of Northern Pakistan”, *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, v. 7, n. 4, 2014.

RAFIQUE, M., RAHMAN, S.U., BASHARAT, M. *et al.* “Evaluation of Excess Life Time Cancer Risk from Gamma Dose Rates in Jhelum Valley”, *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, v. 7, n. 1, pp. 29-35, 2014.

RAMOS, H.C., DALLACORTE, R., NEVES, S.M.A.S. *et al.* “Precipitação e Temperatura do ar para o estado de Mato Grosso utilizando krigagem ordinária”, *Revista Brasileira de Climatologia*, ano 13, v. 20, 2017.

RICHTER, R.B., HOSEMANN, P. “NORM/TENORM”, *AT Mineral Processing*, v. 53, 2012.

ROBERTS, C.J., QUINBY, J.B., DUGGAN, W.P., *et al.* “Disposal Options and Case-Study Pathway Analyses”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 49, n. 3, pp. 241-258, 1998.

ROLDÃO, A.F., FERREIRA, V.O. “Climatologia do Estado do Tocantins – Brasil”, *Caderno de Geografia*, v. 29, n. 59, 2019.

SAKUNA SYED AHMAD, S.H., HAMZAH, R., OMAR, M. “Zero waste approach in treatment of NORM oil sludge wastes”. IAEA - NEA: International Conference on the Safety of Radioactive Waste Disposal, Tokyo – Japão, 2005.

SABINE ENVIRONMENTAL SERVICES, LLC. Disponível em: <https://www.sabineenvironmental.com/WasteServices.html>. Acesso em: 25 de novembro de 2021.

SALEH, I.H., OTHMAN, I.M., GHATASS, Z.F. *et al.* “Radiological Risk Assessment in a Type of Complex Petroleum Refinery in Egypt”, *Arab Journal of Nuclear Sciences and Applications*, v. 51, n. 4, pp. 31-43, 2018.

SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY – SEPA. “Regulation of Offshore Oil and Gas Waste”, *SEPA Guidance WST-G-059*, version 1, agosto de 2018.

SECURE ENERGY. Disponível em: <https://www.secure-energy.com/norm>. Acesso em: 25 de novembro de 2021.

SETLOW, L.W. “TENORM Regulation in the United States of America”. IAEA-TECDOC-1484, pp. 103-110, 2006.

SETLOW, L.W. “TERNORM/NORM in the United States”. Disponível em: https://ena-norm.eu/wp-content/uploads/2018/03/N3_7.1.pdf. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

SHAWKY, S., AMER, H., NADA, A.A. *et al.* “Characteristics of NORM in the Oil Industry from Eastern and Western Deserts of Egypt”, *Applied Radiation and Isotopes*, v. 55, n. 1, pp. 135-139, 2001.

SMITH, K.P., ARNISH, J.J., WILLIAMS, G.P. *et al.* “Assessment of the Disposal of Radioactive Petroleum Industry Waste in Nonhazardous Landfills Using Risk-Based Modeling”, *Environmental Science & Technology*, v. 37, n. 10, pp. 2060-2066, 2003.

STRAND, T. “Handling and Disposal of NORM in the Oil and Gas Industry”, In: *WM’99 Conference*, 28 de fevereiro a 4 de março, 1999. Disponível em: <<http://archive.wmsym.org/1999/27/27-7.pdf>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

SUCIPTA, D.S. “Safety Assessment of Near Surface Disposal for Radioactive Waste in Serpong Nuclear Area Using PRESTO Software”, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, v. 432, 2018.

TASKIN, H., KARAVUS, M., AY, P., *et al.* “Radionuclide Concentrations in Soil and Lifetime Cancer Risk due to Gamma Radioactivity in Kirklareli, Turkey”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 100, pp. 49-53, 2009.

TERVITA EARTH MATTERS. “Tervita Facilities – Your Partner in Industrial Waste Management and Environmental Solutions”, 2020. Disponível em: <<https://tervita.com/files/public-files/20200120-facility-network-8-5x11-v32.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

TERVITA EARTH MATTERS. “Facility Profile – Silverberry Landfill Disposal Facility”. Disponível em: <<https://tervita.com/files/public-files/tervita-locations/landfill-facility-profile-silverberry.pdf>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021a.

TERVITA EARTH MATTERS. “Caverns”. Disponível em: <https://tervita.com/solutions/caverns/>. Acesso em: 12 de janeiro de 2021b.

TESTA, C., DESIDERI, D., MELI, M.A., *et al.* “Radiation Protection and Radioactive Scales in Oil and Gas Production”, *Health Physics*, v. 67, n. 1, pp. 34-38, 1994.

TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY – TCEQ. “Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) Disposal”. Disponível em: <https://www.tceq.texas.gov/permitting/radmat/uranium/norm.html>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

TEXAS DEPARTMENT OF STATE HEALTH SERVICES – TDSHS. “Licensing of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM)”, *Texas Regulations for Control of Radiation*, 1999. Disponível em: <<https://www.dshs.texas.gov/radiation/pdffiles/Rules/259fn99.pdf>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

TRADEBE INUTEC. “TRADEBE INUTEC: Low level radioactive waste incineration”, 2020. Disponível em: <https://inutec.co.uk/sites/default/files/investors/low_level_radioactive_waste_incineration_2020.pdf>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2023.

TRINITY ENVIRONMENTAL SERVICES. Disponível em: <http://trinityenv.com/services#norm-disposal>>. Acesso em: 25 de novembro de 2021.

TROTTI, F., LIZIERO, F., ZAMPIERI, C., *et al.* “Impact to Public and Environment of NORM Industries in Italy”, *Radiation Protection Dosimetry*, v. 137, n. 3-4, pp. 310-313, 2009.

UGBEDE, F.O. “Distribution of ^{40}K , ^{238}U and ^{232}Th and Associated Radiological Risks in River Sand Sediments Across Enugu East, Nigeria”, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, v. 14, 2020.

UK GOVERNMENT. “Environmental Protection, England and Wales – The Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2016”. *Statutory Instruments 2016 n. 1154*. Disponível em: <<https://www.legislation.gov.uk/uksi/2016/1154/contents/made>>. Acesso em: 30 de novembro de 2021.

UK GOVERNMENT. “Radioactive Waste Strategy September 2019”, 2020. Disponível em: <https://www.gov.uk/government/consultations/nda-radioactive->

[waste-management-strategy/outcome/radioactive-waste-strategy-september-2019](#).

Acesso em: 20 de dezembro de 2022.

UNITED KINGDOM – UK. “NORM Waste Strategy Consultation: Supporting Document - Detailed Overview of NORM Waste Management in Each of the UK NORM Industry Sectors”, 2014.

UNITED STATES DEPARTMENT OF ENERGY - USDOE. “An Assessment of the Disposal of Petroleum Industry NORM in Nonhazardous Landfills”, *DOE/BC/W-31-109-ENG-38-8*, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. “Diffuse NORM: Waste Characterization and Preliminary Risk Assessment”, 1991. Disponível em: <https://nepis.epa.gov>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. “Assessment of Potential Technical and Regulatory Issues Relating to Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Class II Wells”, 1995. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/cadmus-norm-report.pdf>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. “Management of Exploration, Development and Production Wastes: Factors Informing a Decision on the Need for Regulatory Action”, 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. “TENORM: Oil and Gas Production Wastes”. Disponível em: <<https://www.epa.gov/radiation/tenorm-oil-and-gas-production-wastes>>. Acesso em: 25 de novembro de 2021.

UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION – USNRC. “The incineration of low-level radioactive waste”, *NUREG – 1393*, 1990.

UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION – USNRC. “User’s Manual for RESRAD-OFFSITE Code Version 4 – Vol. 1 – Methodology and Models Used in RESRAD-OFFSITE Code”, *NUREG/CR-7268*, 2020.

VALDOVINOS, V., MONROY-GUZMAN, F., BUSTOS, E. “Treatment methods for radioactive wastes and its electrochemical applications”, *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*, 2014.

VALEUR, J.R., “Environmental Impacts of Different NORM Disposal Methods”, *Society of Petroleum Engineers - SPE 136312*, 2010.

VANDENHOVE, H. “European sites Contaminated by Residues from the Ore-Extracting and –Processing Industries”, *International Congress Series 1225*, pp. 307-315, 2002.

VAN DER STEEN, J., VAN WEERS, A.W. “Radiation Protection in NORM Industries”. Disponível em: <<http://www.eurogypsum.org/wp-content/uploads/2015/05/N0625.pdf>>. Acesso em: 12 de dezembro de 2021.

VARSKOG, P., AAMLID, H. “Assessment, Treatment and Management of NORM in the Norwegian Oil and Gas Industry”, Proceedings of the 9th EAN ALARA Workshop, 18 – 21 de outubro de 2005, Alemanha.

VEIL, J.A. “Update on Cavern Disposal of NORM-Contaminated Oil Field Wastes”, 1998a. Disponível em: <<https://www.osti.gov/servlets/purl/10973>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

VEIL, J.A. “Options and Cost for Disposal of NORM Waste”, 1998b. Disponível em: <<https://www.osti.gov/biblio/11076-options-cost-disposal-norm-waste>>. Acesso em: 01 de dezembro de 2021.

WHITE, G.J., ROOD, A.S. “Radon Emanation from NORM-Contaminated Pipe Scale and Soil at Petroleum Industry Sites”, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 54, pp. 401-413, 2001.

WYOMING DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY – WDEQ. “Guideline #24 – Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) Management in Wyoming”, 2011.

WILSON, A.J., SCOTT, L.M. “Characterization of Radioactive Petroleum Piping Scale with an Evaluation of Subsequent Land Contamination”, *Health Physics*, v. 63, n. 6, pp. 681-685, 1992.

WORLD DATA. “The climate in Brazil”. Disponível em: <https://www.worlddata.info/america/brazil/climate.php>. Acesso em: 20 de agosto de 2022.

WORLD POPULATION REVIEW. “Colorado population 2022”. Disponível em: <https://worldpopulationreview.com/states/colorado-population>. Acesso em: 01 de agosto de 2022.

XHIXHA, G., BALDONCINI, M., CALLEGARI, I. *et al.* “A Century of Oil and Gas Exploration in Albania: Assessment of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORMs)”, *Chemosphere*, v. 139, pp. 30-39, 2015.

YU, C., ZIELEN, A.J., CHENG, J.J. *et al.* “RESRAD - A Computer Code for Evaluating Radioactively Contaminated Sites”, 1993.

YU, C., GNANAPRAGASAM, E., BIWER, B., *et al.* “RESRAD-OFFSITE – A New Member of the RESRAD Family of Codes”, *Radioprotection*, v. 44, n. 5, pp. 659-664, 2009.

APÊNDICE I

VALORES DE CONCENTRAÇÃO EM AMOSTRAS DE BORRAS E DE INCRUSTAÇÃO OBTIDAS DA LITERATURA CIENTÍFICA

No Quadro I.1 estão apresentados os valores de concentração de ^{226}Ra e ^{228}Ra em amostras de borras e de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo e gás natural que estão publicadas na literatura científica. Os valores são representados pela faixa de variação formada pela menor e pela maior concentração obtida. A coluna nomeada de “discussão” compara os valores de concentração do ^{226}Ra com as do ^{228}Ra na mesma amostra para analisar qual isótopo apresentou as maiores concentrações. Já a coluna “discussão final” é a comparação dos valores de concentração do ^{226}Ra e de ^{228}Ra obtidas em borras versus as obtidas nas incrustações para avaliar em qual desses tipos de rejeitos, os níveis de concentração de rádio foram maiores.

Quadro I.1 - Valores de concentração em Bq/g em amostras de borras e de incrustação que estão publicadas na literatura científica.

Nº	País	Concentração de rádio em amostras de borras e de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo e gás natural						
		Borras			Incrustação			Discussão final
		^{226}Ra	^{228}Ra	Discussão	^{226}Ra	^{228}Ra	Discussão	
1	Mundial	0,05 - 800 Bq/g	0,5 - 50 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,001 - 15.000 Bq/g	0,05 - 2.800 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{I}$
2	Itália	-	-	-	0,0027 - 2,89 Bq/g	0,0008 - 0,0189 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
3	Mar do Norte	-	-	-	0,78 Bq/g	0,0008 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-

4	Tunísia	0,066 - 0,453 Bq/g	0,0026 - 0,01 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,031 - 1,189 Bq/g	0,0008 - 0,0051 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} > \text{I e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
5	Congo	-	-	-	0,097 - 0,151 Bq/g	0,0008 - 0,0022 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
6	Itália	-	-	-	0,0008 Bq/g	1,095 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	
7	Austrália	25 Bq/g	30 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	250 Bq/g	300 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
8	Cazaquistão	-	-		0,51 - 51 Bq/g	0,2 - 10 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	
9	Noruega	0,1 - 4,7 Bq/g	0,1 - 4,6 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,3 - 32,3 Bq/g	0,3 - 33,5	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
10	UK	-	-	-	1 - 1.000 Bq/g	-	-	-
11	EUA	-	-	-	acima de 3.700 Bq/g	-	-	-
12	EUA	-	-	-	15,400 - 76,100 Bq/g	-	-	-
13	Texas - USA	59 Bq/g	28,501 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	2,63 Bq/g	0,565 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
14	Mundial	-	-	-	0,1 - 15.000 Bq/g	0,05 - 2.800 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	
15	Síria	470 - 1.000 Bq/g	385 - 562 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	147 - 1.050 Bq/g	43 - 181 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} > \text{I e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
16	Síria	-	-	-	0,3 - 1.520 Bq/g	0,6 - 868 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
17	Arábia Saudita	0,0008 - 0,0594 Bq/g	-	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,00099 - 0,0015 Bq/g	-	-	$^{226}\text{Ra} > \text{B}$
18	Egito	5,27 - 8,68 Bq/g	1,08 - 2,09 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	493 - 519 Bq/g	35,38 - 54,08 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
19	Iraque	0,2354 - 0,3128 Bq/g	0,0489 - 0,1408 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,1376 - 0,1524 Bq/g	0,0344 - 0,0494 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
20	Síria	-	-	-	2 - 2.922 Bq/g	0,3 - 254 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
21	Noruega	-	-	-	8 - 100 Bq/g	5 - 30 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
22	Egito	0,0055 - 1,7858 Bq/g	0,0171 - 0,885 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,007 - 0,3148 Bq/g	0,017 - 0,177 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
23	Egito	11,963 Bq/g	1,747 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	11,700 Bq/g	4,200 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} > \text{B e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
24	Síria	-	-	-	1.558 - 2.039 Bq/g	-	-	-
25	Gana	0,00284 - 0,03609 Bq/g	0,00415 - 0,05584 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	0,02822 - 0,04754 Bq/g	0,0169 - 0,04 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} > \text{I e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
26	Itália	0,113 - 0,153 Bq/g	0,011 - 0,0207 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,117 - 0,218 Bq/g	< 0,0222 - 0,0443 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
27	East Midlands - Inglaterra	0,48 - 27,7 Bq/g	0,28 - 8,58 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	58,8 - 131,6	17 - 59,6 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$

28	Argélia	-	-	-	1 - 950 Bq/g	-	-	-
29	Kuwait	0,0131 - 0,0942 Bq/g	0,0015 - 0,0277 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
30	Egito	0,0076 - 0,123 Bq/g	0,0031 - 0,0483 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
31	Egito	0,24 - 1,567 Bq/g	-	-	9,14 - 172,563 Bq/g	-	-	$^{226}\text{Ra} > \text{I}$
32	Egito	0,012 - 1,722 Bq/g	0,0027 - 0,187 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
33	Egito	8,908 Bq/g	0,933 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
34	Egito	-	-	-	14,1 Bq/g	5 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
35	Malásia	0,082 Bq/g	0,097 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
36	Gana	-	-	-	38,5 - 58,3 Bq/g	26,8 - 39,2 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
37	Alemanha	0,062 - 0,455 Bq/g	0,023 - 0,1604 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
38	Texas - USA	59 Bq/g	28,501 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	2,630 Bq/g	0,565 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{B}$
39	Texas - USA	-	-	-	58,855 Bq/g	15,550 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
40	República Tcheca	0,0556 Bq/g	0,0344 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
41	Malásia	0,073 Bq/g	0,092 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	114,300 Bq/g	130,120 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{I}$
42	Turquia	0,8092 Bq/g	0,3025 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,0102 Bq/g	abaixo de 0,0021 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{B}$
43	Turquia	35,122 Bq/g	0,188 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	132 Bq/g	0,453 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{I}$
44	Egito	18,032 Bq/g	13,257 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
45	Egito	0,0443 Bq/g	0,04389 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
46	Noruega	< 0,1 - 4,7 Bq/g	< 0,1 - 4,6 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,3 - 39 Bq/g	0,3 - 33 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{I}$
47	Itália	0,6 - 2 Bq/g	-	-	-	-	-	-
48	Europa	0,005 - 80 Bq/g	0,5 - 50 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	0,2 Bq/g	0,1 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	^{226}Ra e $^{228}\text{Ra} > \text{B}$
49	Albânia	0,019 Bq/g	0,022 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
50	Holanda	acima de 25 Bq/g	acima de 25 Bq/g	$^{226}\text{Ra} = ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
51	Líbia	-	-	-	0,0144 - 213 Bq/g	0,0072 - 81,38 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-
52	Malásia	0,013 - 0,246 Bq/g	0,016 - 0,256 Bq/g	$^{226}\text{Ra} < ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-

53	Campos de Sirizinho e Carmópolis - Sergipe e Alagoas - Brasil	8,1 - 413,4 Bq/g	9,4 - 117,9 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	77,9 - 2.110 Bq/g	101,5 - 1.550 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} \text{ e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
54	Sergipe – Brasil	50 - 167,8 Bq/g	48,6 - 152,4 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	120,8 - 3.500 Bq/g	147,9 - 2.195 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} \text{ e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
55	Bacia de Campos – RJ – Brasil	0,36 - 367 Bq/g	0,25 - 343 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	19,1 - 323 Bq/g	4,21 - 235 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} \text{ e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
56	Bacia de Campos – RJ – Brasil	0,12 - 331 Bq/g	0,11 - 244 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	16,1 - 93,2 Bq/g	4,04 - 36,8 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} \text{ e } ^{228}\text{Ra} > \text{B}$
57	Cherne-2 - Bacia de Campos – RJ – Brasil	1,18 - 36,90 Bq/g	0,44 - 11,80	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	-	-	-	-
58	Garoupa-1 - Bacia de Campos – RJ – Brasil	0,655 - 154 Bq/g	0,26 - 24,10 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	6,900 - 222,00 Bq/g	2,23 - 34,60 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} \text{ e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$
59	Namorado-2 - Bacia de Campos – RJ - Brasil	0,69 - 23,60 Bq/g	0,26 - 14,50 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	2,54 - 24,70 Bq/g	1,36 - 15,40 Bq/g	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} \text{ e } ^{228}\text{Ra} > \text{I}$

Fonte: BASSIGANNI *et al.*, 1991; TESTA *et al.*, 1994; JONKERS *et al.*, 1997; HAMLAT *et al.*, 2001; SHAWKY *et al.*, 2001; WHITE *et al.*, 2001; APPEA, 2002; MATTA *et al.*, 2002; VANDENHOVE, 2002; AL-MASRI *et al.*, 2003; GODOY *et al.*, 2003; MORAVANSKA *et al.*, 2004; OMAR *et al.*, 2004; AL-MASRI *et al.*, 2005; GAZINEU *et al.*, 2005a; AL-SALEH *et al.*, 2008; GAZINEU *et al.*, 2008; BOU-RABEE *et al.*, 2009; TROTTI *et al.*, 2009; ABO-ELMAGD *et al.*, 2010; BAKR, 2010; ISMAIL *et al.*, 2011; DARKO *et al.*, 2012; LANDSBERGER *et al.*, 2012; ATTALLAH *et al.*, 2013; PARMAKSIZ *et al.*, 2013; FANTONI *et al.*, 2014; HASSAN *et al.*, 2014; HILAL *et al.*, 2014; LANDSBERGER *et al.*, 2014; AL ATTAR *et al.*, 2015; GARNER *et al.*, 2015; KONTOL *et al.*, 2015; PARMAKSIZ *et al.*, 2015; XHIXHA *et al.*, 2015; AL ATTAR *et al.*, 2016; DA SILVA *et al.*, 2016; IAEA, 2016; IOGP, 2016; LANDSBERGER *et al.*, 2016; ALI *et al.*, 2017; HASSAN *et al.*, 2017; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018; HILAL *et al.*, 2018; SALEH *et al.*, 2018; HASSAN *et al.*, 2019; STRAND, 2021; VAN DER STEEN *et al.*, 2021.

Dos 39 estudos (100%) de borras que apresentaram valores de concentração de ^{226}Ra e de ^{228}Ra , em 32 (82%), as concentrações de ^{226}Ra foram maiores que as do ^{228}Ra , em 6 (15%) as do ^{228}Ra foram maiores e em 1 (3%), os valores foram iguais para os dois isótopos de rádio.

Dos 38 estudos (100%) de incrustações que apresentaram os valores de concentração de ^{226}Ra e de ^{228}Ra , em 35 (92%), os valores de ^{226}Ra foram maiores e em 3 (8%) as de ^{228}Ra foram maiores.

Na comparação de qual amostra, de borras ou de incrustação, os níveis de concentração de ^{226}Ra são maiores, do total de 27 (100%), em 17 (63%), os valores foram maiores em incrustação e em 10 (37%) foram maiores nas borras.

Para os níveis de concentração de ^{228}Ra , do total de 25 (100%) dados, em 14 (56%) os valores foram maiores em incrustação e em 11 (44%), os valores foram maiores nas borras.

Essa discussão mostra que as amostras de incrustação são as que apresentam os maiores níveis de concentração de ambos os isótopos de rádio e que o ^{226}Ra , geralmente, está com valores maiores que o do ^{228}Ra (ALI *et al.*, 2019). Isso está de acordo com VARSKOG *et al.* (2005) que afirmou que a concentração do ^{228}Ra varia de 10% a 50% da concentração do ^{226}Ra nas incrustações.

APÊNDICE II

VALORES DE CONCENTRAÇÃO EM AMOSTRAS DE INCRUSTAÇÃO E DE BORRAS PRODUZIDAS PELAS INDÚSTRIAS DE ÓLEO DO BRASIL

Os Quadros II.1 e II.2 apresentam os valores de concentração de ^{226}Ra e de ^{228}Ra em amostras de incrustação e de borras, respectivamente, que foram produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil e que foram encontradas na literatura científica. Os valores de concentração dos dois isótopos de rádio da mesma amostra estão distribuídas em 7 faixas de variação de concentração, em função do maior valor do ^{226}Ra , sendo a primeira faixa, o limite de dispensa mais restritivo.

Quadro II.1 – Valores de concentração em amostras de incrustação produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil.

Nº de amostras	Faixas de variação de concentração (Bq/g) de ^{226}Ra e ^{228}Ra , respectivamente e a quantidade de amostras em cada faixa						
	1	2	3	4	5	6	7
	≤ 1	$1 < \text{c.a} \leq 10$	$10 < \text{c.a.} \leq 50$	$50 < \text{c.a} \leq 100$	$100 < \text{c.a.} \leq 500$	$500 < \text{c.a.} \leq 1000$	$\text{c.a.} > 1000$
1		2,54 - 1,36					
2		6,9 - 2,23					
3			11,8 - 3,63				
4			16,1 - 5,05				
5			19,4 - 5,79				

6			23,2 - 15,4				
7			23,7 - 15,4				
8			24,6 - 14,3				
9			24,7 - 11,6				
10			25,9 - 4,04				
11			26,7 - 17,8				
12			28,1 - 16,7				
13			31,6 - 19,9				
14			32,1 - 19,4				
15			32,1 - 23				
16			35,1 - 31,9				
17			35,5 - 31,9				
18			36,5 - 32,5				
19			37,2 - 17,6				
20			37,2 - 35,7				
21			39,2 - 35,5				
22			40,2 - 36,3				
23			40,4 - 36,8				
24			42,9 - 25,2				
25			44,9 - 17,9				
26			47,6 - 27,9				
27				66,9 - 11,4			
28				75,2 - 12,4			
29				83,4 - 13,9			
30				93,2 - 27,1			

31				95,2 - 14,8			
32					91 - 101,5		
33					77,9 - 115,1		
34					128 - 20,6		
35					109,6 - 133,8		
36					134 - 22,8		
37					137 - 22,4		
38					138 - 22,3		
39					119 - 144		
40					120,8 - 147,9		
41					130,9 - 151,4		
42					155 - 24,4		
43					166 - 25,6		
44					169 - 24,4		
45					170 - 27,4		
46					174 - 27,3		
47					177 - 28		
48					177 - 28,3		
49					115,9 - 193,3		
50					196 - 31,5		
51					129 - 207,6		
52					222 - 34,6		
53						839,9 - 645	
54						955 - 807,7	
55							1108,5 - 714

56							1145,8 - 799,3
57							1369 - 799,1
58							1919 - 1305
59							2110 - 1550
60							2518 - 1737
61							3500 - 2195
TOTAL POR FAIXA	0	2 (3,28)	24 (39,34%)	5 (8,2%)	21 (34,43%)	2 (3,28%)	7 (11,47%)

Fonte: MATTA *et al.*, 2002; GAZINEU *et al.*, 2005a; GAZINEU *et al.*, 2008; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018.

Como pode ser observado no Quadro I.1, não foram encontradas amostras de incrustação com valores de concentração de rádio inferiores a 1 Bq/g nos artigos encontrados.

Apesar dos valores de concentração terem variado até 3500 Bq/g de ²²⁶Ra, a principal faixa de variação de concentração em que se encontram o maior número de amostras é a faixa 3 ($10 < \text{c.a.} \leq 50$ Bq/g).

Quadro II.2 – Valores de concentração em amostras de borras produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil.

Nº de amostras	Faixas de variação de concentração (Bq/g) de ²²⁶ Ra e ²²⁸ Ra, respectivamente e a quantidade de amostras em cada faixa						
	1	2	3	4	5	6	7
	≤ 1	$1 < \text{c.a.} \leq 10$	$10 < \text{c.a.} \leq 50$	$50 < \text{c.a.} \leq 100$	$100 < \text{c.a.} \leq 500$	$500 < \text{c.a.} \leq 1000$	$\text{c.a.} > 1000$
1	0,12 - 0,11						
2	0,655 - 0,26						
3	0,69 - 0,26						

4		1,02 - 0,71				
5		1,03 - 0,66				
6		1,18 - 0,64				
7		1,4 - 0,58				
8		1,44 - 0,76				
9		1,52 - 0,7				
10		1,58 - 0,95				
11		1,73 - 0,44				
12		1,75 - 0,42				
13		2,39 - 1,21				
14		2,91 - 1,31				
15		3,02 - 1,18				
16		4,47 - 2,83				
17		4,8 - 1,43				
18		4,99 - 1,44				
19		6,83 - 1,62				
20		7,14 - 4,61				
21		8,1 - 9,4				
22		8,56 - 5,54				
23		9,01 - 5,63				
24		9,23 - 3,54				
25			9,5 - 10,3			
26			10,5 - 6,37			
27			10,5 - 6,49			
28			9,6 - 10,7			

29			11,5 - 6,77				
30			12,2 - 7,14				
31			12,4 - 2,85				
32			12,5 - 5,33				
33			12,5 - 7,25				
34			12,5 - 7,42				
35			13,4 - 2,92				
36			10,4 - 13,3				
37			13,6 - 3,21				
38			15 - 2,33				
39			17,2 - 3,02				
40			21,9 - 4,33				
41			23,6 - 14,5				
42			26,4 - 4,96				
43			33 - 6,32				
44			33,4 - 21,3				
45			25,7 - 35,8				
46			36,9 - 11,8				
47			38,2 - 20,5				
48			39,5 - 7,23				
49			42,7 - 40,5				
50			43,6 - 23,5				
51			48,7 - 8,62				
52			50 - 48,6				
53				56,6 - 24,7			

54				71 - 12			
55				71 - 69,6			
56				73 - 53,5			
57				86,4 - 64,7			
58				86,8 - 83,8			
59				88,3 - 80,9			
60				90,1 - 71			
61				91,4 - 89,3			
62				92,2 - 69,9			
63				93 - 15			
64					104,2 - 82,2		
65					118 - 114,8		
66					127 - 112,8		
67					110 - 142,3		
68					150,9 - 139,4		
69					122 - 152,4		
70					154 - 24,1		
71					167,8 - 149,5		
72					202 - 158		
73					210 - 163		
74					215 - 170		
75					265 - 209		
76					321 - 234		
77					331 - 244		
78					413,4 - 117,9		

TOTAL POR FAIXA	3 (3,85%)	21 (26,92%)	28 (35,9%)	11 (14,10%)	15 (19,23%)	0	0
------------------------	-----------	-------------	-------------------	-------------	-------------	---	---

Fonte: MATTA *et al.*, 2002; GAZINEU *et al.*, 2005a; GAZINEU *et al.*, 2008; DE-PAULA-COSTA *et al.*, 2018.

As amostras de borras (Quadro II.2) apresentam valores de concentração na faixa de variação 1, relacionada ao limite de dispensa mais restritivo (1 Bq/g), mas não foram encontradas amostras com valores nas faixas 6 e 7.

A maior concentração apresentada em borras produzidas pelas indústrias de óleo do Brasil foi de 413,4 Bq/g de ²²⁶Ra. Entretanto, o maior número de amostras de borras publicadas na literatura científica também foi a relacionada a faixa de variação 3 ($10 < \text{c.a.} \leq 50$ Bq/g).