INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

ESTUDO DA MIGRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS EM DEPÓSITO PARA FONTES SELADAS TIPO POÇO TUBULAR

MAURÍCIO GUIMARÃES SABBAG

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações.

Orientador:
Prof. Dr. Júlio Takehiro Marumo

SÃO PAULO

2013

AGRADECIMENTOS

À minha família, minha querida Crislene Mateus, por tudo.

Ao meu grande amigo Alexandre Ruiz Picchi pelas sugestões e apoio técnico.

Agradeço a CAPES pelo apoio financeiro dado durante a elaboração do trabalho.

Ao Dr. Júlio Takehiro Marumo pela orientação, apoio, paciência e discussões.

Ao Dr. Roberto Vicente pela orientação, incentivo, apoio, discussões e por acreditar no trabalho.

Ao Dr. Adalberto Aurélio Azevedo, Dr. Marcos Tadeu Pereira, Dr. Wilson Shoji Iyomasa, do IPT, pelas sugestões, discussões técnicas e incentivo.

A todos da GRR – Gerência de Rejeitos Radioativos pelo companheirismo.

“One more promise, we can tame the sun”.

Ronald James Padavona

“Have no fear for atomic energy”.

Robert Nesta Marley

“...resplandecia; por isso

temeram chegar-se a ele”.

Êxodo 34:3

ESTUDO DA MIGRAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS EM DEPÓSITO PARA FONTES SELADAS TIPO POÇO TUBULAR

Maurício Guimarães Sabbag

RESUMO

Visando contribuir com o desenvolvimento de uma metodologia adequada ao Brasil para deposição de fontes seladas fora de uso, o presente estudo avaliou cenários de migração de radionuclídeos para fora de um repositório profundo tipo poço tubular. Considerou-se uma fratura anelar como caminho preferencial de fluxo da água subterrânea, que futuramente adentrará os poços, entrando em contato direto com as fontes. No futuro, fenômenos naturais e ação antrópica poderiam levar à degradação dos materiais que formam as barreiras artificiais do repositório e formar uma via preferencial de transporte e migração dos radioisótopos depositados. Haveria intrusão de água subterrânea e contato com as fontes seladas, corrosão e transporte dos radioisótopos para o ambiente acessível ao homem. A modelagem de transporte considerou percolação de água subterrânea numa fratura causada pelo descolamento entre o tubo de aço e a pasta de cimento, que separa o repositório do meio geológico. Foram simulados cenários de migração e o estudo poderá ser aproveitado na escolha de sítio e de novas técnicas para selagem. Diferentes gradientes hidráulicos e espessuras de fratura, entre outros parâmetros, influirão diretamente no fluxo pela fratura postulada que resultarão em diferentes tempos de trânsito até a biosfera.

Palavras Chave: Repositório, fratura, fluxo, migração, transporte, radionuclídeos, segurança.

STUDY OF RADIONUCLIDE MIGRATION IN REPOSITORY TYPE TUBULAR WELL FOR SEALED SOURCES DEPOSITION

Maurício Guimarães Sabbag

ABSTRACT

The present study models radionuclide migration scenarios out of a deep borehole for disposal of disused sealed radioactive sources (DSRS). The aim is to contribute to the development of methodologies for the safety assessment of the repository. It is assumed that, in the future, anthropogenic and natural phenomena could impair the capacity of the engineered barriers to prevent the radionuclides from spreading to the accessible environment. Groundwater intrudes into the repository, corrodes the sealed sources and transports the radioisotopes to the biosphere. The model considers percolation of groundwater through an annular fracture caused by a detachment between the borehole steel casing and the cement backfill. A range of values of hydraulic gradients, fracture apertures, radionuclide sorption capacity in the cement backfill were considered in calculating flow and radionuclide transport through the postulated fracture. The present study shows, by comparing different scenarios, the variation of hydraulic gradients associated with different apertures of the fracture, exposing, through charts, the radionuclides transit times. The results of the study may be used in safety assessments and for selecting sites and materials for a 400 m deep borehole repository, for the present Brazilian inventory of DSRS.

Keywords: Repository, fracture, flow, migration, transport, radionuclides, safety.

SUMÁRIO

Página

1 INTRODUÇÃO 10

2 OBJETIVOS 13

2.1 Objetivo geral 13

2.2 Objetivos específicos 13

3 REVISÃO DA LITERATURA 14

3.1 Postura mundial para gerenciamento de sistemas de deposição de fontes seladas 14

3.2 Conceito do repositório GRR/IPEN 15

3.3 Migração de radionuclídeos 21

4 METODOLOGIA 31

4.1 Modelo Físico 31

4.1.1 Descrição do sistema: geometria e materiais 31

4.2 Radionuclídeos considerados para deposição 33

4.3 Cálculo de fluxo 34

4.3.1 Espessuras de fratura e poço de captação hipotético 38

4.3.2 Gradientes hidráulicos 40

4.4 Cálculo de sorção 41

4.5 Cálculo de decaimento radioativo 44

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 46

6 CONCLUSÕES 66

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 68

LISTA DE TABELAS

Página

4.1 – Radioisótopos e cálculo de massa no repositório 34
4.2 – Radioisótopos e solubilidades 35
4.3 – Parâmetros utilizados na simulações 41
4.4 – Cálculo de concentrações em água subterrânea e comparação de solubilidades 42
4.5 – Coeficientes de distribuição adotados 44
5.1 – Tempos de trânsito para diferentes gradientes hidráulicos e espessuras da fratura. ... 46
5.2 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A) 48
5.3 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B) 48
5.4 – Tempos de trânsito necessários para imobilização por adsorção 49
5.5 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 10) 50
5.6 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 10) 50
5.7 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 10) 51
5.8 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 100) 51
5.9 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 1.000) 51
5.10 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 1.000) 52
5.11 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 10.000) 52
5.12 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 10.000) 52

LISTA DE FIGURAS

Página

3.1 – Vista esquemática do repositório 15
3.2 – Vista em corte do meio geológico e repositório 16
3.3 – Vista da seção transversal do poço tubular profundo 17
3.4 – Seção em corte do poço tubular profundo 19
3.5 – Exemplo de fratura por descolamento 20
3.6 – Fratura anelar centralizada (a) e descentralizada (b) 21
3.7 – Efeito da difusão na migração de um soluto em um meio poroso fraturado 25
3.8 - Diagrama esquemático demonstrando a contribuição da difusão molecular e a dispersão mecânica 26
3.9 – Rede de fraturas para a zona acima de -400m, para Forsmark 27
3.10 – Modelo equivalente de Meio Poroso Contínuo 28
3.11 – Visão esquemática dos diferentes sub-modelos no cálculo do transporte 29
3.12 – Visão esquemática do entorno das embalagens metálicas 30
4.1– Seção em corte do poço tubular profundo 32
4.2 – Seção transversal do poço tubular profundo expondo a fratura cilíndrica 33
4.3 – Geometria da fratura circular concêntrica, com fluxo ascendente 36
4.4 – Perfil de velocidades pela fratura circular concêntrica 37
4.5 – Cenários de adsorção A e B 43
5.1 – Tempos de trânsito de radionuclídeos 47
5.2 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A) 53
5.3 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B) 53
5.4 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 10) 54
5.5 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 10) 54
5.6 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 100) 55
5.7 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 100) 55
5.8 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 1.000) 56

5.9 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 1.000).....56
5.10 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário A 10.000) 57
5.11 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos (cenário B 10.000).....57
5.12 – Gráfico dos tempos de trânsito de radionuclídeos.....59
5.13 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, tempo de falha de 10 anos 60
5.14 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, tempo de falha de 100 anos 61
5.15 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, tempo de falha de 1.000 anos 62
5.16 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, tempo de falha de 10.000 anos 63
5.17 – Fluxograma resumo 65

1 INTRODUÇÃO

A deposição final segura de rejeitos radioativos é um dos grandes desafios da indústria nuclear. A escolha de locais e técnicas adequados para a deposição é uma tarefa difícil, pois diversos fatores de ordem social, política e econômica estão envolvidos. Do ponto de vista técnico, o melhor sistema de deposição depende, entre outros fatores, do tipo de rejeito e das condições hidrológicas, geológicas e climáticas dos locais disponíveis.

O confinamento dos rejeitos de níveis de radiação baixo e médio está sendo feito em repositórios próximos da superfície por diversos países e, para os rejeitos de atividade alta estão sendo construídos repositórios profundos. Entretanto, para uma classe especial de rejeito, as fontes seladas, ainda são debatidas as técnicas quanto à melhor forma de deposição (VICENTE, 2007; LEITE *et al*., 2009; OLIVEIRA *et al*., 2009).

As fontes seladas são materiais radioativos encerrados hermeticamente em uma cápsula, ou ligados firmemente a um material inativo envolvente, de forma a evitar dispersão da substância radioativa em condições normais e severas de uso. São utilizadas na medicina e em aplicações industriais e de pesquisa, e estão envolvidas em grande parte dos acidentes radiológicos ocorridos nas últimas décadas. Ao fim de sua vida útil tais fontes ainda apresentam elevados níveis residuais de radioatividade, representando perigo radiológico.

Milhões de fontes seladas foram colocadas no mercado mundial, principalmente nos países desenvolvidos, nas últimas décadas. No Brasil, milhares já se encontram armazenadas como rejeito radioativo nos institutos de pesquisa da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) aguardando deposição final, e dezenas de milhares ainda estão em uso (VICENTE, 2002).

Nos países onde existem repositórios de superfície em operação comercial, para os rejeitos de atividade baixa e média, parte das fontes é aceita para deposição e outra parte é recusada por exceder os limites de concentração e de atividade estabelecidos nos critérios de aceitação nesses repositórios. Isto acontece porque o período de controle institucional em repositórios superficiais pode ser insuficiente para permitir decaimento das fontes para níveis seguros devido à atividade elevada e meia-vida longa. Visando atender aos requisitos de segurança radiológica elaborados por organismos internacionais,

a proposta da Gerência de Rejeitos Radioativos do IPEN/CNEN de São Paulo para deposição de fontes seladas considera um repositório tipo poço tubular profundo.

Poços tubulares profundos foram estudados como alternativa de deposição de rejeitos radioativos de alta atividade, a partir da década de 1970, nos Estados Unidos, por Schneider & Platt (SCHNEIDER *et al*., 1974) e na Comunidade Européia, por Elsam & Elkraft (ELSAM *et al*., 1981). Porém, desde os anos sessenta, poços rasos escavados ou perfurados até poucos metros de profundidade estiveram em uso para a deposição de fontes seladas fora de uso (OJOVAN *et al*., 2000).

Na África do Sul, Blerk *et al* (1999) propuseram a deposição de fontes seladas em poços tubulares de profundidade intermediária, prevendo a deposição de um inventário limitado de fontes, em poços com menos de 100 metros de profundidade, em terreno sedimentar.

A Agência Internacional de Energia Atômica adotou esse conceito como projeto de referência para os países membros (IAEA, 2005) e passou a complementar a metodologia de avaliação de segurança original (KOZAK, 1999) necessária para realização desse tipo de empreendimento (IAEA, 2005; IAEA, 2009).

No Brasil, Vicente (2002) propôs a deposição em poços tubulares profundos, em resposta a dois fatores: primeiro, a pressão decorrente do acúmulo de um número crescente de fontes seladas fora de uso, com atividade suficiente para causar acidentes radiológicos sérios; segundo, requisitos de segurança mais severos que desaconselhavam a deposição de fontes seladas em repositórios na superfície ou próximo dela. O conceito de repositório desenvolvido no Brasil preconiza a deposição de todas as fontes do inventário de um país, com vários milhares ou dezenas de milhares de fontes de meia-vida longa, em um poço tubular com centenas de metros de profundidade, perfurado em uma rocha cristalina. Uma descrição do conceito é apresentada no capítulo 3, seção 3.2.

Afora diferenças de material e arranjo, ambos os conceitos empregam barreiras artificiais superpostas, além de contar com as barreiras naturais de localização do sítio de deposição e de extensão da zona de isolamento dos rejeitos.

Os métodos para avaliação de segurança tanto do repositório em profundidade intermediária como do repositório profundo para fontes seladas ainda estão sendo desenvolvidos (VICENTE, 2007; LEITE *et al*., 2009; OLIVEIRA *et al*., 2009; IAEA, 2011). Os métodos existentes para avaliação de segurança de poços tubulares são adequados somente aos repositórios de profundidade intermediária em meios porosos. Os

métodos existentes para avaliação de segurança de repositórios geológicos profundos foram desenvolvidos para deposição de rejeitos do ciclo do combustível nuclear.

Visando resolver esse problema, pretende-se, com o presente trabalho, contribuir para o desenvolvimento de métodos para avaliação de segurança de poços profundos, usados como depósito final de fontes seladas. O trabalho se enquadra na categoria de estudo das variáveis ambientais relacionadas ao escape dos radionuclídeos, do interior do repositório para o meio externo ao poço, e à migração desses radionuclídeos para o ambiente acessível ao homem.

Considera-se que, no futuro, uma combinação de fenômenos naturais com a ação humana possa alterar as barreiras naturais e levar a uma degradação dos materiais que formam as barreiras artificiais do repositório. Em consequência, haveria intrusão de água subterrânea no interior do poço e contato com as fontes seladas, corrosão e transporte dos radioisótopos para outros compartimentos ambientais.

Um fenômeno que representa uma dessas alterações no sistema de deposição é o surgimento de uma fratura anelar, causada pelo descolamento entre a pasta de cimento e o tubo de encamisamento do poço. Essa fratura se constituiria em uma via preferencial de transporte e migração dos radioisótopos.

O presente estudo envolve a avaliação dos mecanismos de transporte associados ao escape de radionuclídeos por essa fratura anelar. Serão investigados os fenômenos associados à migração de radionuclídeos para fora do poço tubular, considerando a percolação de água subterrânea através da fratura, em fluxo vertical ascendente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo do presente trabalho é criar um método de cálculo da migração dos radioisótopos presentes em fontes seladas, para fora do repositório, que permita avaliar um dos aspectos da segurança de longo prazo.

2.2 Objetivos específicos

Identificar e descrever os elementos de um sistema repositório-geosfera, em poço tubular profundo.

Identificar as variáveis que possam influir no fluxo de água e no transporte dos radionuclídeos até a biosfera.

Modelar matematicamente o transporte dos radionuclídeos considerando, como caminho preferencial, uma fratura anelar criada pela degradação das barreiras artificiais do repositório.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Postura mundial para gerenciamento de sistemas de deposição de fontes seladas

Fontes seladas fora de uso contendo radionuclídeos de meia-vida curta são armazenadas em repositórios superficiais até o decaimento necessário para garantir ausência de riscos radiológicos, o que ocorre em poucos anos. Já as fontes que contém radionuclídeos de meia-vida longa, segundo recomendação do IAEA, Agência Internacional de Energia Atômica (2011), devem ser devolvidas aos fornecedores após sua vida útil. Para as fontes não passíveis de devolução aos fornecedores, a IAEA tem um programa de assistência técnica com os países membros, para o desenvolvimento da tecnologia de deposição em poços tubulares.

Na Europa, de acordo com ANGUS *et al*. (2000), há graus variados de adiantamento no processo de gestão das fontes seladas: Áustria e Portugal armazenam as fontes em centros de pesquisas, sem previsão de deposição final; Bélgica, Espanha e França armazenam as fontes em depósitos das empresas que fazem a gestão dos rejeitos em cada país, até que um repositório geológico para os rejeitos de atividade alta esteja disponível; a Alemanha já dispõe de um repositório em que parte das fontes é depositada, mas terá de construir outro para as de atividade elevada e meia-vida longa. Luxemburgo prevê buscar a deposição em outro país;

O exemplo da Europa se repete em todas as outras regiões do mundo. Atividades de implantação de repositórios tipo poços tubulares foram iniciadas em Gana, Filipinas, Malásia e Irã e vários outros países também estão considerando adotar o conceito. Embora o conceito de eliminação poço foi adaptado especificamente para programas de gestão de resíduos pequenos lidar apenas com fontes seladas fora de uso, a sua viabilidade, também tem sido considerada para utilização em programas de maiores dimensões. Os países desenvolvidos com programas nucleares extensos estão adiando a resolução sobre a deposição de suas fontes seladas. Seus depósitos geológicos para rejeitos de alto nível e de combustível nuclear queimado poderão ser utilizados para deposição quando se tornarem disponíveis. Nos países em desenvolvimento, essa opção é improvável e o poço profundo é uma alternativa para deposição, onde as fontes sejam mantidas isoladas do ambiente humano pelo tempo necessário (LEITE, 2012).

3.2 Conceito de repositório GRR/IPEN

O sistema de deposição das fontes seladas GRR/IPEN (Gerência de Rejeitos Radioativos do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares) proposto por VICENTE (2002) seria localizado em meio geológico profundo, atingindo até cerca de 400 metros de profundidade, exclusivo para acomodar todo o inventário de fontes seladas do Brasil (FIG. 3.1). Foi prevista uma zona de deposição inserida no interior de rocha granítica, por meio de poço tubular profundo, na qual seriam inseridas embalagens contendo as fontes seladas.

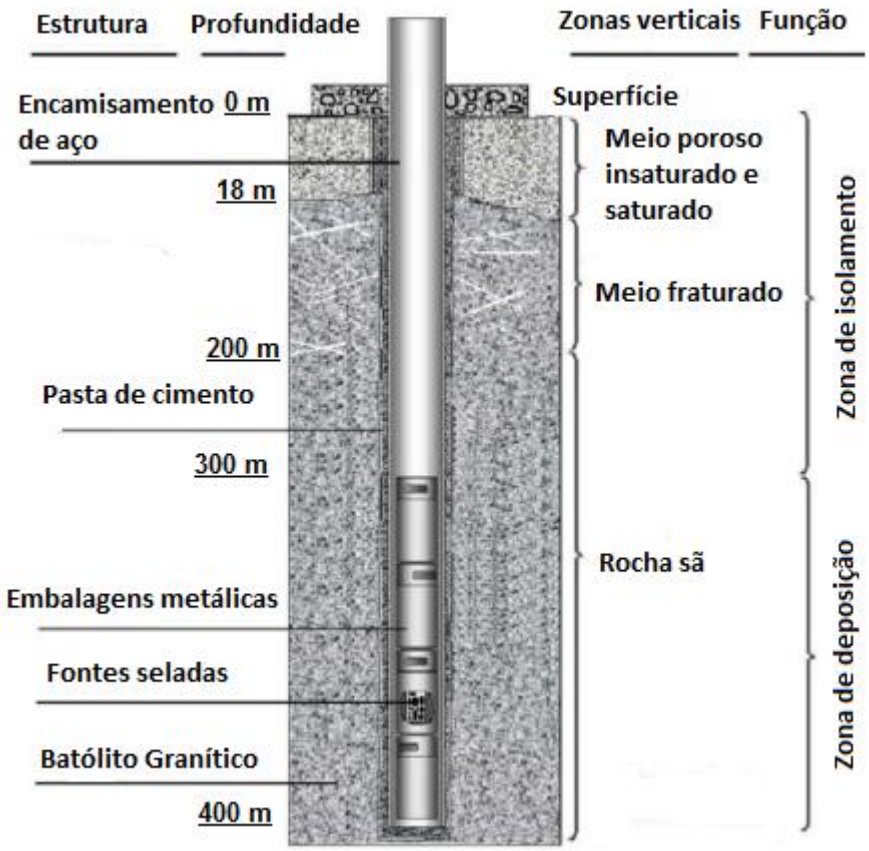

FIGURA 3.1 – Vista esquemática do repositório. (Observação: desenho fora de escala).

O poço tubular profundo é revestido com uma camisa de aço e cimentado no espaço anular entre o tubo de revestimento e a formação geológica. Uma zona de deposição de cerca de 100 metros de altura é suficiente para deposição do inventário atual de fontes do país e estaria localizada na porção inferior, no fundo do poço, permitindo acondicionamento de cerca de 300 embalagens metálicas. Acima de tal zona de deposição, inicia-se a zona de isolamento do repositório, com uma parte do poço ainda no batólito

granítico, com cerca de 100 metros de altura, e outra zona, que acessará a superfície, com camadas estratigráficas variadas.

Até a profundidade de poucas dezenas de metros a partir da superfície, o poço atravessará um depósito sedimentar recente, a partir do qual, até cerca de 200 metros de profundidade, atravessará uma zona de transição até adentrar o embasamento cristalino. A FIG. 3.2 apresenta o poço tubular proposto, representando o exemplo de um possível repositório real, lembrando que estudos de localização do sítio e de otimização do repositório poderão alterar aquelas dimensões.

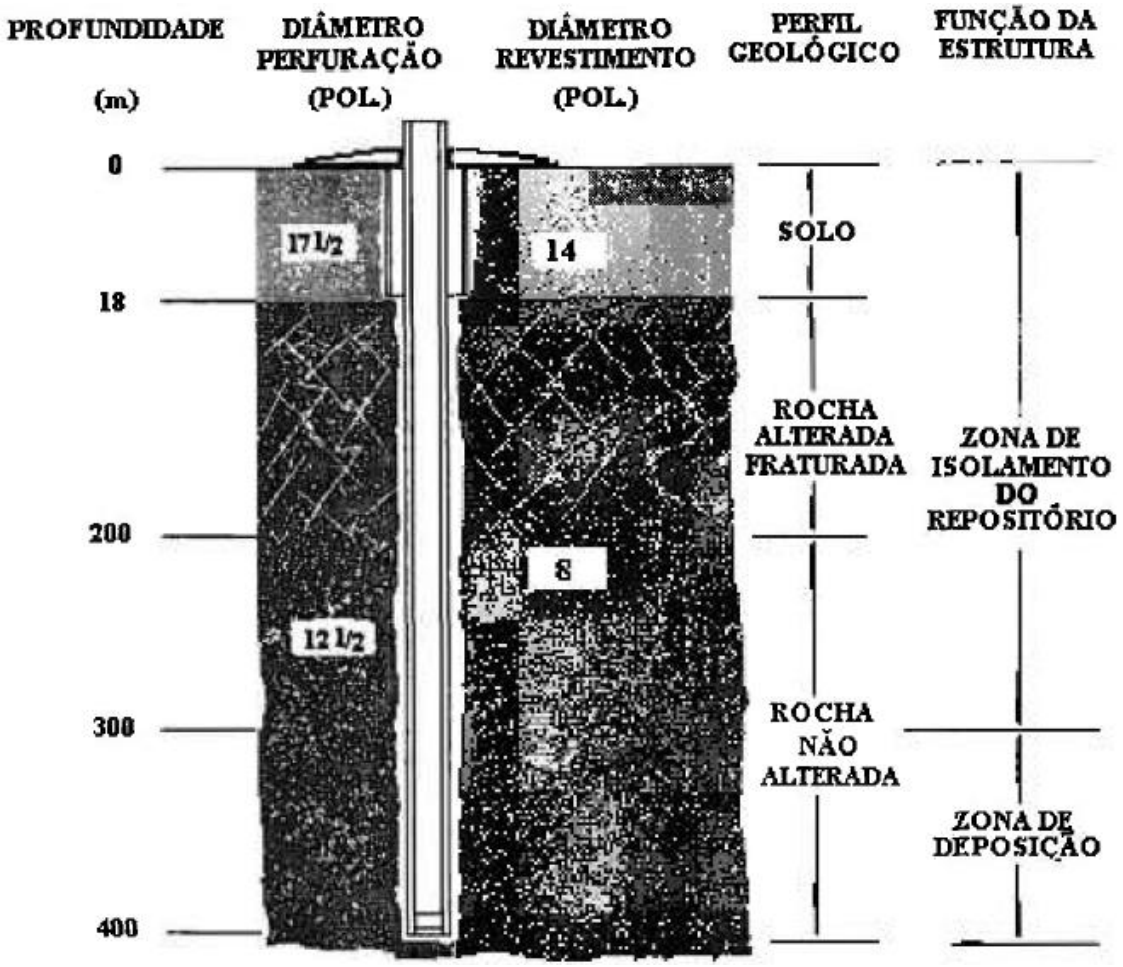

FIGURA 3.2 – Vista em corte do meio geológico e repositório (VICENTE, 2002)

A sondagem para instalação do poço profundo prevê perfuração com sonda rotativa em diâmetro de $17^{1/2}$ polegadas na camada sedimentar (usando circulação direta de lama de bentonita na rotopercussão) para instalação do encamisamento com tubo de aço (14 polegadas de diâmetro). Este encamisamento visa consolidar o poço e evitar desbarrancamento nas zonas vadosa e saturada do solo, correspondendo ao meio poroso,

não-saturado e saturado. Abaixo dessa camada, inicia-se a rocha alterada, e o método de sondagem muda para sonda rotativa com diâmetro de $12^{1/2}$ polegadas até o fim da sondagem, utilizando circulação de água e ar na rotopercussão (VICENTE, 2002).

O tubo que será utilizado para encamisar o poço consiste em um tubo liso, sem costura, fabricado em aço carbono, segundo ASTM-A-106, Sch.40, com diâmetro de 8 polegadas. Suas dimensões são 219,08 mm de diâmetro externo e parede de 8,18 mm de espessura, com diâmetro interno de cerca de 200 mm. A união entre os segmentos de tubo é feita por meio de rosca *flush joint*, sem ressaltos internos ou externos, e a secção transversal do poço pode ser vista na FIG.3.3, expondo os meios envolvidos no revestimento do poço e o espaço reservado para a deposição das embalagens com as fontes. As medidas citadas neste capítulo, referentes a diâmetros de sondagem, espessuras de revestimentos, alturas de zonas de deposição, foram utilizadas no presente estudo para fins de cálculo.

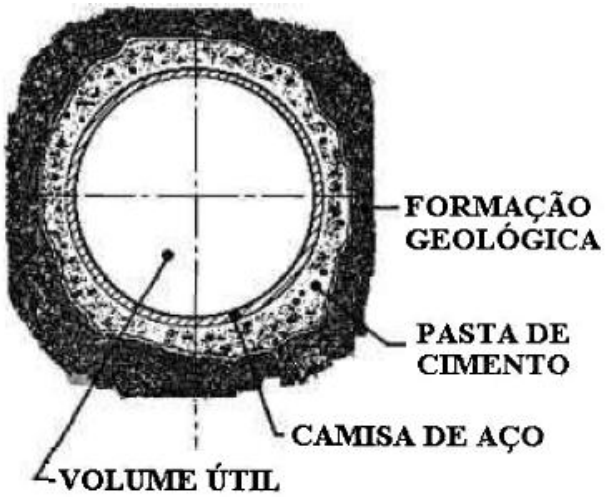

FIGURA 3.3 – Vista da seção transversal do poço tubular profundo (VICENTE, 2002)

Além do aço, o cimento e concreto também terão participação muito importante no conceito do repositório proposto, principalmente na questão da selagem do sistema.

O cimento será utilizado no repositório com objetivo de isolar as diversas zonas estratigráficas atravessadas pela sondagem, visando impedir o livre caminho vertical de fluidos entre estas zonas. É reconhecido como um material durável, normalmente utilizado na imobilização de rejeitos radioativos e protegerá a camisa de aço contra corrosão, funcionando como uma barreira adicional à intrusão de água e migração de radionuclídeos para a bioasfera.

Para a selagem do espaço anular entre as paredes do tubo de aço e o meio geológico, está prevista a injeção de pasta de cimento, por meio de sapata flutuante. A função da sapata flutuante é agir como um plugue para isolar a pasta de cimento dos fluidos de perfuração e bombeamento da pasta durante instalação do poço tubular. Injeta-se a pasta pelo interior da camisa de aço, deslocando-se a lama de bentonita que é utilizada na perfuração até o completo preenchimento do espaço anular externo da camisa de aço. Tal cimentação ocorrerá logo após a conclusão da sondagem e a remoção do fluido de bombeamento é feita após a cimentação. O poço acabado, na região de deposição das fontes seladas, é mostrado na FIG. 3.4.

A pasta de cimento é um meio poroso, através do qual há fluxo de água e através do qual o transporte de materiais nela dissolvidos é influenciado por fenômenos de sorção e dessorção. É um material que sofre expansão/retração e que contém aditivos que podem alterar as características do produto final quanto a sua resistência a agentes agressivos do ambiente durante longos períodos de tempo. Por esse motivo, e pelo fato do aço ser um material mais suscetível à expansão/retração do que o cimento, considera-se a existência de uma possível fratura entre a camisa de aço e a pasta de cimento, através da qual haverá migração dos radioisótopos existentes no interior do repositório. Será avaliada a relação dessa fratura, uma falha estrutural, como uma rota preferencial de migração dos radionuclídeos.

A deposição das fontes no poço tubular deverá ser feita por meio de cabos de aço suspensos desde a superfície. Após esgotamento da capacidade de armazenamento do repositório, concreto ou pasta de cimento serão bombeados desde o topo da região de deposição até a superfície, de modo a selar o poço.

Por fim, estudos da GRR recomendam que, após o fechamento do repositório, vestígios da instalação na superfície sejam eliminados até poucas dezenas de metros de profundidade (LEITE, 2012), de modo se dispensar um período de controle institucional do sítio. A implantação de uma placa defletora após o corte do poço tubular, acima da zona de deposição pós-fechamento, serviria como uma barreira anti-intrusão, impedindo qualquer sondagem de acessar o interior do poço.

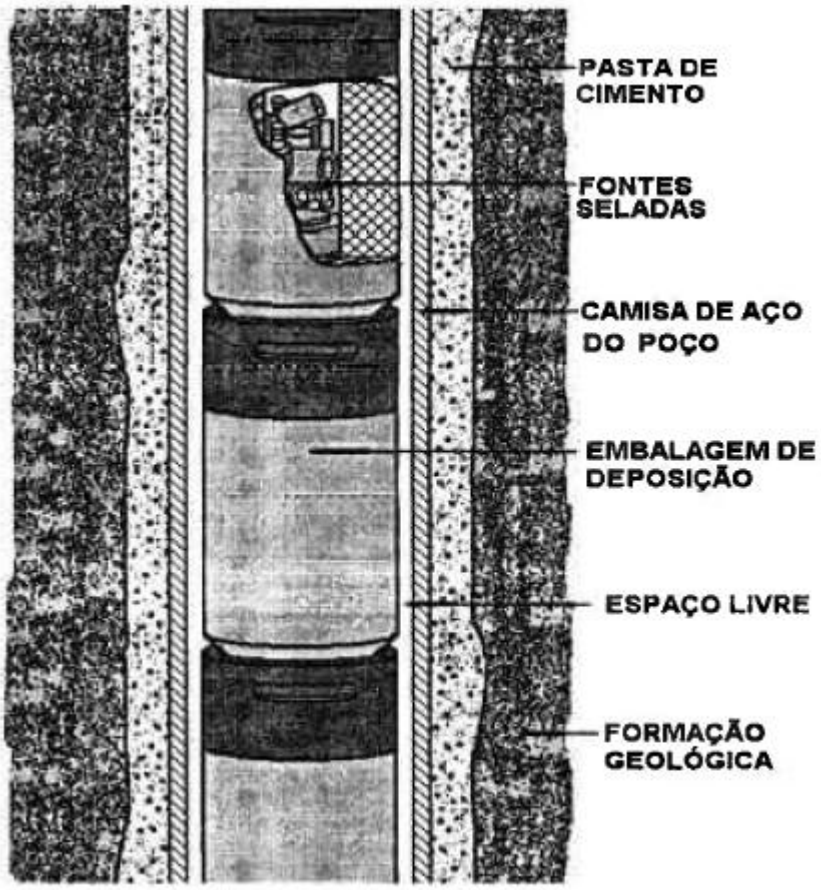

FIGURA 3.4 – Seção em corte do poço tubular profundo, mostrando as embalagens de deposição das fontes seladas (VICENTE, 2002)

As técnicas de selagem se desenvolveram muito em vários países graças às pesquisas sobre vedação de depósitos de rejeitos radioativos. Embora os objetivos destes programas possam ser considerados bastante incomuns, estas investigações têm contribuído substancialmente para o desenvolvimento das tecnologias de selagem e para a avaliação de desempenho desta técnica em todas as suas diversas aplicações ao redor do mundo quanto aos requisitos necessários à vedação (FUENKAJORN *et al.*, 1996).

Investigações sobre a selagem de penetrações, principalmente furos e poços, através de rochas salinas e formações de vaporitos, foram realizados para avaliar o desempenho da vedação em ambientes com a presença de sal, cimento e argila. Testes para avaliação do desempenho de vedação de bentonita altamente compactada, vedação de formações de evaporitos com materiais de cimento, vedação de escavações exploratórias, e sondagens geotécnicas em solos fazem parte de vários projetos de repositórios profundos.

Quanto à selagem e avaliação de vazamentos em poços tubulares profundos, Huerta (2009) avaliou caminhos preferenciais de vazamento através de fraturas em cimento, considerando o descolamento entre a pasta de cimento e o invólucro de aço dos

poços. Esse descolamento, geralmente originado por variações de temperatura ou de pressão, durante ou após o processo de cimentação, cria pequenos espaços, conhecidos como *microannulus* (FIG. 3.5). Essas variações causam movimento do invólucro de aço, rompendo a ligação com o cimento e criando um *microannulus* que, nos casos mais graves, pode cercar a circunferência inteira do invólucro, afetando a eficiência hidráulica do mesmo (SCHLUMBERGER, 2012).

Experimentos mostram que os caminhos preferenciais condutores de fluxo variam de aproximadamente 0,01 a 0,1 mm (EPA, 2011) e apresentam-se tipicamente, na ordem de 10 µm (GRAY *et al*., 2007 *apud* HUERTA, 2009).

FIGURA 3.5 – Exemplo de fratura por descolamento (DRILLING AHEAD, 2013)

Normalmente, durante a cura do cimento, formam-se fissuras ou fraturas que, mesmo em proporções mínimas, tem o potencial para conduzir água através das barreiras de um repositório e comprometer a integridade do sistema favorecendo o escape dos radionuclídeos. Salazar *et al* (2012) examinaram a sensibilidade do sistema quanto à variação da geometria da fratura anelar formada (FIG. 3.6). Devido à dependência cúbica da espessura da fratura, uma fratura anelar descentralizada poderá apresentar um fluxo até quatro vezes maior do que no caso de espessura anelar constante ao longo de todo o perímetro do poço (fratura anelar centralizada). O presente estudo considerou que as fraturas simuladas seriam descentralizadas.

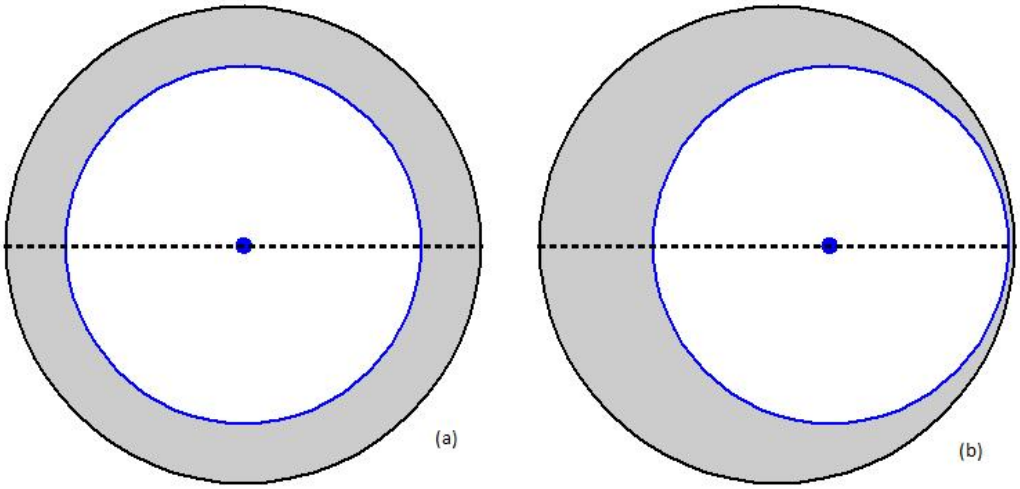

FIGURA 3.6 – Fratura anelar centralizada (a) e descentralizada (b), na qual o fluxo será maior devido à lei cúbica (b). Fluxo em (b) pode ser 4 vezes maior do que o fluxo em (a)

Testes laboratoriais realizados por SALAZAR *et al* (2012) que contemplaram a aplicação de diferentes formulações de cimento no interior de tubos de vidro permitiram visualizar as características de retração ou expansão das diferentes formulações de cimento. Durante o período de cura de formulações expansivas de cimento, é possível comprovar pressões altas o suficiente para causar fissuras no tubo de vidro, comprovando expansão. Utilizando-se somente o cimento Portland, pelo contrário, é possível observar retração. Tais testes visaram a formulação de um "super-cimento" para selagem anelar, buscando a garantia de integridade, a longo prazo, de poços profundos. Para garantir o potencial de expansão, a formulação utilizada continha, além de cimento Portland (31%), areia fina (20%) e água (23%), também óxido de magnésio (26%). Apesar de ser comum o uso de aditivos orgânicos em materiais para vedação, a selagem de um depósito para fontes seladas deve descartar o uso de aditivos orgânicos, visto que os mesmos tendem a se degradar em um período inferior ao tempo necessário para a segurança do sistema.

3.3 Migração de radionuclídeos

Há muitos estudos de migração de radionuclídeos descritos na literatura visando avaliar as condições de segurança de um sítio para deposição de rejeitos radioativos em meio geológico profundo. Em sua maioria, estes estudos consideram transporte e fluxo horizontal de uma pluma de radionuclídeos na água subterrânea existente em meios fraturados. Para avaliação de segurança através de cálculos de concentrações que causariam aporte radioativo indesejável a um certo receptor, tais estudos consideram um poço de captação hipotético, localizado a uma certa distância lateral da zona de estudo, de

onde provém os radionuclídeos de interesse. Modelos de cálculos são desenvolvidos para estimar as concentrações de entrada no poço hipotético. Constatou-se, na literatura, inexistência de estudos focados em fluxo vertical de radionuclídeos na água subterrânea para avaliação de migração, que considerassem o aporte de radionuclídeos a um poço hipotético de captação.

Radionuclídeos dissolvidos na água subterrânea e disponíveis para o transporte estão sujeitos a uma variedade de reações físicas e químicas que podem retardar o seu movimento em relação ao movimento da água. Juntos, esses processos são referidos como retardamento e incluem troca iônica, advecção, adsorção, difusão molecular, dispersão hidrodinâmica e precipitação em massa e superfície. Fenômenos de sorção de radionuclídeos ocorrem como conseqüência de reações químicas na interface água-rocha e o grau de sorção de radionuclídeos individuais é uma função de seus respectivos coeficientes de partição, a proporção água/rocha e as características mineralógicas do meio. A sorção de radionuclídeos é controlada principalmente pela mineralogia da rocha e a compreensão sobre a ocorrência e distribuição dos minerais no meio é um componente-chave para sucesso na estimativa do comportamento de sorção dos radionuclídeos individuais.

Além disso, o particionamento de radionuclídeos dissolvidos entre as fases aquosa e sólida pode ser afetado por reações de hidrólise e complexação. Deste modo, estudos de migração de radionuclídeos em meio geológico requerem modelagem matemática de diversos parâmetros, o que torna os modelos de cálculo consideravelmente complexos.

Hu e Mori (2007) realizaram experimentos in situ de migração de radionuclídeos na interface de fraturas graníticas, seguidos de escavação e caracterização de amostras, no *Grimsel Test Site (GTS*) na Suíça, visando estudar caminhos de difusão de radionuclídeos no granito fraturado. Foram avaliados actinídeos como ^{234}U, ^{235}U, e ^{237}Np nas interfaces das fraturas graníticas por onde havia fluxo de água subterrânea. Em geral, a profundidade de penetração máxima detectada no estudo, para os actinídeos mais difusivos, como o ^{237}Np, foi de cerca de 10 mm na matriz granítica fraturada, o que ilustra a importância da difusão no retardamento de radionuclídeos nas fraturas. ^{237}Np e $^{235}U/^{238}U$ foram detectados em ambos os lados de uma fratura que era composta de dois tipos diferentes de parede de rocha: milonito de porosidade relativamente baixa, e granito. As maiores atividades foram encontradas dentro do percurso de escoamento, e estes actinídeos foram detectados na matriz rochosa fraturada até uma profundidade de cerca de 7 mm.

Concentrações de ^{237}Np ultrapassaram a região do milonito, atingindo a matriz granítica até uma profundidade de cerca de 20 mm.

Pohllman *et al* (1999) avaliaram casos de migração de radionuclídeos dos testes nucleares em Nevada, EUA, na água subterrânea, que evidenciaram influência dos fenômenos de hidrólise, complexação e particionamento dos radionuclídeos nos componentes do meio rochoso.

Bütow *et al* (1995) realizaram modelagem matemática da migração de radionuclídeos pela água subterrânea, expondo o modelo conceitual da contaminação observada na mina de Ellweiler, em Rhineland-Palatinate, Alemanha. Foram avaliados os valores de Kd, coeficiente de particionamento de contaminantes no solo (sorção), calculados para Pb e Ra, considerando os sistemas de captação da água subterrânea à jusante e à montante de uma área onde houve despejo radioativo. Na literatura, quocientes experimentais de sorção de Pb^{2+} normalmente superam os de Ra^{2+}. No entanto, os coeficientes de sorção referem-se a sistemas sem perturbação. No caso de estudo alemão, ocorreu o contrário, visto que um dos sistemas foi fortemente influenciado por lixiviação, concentração de sulfatos e pH, que mostraram valores bem diferentes dos observados no meio natural. Em geral, o grau de adsorção depende do pH e resultados do modelo apresentado no estudo alemão demonstraram que o sulfato tem uma forte influência na adsorção de Pb^{2+} e Ra^{2+}, também, devido à complexação (BÜTOW *et al*, 1995).

Brady et al (2009), estudaram a deposição de rejeitos nucleares de alta atividade em poços profundos nos EUA. Foi prevista a deposição dos rejeitos radioativos com posicionamento na parte mais profunda de um poço vertical de 45 cm de diâmetro, em uma zona de deposição com espessura de cerca de 1 a 2 km, e com 3 a 5 km de profundidade, seguida de selagem do poço. Como conclusões deste estudo, reportaram que a avaliação preliminar da deposição de rejeitos radioativos de alta atividade e de combustível nuclear em poços profundos indica o potencial para um desempenho de excelente nível de segurança em longo prazo, e custos competitivos com os repositórios tipo minas. O fluxo mais significativo de água subterrânea através da rocha seria impedido, em parte, por baixas permeabilidades, vias de transporte mal conectadas, e a auto-vedação. Segundo o estudo, os fluxos profundos também resistiriam a movimentos verticais devido à densidade estratificada dos fluidos e cálculos termo-hidrológicos estimaram o aporte térmico dos rejeitos como mínimos (menos de 20º C a 10 metros do poço, por menos de algumas centenas de anos). As condições redutoras do meio limitariam drasticamente a solubilidade da maioria dos radionuclídeos mais críticos em profundidade, e a elevada

força de troca iônica nos fluidos em fluxo profundo impediria o transporte coloidal. O referido estudo norte-americano estimou o deslocamento vertical dos radionuclídeos dissolvidos no fluxo em cerca de 100 m e refere-se à deposição de rejeitos de alta atividade, à qual a modelagem de transporte considera também aporte térmico. A situação de aporte térmico é desprezada no caso de um repositório para fontes seladas, objeto do presente estudo, devido à ausência de elevadas temperaturas associadas às fontes.

Em 1985, foram realizados testes hidráulicos em poços profundos na Inglaterra, que visaram avaliar a existência e características de fraturas por meio da inserção de coluna d´água no poço e posterior monitoramento de parâmetros como pressão e fluxo, para avaliação da migração de radionuclídeos. Os testes hidráulicos ocorreram no sítio de Troon *(*HEATH, DURRANCE, 1985*)* e os cálculos realizados consideraram fraturas com paredes paralelas, perpendiculares ao poço, com extensão infinita, sem intersecção com outras fraturas, fluxo perfeito em 2D. O modelo mais comum para fluxo em uma fratura única é a “lei cúbica”, na qual a fratura é representada por dois planos paralelos separados por uma distância constante.

Para explicar o processo, Heath *et al* (1985) reforçou que a interação fundamental entre o fluido e o meio é do tipo mecânico, produzindo mudanças contínuas na direção e magnitude da velocidade do fluido. Assim, as partículas de soluto estão dispersas no processo de fluxo contínuo, ocupando um espaço cada vez maior. As causas da dispersão mecânica que ocorre em um plano de fratura são:

- O atrito com as paredes da fratura, causando uma distribuição de velocidade parabólica, perpendicular ao plano da fratura;
- As diferenças nas taxas de fluxo devido a diferentes larguras da fratura;
- As diferenças no comprimento das fraturas.

A concentração de substâncias radioativas presentes no meio líquido diminui devido à desintegração que sofrem ao longo do tempo, processo que também é importante na avaliação de transporte de compostos contaminantes cuja desintegração é desejável. Além do decaimento radioativo, outro processo importante para avaliação da migração é adsorção, que é um processo químico e afeta o transporte de soluto por meio de um coeficiente de arraste.

A difusão é um mecanismo de transporte de solutos que ocorre quando constituintes iônicos ou moleculares de uma solução se movimentam sob a influência da atividade cinética na direção imposta pelo gradiente de concentrações. Este processo é uma transferência de soluto a partir de áreas de maior concentração para menor concentração. É

um processo que, apesar de sua natureza microscópica, é importante para o transporte em grande escala. A importância deste processo é proporcional à lentidão do fluxo. Já com o aumento da velocidade, começa a ter maior importância a dispersão hidrodinâmica ao contrário da difusão molecular. Uma grande quantidade de vazios que são acessíveis apenas por difusão vai causar um retardamento em relação aos solutos que não entram na matriz por onde ocorre o fluxo, o que poderia ser atribuído também ao retardamento produzido pela adsorção (FIG. 3.7). Pequenas variações nas curvas de penetração do soluto na matriz também podem ser devidas à heterogeneidade do material (FIG. 3.8).

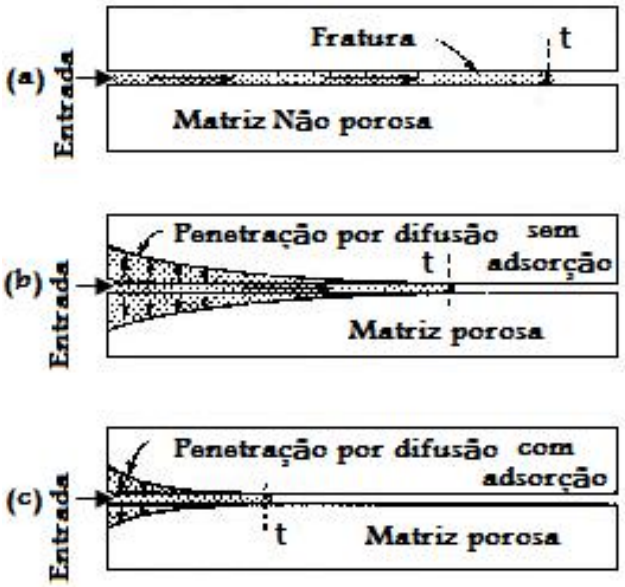

FIGURA 3.7- Efeito da difusão na migração de um soluto em um meio poroso fraturado, onde t representa instante no qual se encontra o limite do traçador (soluto):
(a) transporte hidráulico unidirecional em uma fratura de um meio não-poroso;
(b) transporte hidráulico unidirecional com migração na matriz por difusão molecular;
(c) transporte hidráulico unidirecional com difusão molecular e adsorção.
Adaptado de Freeze Cherry (1979).

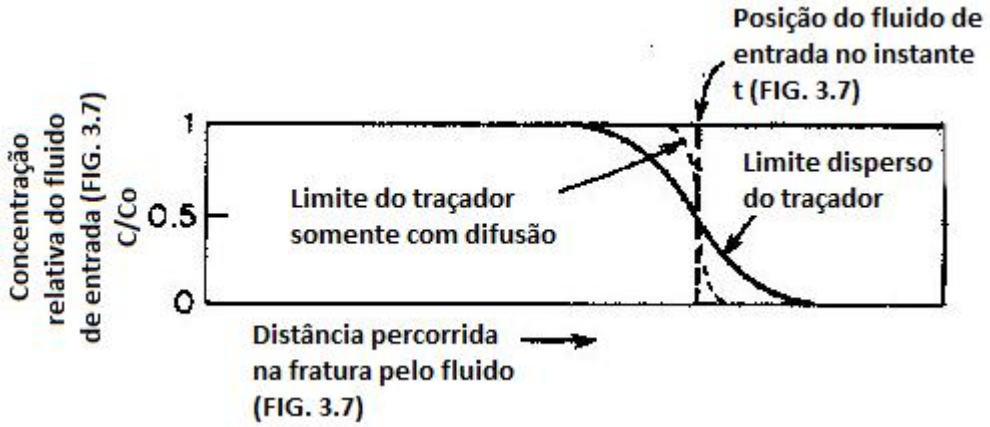

FIGURA 3.8 - Diagrama esquemático demonstrando a contribuição da difusão molecular e a dispersão mecânica em forma de concentração em uma coluna, no qual C representa a concentração do traçador no fluido de entrada e Co sua concentração inicial (FREEZE, CHERRY, 1979).

Em 2008, a companhia sueca Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (SKB) estudou as propriedades de fraturas do sítio de Forsmark, escolhido como repositório final para combustível nuclear queimado, visando avaliar o fluxo de água subterrânea e os gradientes hidráulicos em fraturas e zonas fraturadas. Foi elaborado um modelo conceitual que descreve uma hierarquia de fraturas em uma série de escalas (SKB, 2008). A abordagem adotada no estudo sueco consistiu em utilizar os dados de Forsmark para os cálculos de avaliação de segurança do sítio para fins de deposição final de rejeitos radioativos. A FIG. 3.9 ilustra uma rede de fraturas para a zona acima de -400 m, com base em fraturas com um comprimento entre 100 e 1.000 m. Técnicas baseadas em fluxo foram usadas para calcular o tensor de permeabilidade equivalente e a técnica envolve a geração de um modelo de Redes de Fraturas Discretas em alguma grande região e, em seguida, subdivisão de tal região em uma matriz regular de sub-blocos. Para cada sub-bloco, as fraturas de corte de cada bloco são identificadas, e então os cálculos de fluxo são realizados para fluir através do bloco paralelo a cada um dos eixos coordenados. As permeabilidades equivalentes correspondentes à FIG. 3.9 para os blocos de 100 x 100 x 100 m podem ser visualizadas na FIG. 3.10, demonstrando a complexidade da modelagem da rede de fraturas.

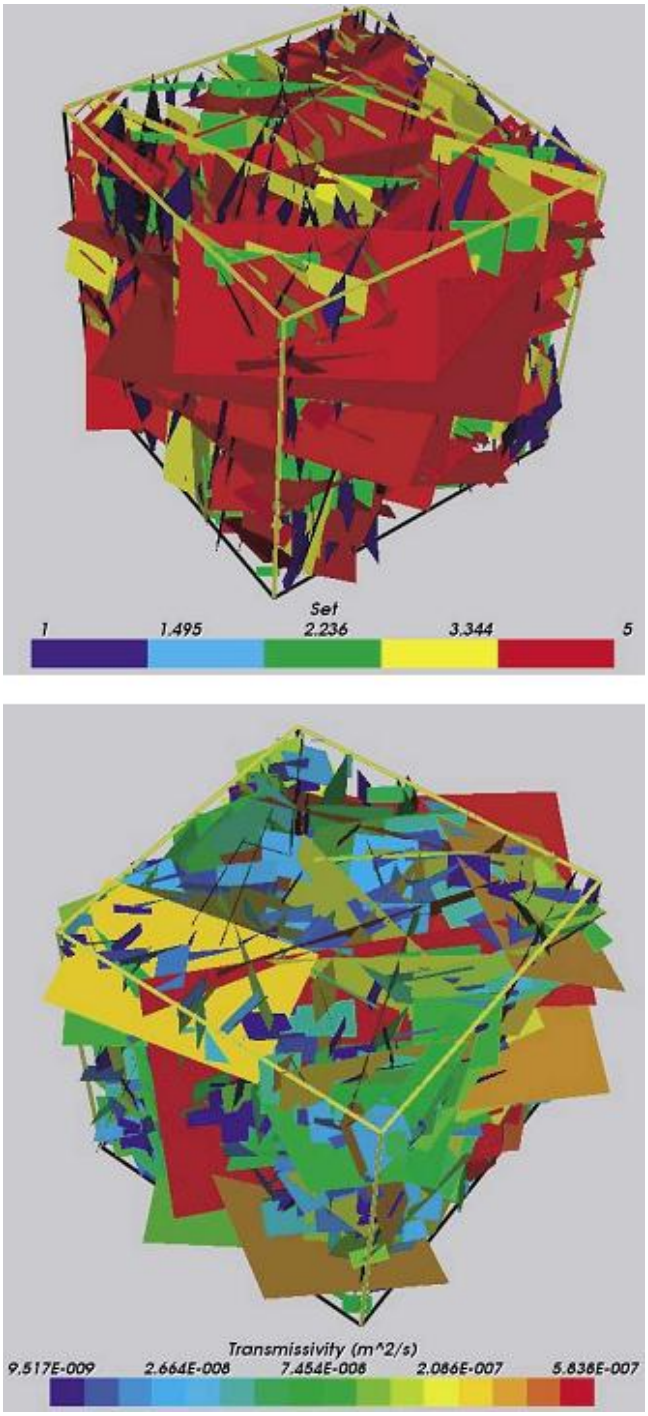

FIGURA 3.9 – Rede de fraturas para a zona acima de -400m, para Forsmark em um bloco de 1 km, contendo fraturas com comprimentos entre 100 m e 1000 m (SKB, 2008).

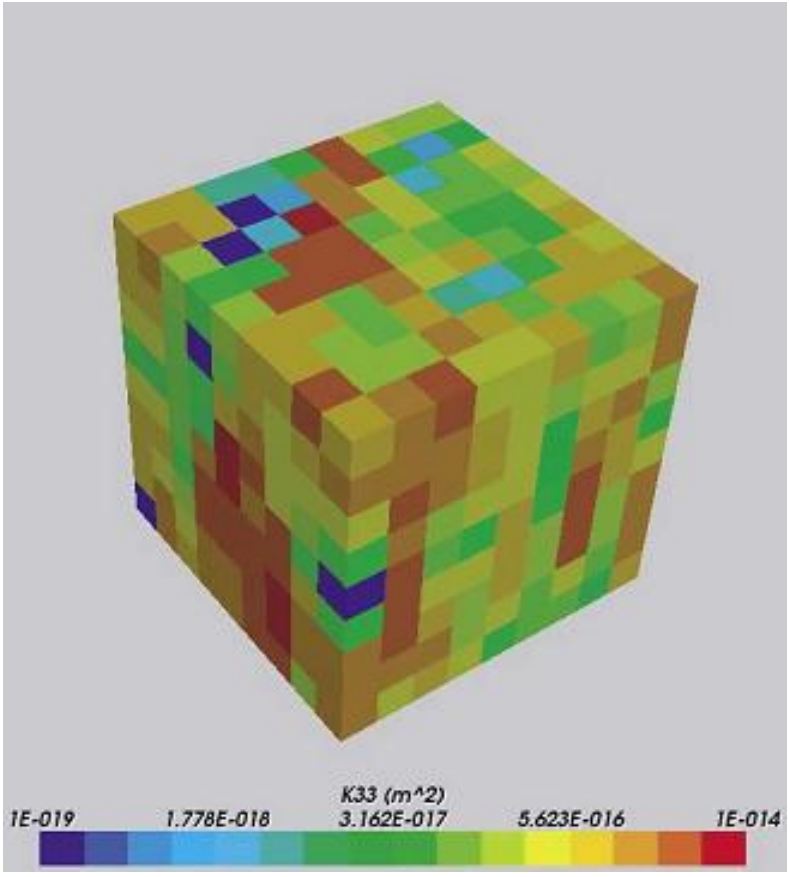

FIGURA 3.10 – Modelo equivalente de Meio Poroso Contínuo, em escala vertical de permeabilidade para cubos de 100 m, da rede de fraturas ilustradas na FIG.3.9 (SKB, 2008)

A SKB realizou também um estudo, nomeado como SR-Can, avaliando cenários de transporte e migração de radionuclídeos para estabelecer os critérios de segurança que teriam de ser aplicados ao desenho e fabricação das embalagens de deposição numa futura planta de encapsulamento para combustíveis nucleares gastos (SKB, 2003). Os cálculos de transporte foram executados utilizando uma cadeia probabilística computacional, que inclui:

- transporte através da área escavada de um depósito próximo ou em contato com as embalagens de rejeitos, incluindo o material de enchimento ou os materiais de vedação e aquelas partes do meio hospedeiro cujas características foram ou poderiam ser alteradas pelo repositório ou o seu conteúdo (*near field*);
- transporte através da geosfera além do *near field* (*far field*);
- transporte através da biosfera, onde a dose é estimada.

Na FIG. 3.11 pode-se visualizar como os diferentes modelos de cálculos utilizados na avaliação interagem, além dos módulos de cálculo para transporte, como os

mesmos se relacionam com outras ferramentas de cálculo e quais os dados requeridos pelos diferentes modelos utilizados para obtenção das doses aos receptores considerados.

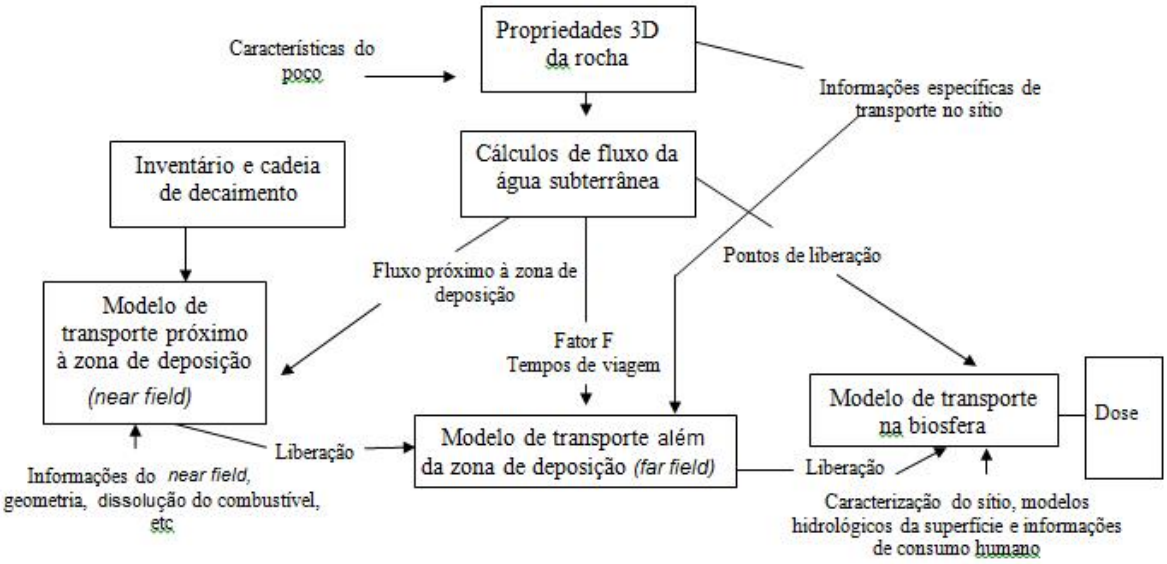

FIGURA 3.11 – Visão esquemática dos diferentes sub-modelos no cálculo do transporte de radionuclídeos (adaptado de SKB, 2003)

Na FIG. 3.12 pode-se visualizar como a zona de deposição das embalagens metálicas e seu entorno foram modelados no estudo sueco. Nesse modelo, quatro diferentes caminhos de fluxo, Q1 a Q4, foram usados para avaliar as regiões modeladas no transporte. Para representar o sistema de barreiras através das quais as espécies são transportadas, o modelo utilizou metodologia integrada de diferenças finitas. O presente estudo considerou, para avaliação da migração de radionuclídeos provenientes de fontes seladas gastas para fora de um poço tubular profundo, uma única via preferencial de fluxo, análoga ao cenário Q1 da FIG. 3.12., que representa uma falha no conjunto de barreiras artificiais do repositório.

.

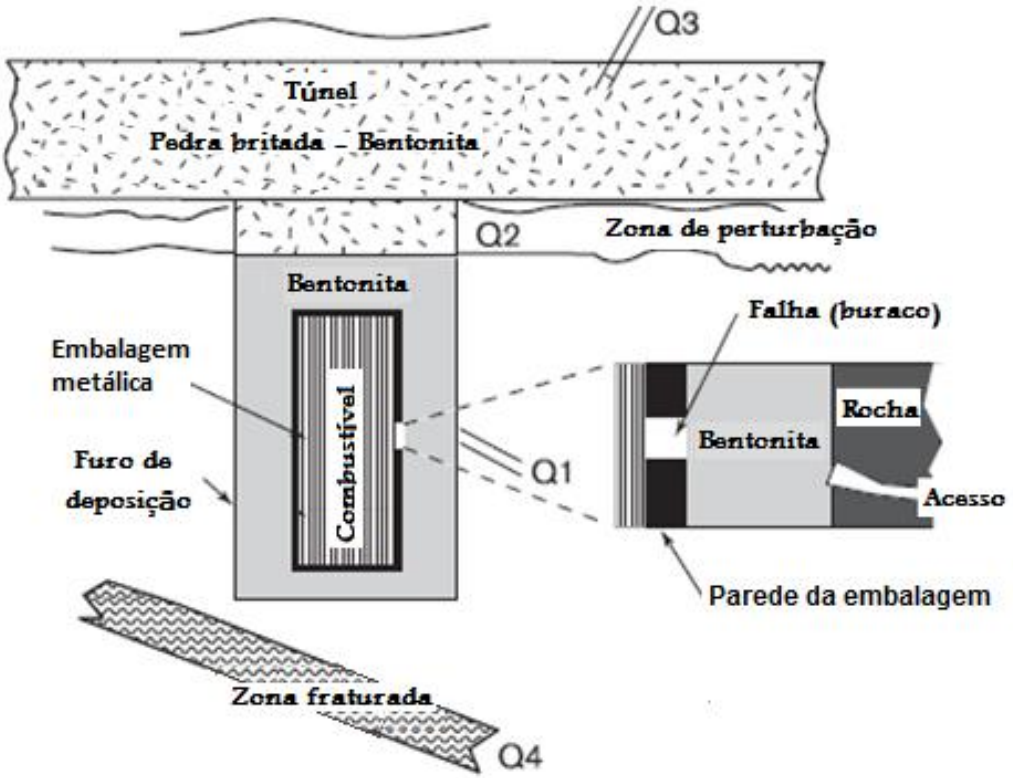

FIGURA 3.12 – Visão esquemática do entorno das embalagens metálicas, com os caminhos de transporte (SKB, 2003)

4 METODOLOGIA

O estudo de modelagem do sistema e dos fenômenos intervenientes envolveu a:

- descrição do sistema de deposição proposto com base na experiência e nas publicações do grupo de pesquisa da Gerência de Rejeitos Radioativos do IPEN;
- postulação e modelagem física e matemática de processos de transporte dos radioisótopos para fora do depósito, com base na literatura da área;
- avaliação do desempenho do sistema de deposição por meio de cálculo das massas de radioisótopos na água subterrânea e tempos de trânsito, nos cenários propostos.

4.1 Modelo Físico

4.1.1 Descrição do sistema: geometria e materiais

A geometria e materiais considerados na modelagem foram previamente descritos no Capítulo 3. As figuras a seguir apresentam a região de deposição das fontes seladas (FIG. 4.1) e também o postulado da fratura anular, causada pelo possível descolamento da interface aço/cimento (FIG. 4.2).

O aquífero freático, livre, no meio poroso, região onde há solo saturado por água subterrânea, apresenta uma distribuição espacial de água muito maior do que a parte inferior, delimitada por rochas permeáveis ou semi-permeáveis. A existência de uma fratura anelar pode interligar o aquífero poroso, a zona de deposição de fontes seladas (após corrosão das barreiras do sistema) e o aquífero fraturado, levando à degradação do desempenho global do sistema e pondo as fontes em contato com fluxos de água subterrânea. Porções antes não acessíveis a fluxos de água subterrânea poderão ser saturadas pelo mesmo processo.

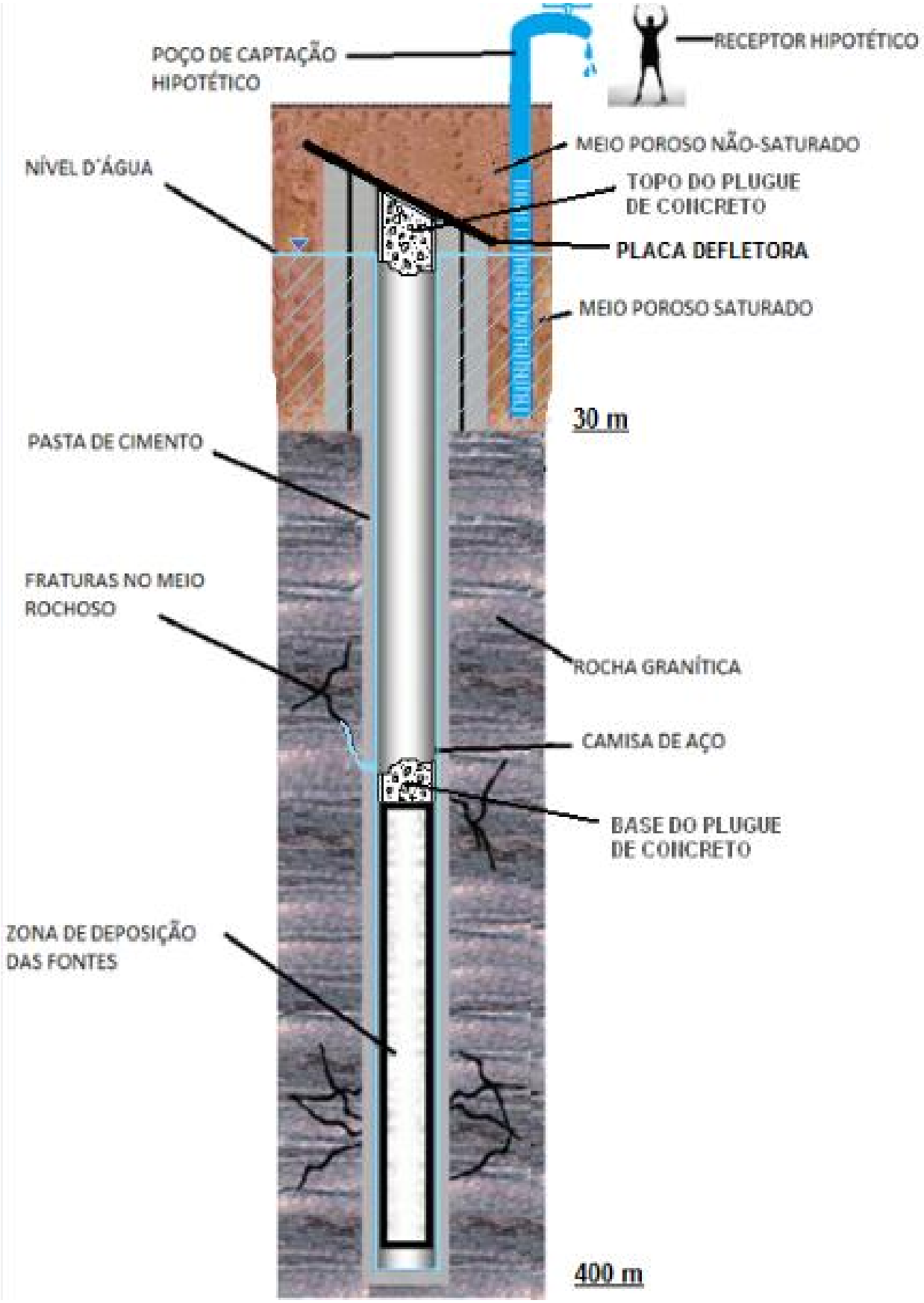

FIGURA 4.1– Seção em corte do poço tubular profundo, expondo a condição final pós-fechamento, com a placa defletora, e em cor azul, interfaces por onde a água subterrânea poderia adentrar a fratura.

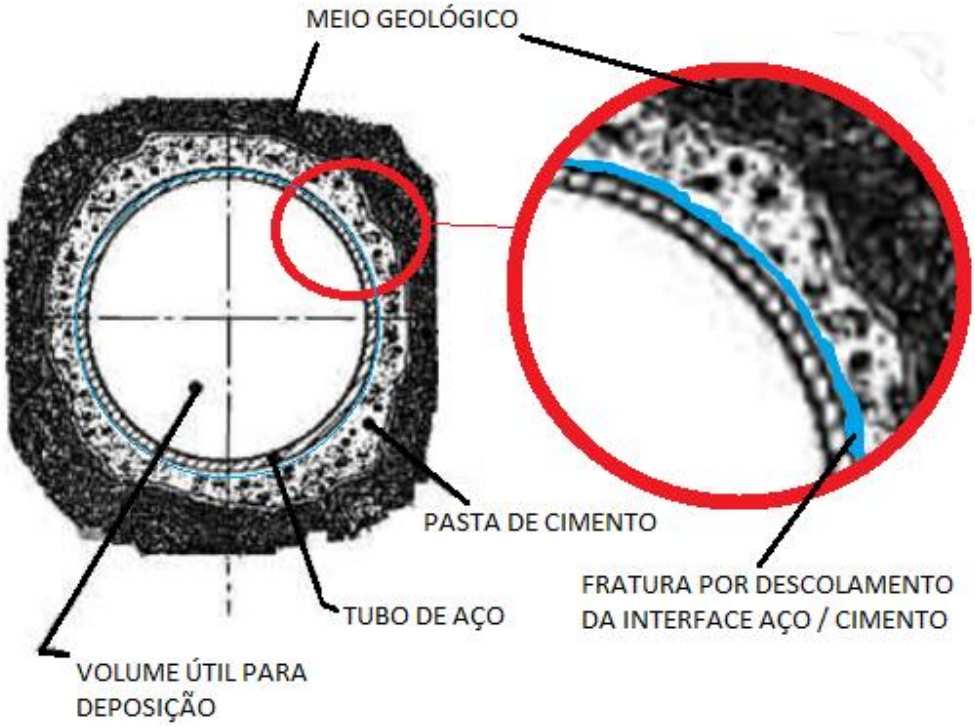

FIGURA 4.2 – Seção transversal do poço tubular profundo, expondo em cor azul, a fratura cilíndrica

4.2 Radionuclídeos considerados para deposição

Os radionuclídeos de interesse foram selecionados de acordo com as meias-vidas e atividades totais dos radionuclídeos presentes no inventário apresentado por Vicente (2002), para deposição em poços profundos. Os de meia-vida mais longa e com considerável atividade total, relevantes para o presente trabalho, foram: ^{63}Ni, ^{90}Sr , ^{137}Cs, ^{226}Ra, ^{238}Pu, ^{241}Am, dentre os mais de 30 radionuclídeos presentes no inventário brasileiro de fontes seladas.

Na TAB. 4.1 são apresentadas as massas estimadas em função das atividades totais de cada radioisótopo presente no repositório, conforme inventário de fontes seladas avaliado por Vicente (2002).

As massas foram calculadas de acordo com as equações 1 e 2:

$$m = \frac{A}{núm.\,de\ Avogadro} * \frac{M}{\lambda}$$

(Equação 1)

$$\lambda = \frac{ln(2)}{\tau}$$

(Equação 2)

Onde: m = massa (g), *A* = Atividade (Bq), λ = constante de decaimento radioativo (s^{-1}), τ = meia-vida (s), M = massa molar (g/mol).

TABELA 4.1 – Radioisótopos e cálculo de massa no repositório

Radioisótopos	**Atividade Total (Becquerel)**	**Meia Vida (anos)**	**Massas calculadas (g)**
^{63}Ni	$4{,}20 \times 10^{10}$	101,20	**0,020**
^{90}Sr	$1{,}82 \times 10^{12}$	28,90	**0,36**
^{137}Cs	$3{,}27 \times 10^{14}$	30,08	**102**
^{226}Ra	$1{,}29 \times 10^{12}$	1600,00	**35,3**
^{238}Pu	$8{,}20 \times 10^{11}$	87,70	**1,29**
^{241}Am	$1{,}35 \times 10^{13}$	432,60	**106**
		Massa total (g):	**245**

4.3 Cálculo de fluxo

Conforme mencionado no Capítulo 3, os caminhos preferenciais condutores de fluxo em uma fratura causada por descolamento entre a pasta de cimento e o tubo de aço apresentam-se tipicamente na ordem de 10 µm (GRAY et al, 2007). As espessuras adotadas no presente trabalho como espaçamento da fratura consideraram a faixa de 1 a 100 µm, simulando cenários de fluxo através de 1, 4, 7, 10, 40, 70 e 100 µm.

As embalagens que acondicionarão as fontes seladas no interior do poço tubular sofrerão, ao longo dos anos, corrosão generalizada devido ao contato com água subterrânea que futuramente adentrará o sistema, levando à sua transformação em um meio poroso. Devido à corrosão das embalagens, a água subterrânea consequentemente entrará em contato com as fontes radioativas e a migração dos radionuclídeos ocorrerá após tal ruptura. O presente trabalho considerou liberação instantânea dos radionuclídeos após contato da água subterrânea com as fontes seladas para fins de modelagem matemática. Entretanto, após realização de estudos específicos para cálculo de taxas de lixiviação aplicáveis às condições de intrusão de água no repositório tubular profundo, as variações de concentrações dos radionuclídeos no fluxo deverão ser recalculadas.

A migração de gases ou de produtos filhos dos radionuclídeos de interesse está fora do escopo do presente trabalho. Considerou-se o transporte vertical pela fratura cilíndrica saturada por água subterrânea, que poderá ocorrer no meio saturado sujeito a advecção, dispersão, difusão e sorção, parâmetros que dependem diretamente das condições hidrogeológicas do local, e decaimento radioativo.

Sabe-se que, tanto a rápida dissolução como a lenta liberação de radionuclídeos estão limitadas pela solubilidade dos mesmos. Desta forma, o presente estudo considerou limitação por solubilidade para migração dos radionuclídeos envolvidos (TAB. 4.2), restringindo-se à migração de radionuclídeos não voláteis. Estudos realizados no repositório de Yucca Mountain foram consultados para a obtenção das solubilidades, visto que os radionuclídeos de interesse foram solubilizados em água subterrânea para os ensaios laboratoriais realizados. Para cada substância radioativa, a solubilidade adotada foi sempre a maior apresentada na faixa de resultados laboratoriais, como hipótese conservadora (TAB. 4.2.)

TABELA 4.2 – Radioisótopos e solubilidades

Radioisótopos	**Massa molar (g/mol)**	**Solubilidade (mol/L) literatura***	**Solubilidade (kg/m^3) literatura***	**Fonte**
^{90}Sr	90	não limitado	não limitado	U.S. Department Of Energy, 2004
^{137}Cs	137	não limitado	não limitado	
^{241}Am	241	1,2 E-9	2,89E-07	YUCCA Americium solubility 1993
^{63}Ni	63	1,4 E-6	8,82E-05	Office of Civilian Radioactive Waste Management, Yucca Mountain, 2000
^{226}Ra	226	2,3 E-6	5,20E-04	
^{238}Pu	238	2,3 E-7	5,43E-05	

* Valores obtidos considerando 25ºC e pH 7

Na FIG. 4.3 pode-se visualizar o corte da fratura, expondo o sentido de fluxo simulado, perfil de velocidade u(r) e também o espaçamento da fratura (b - a).

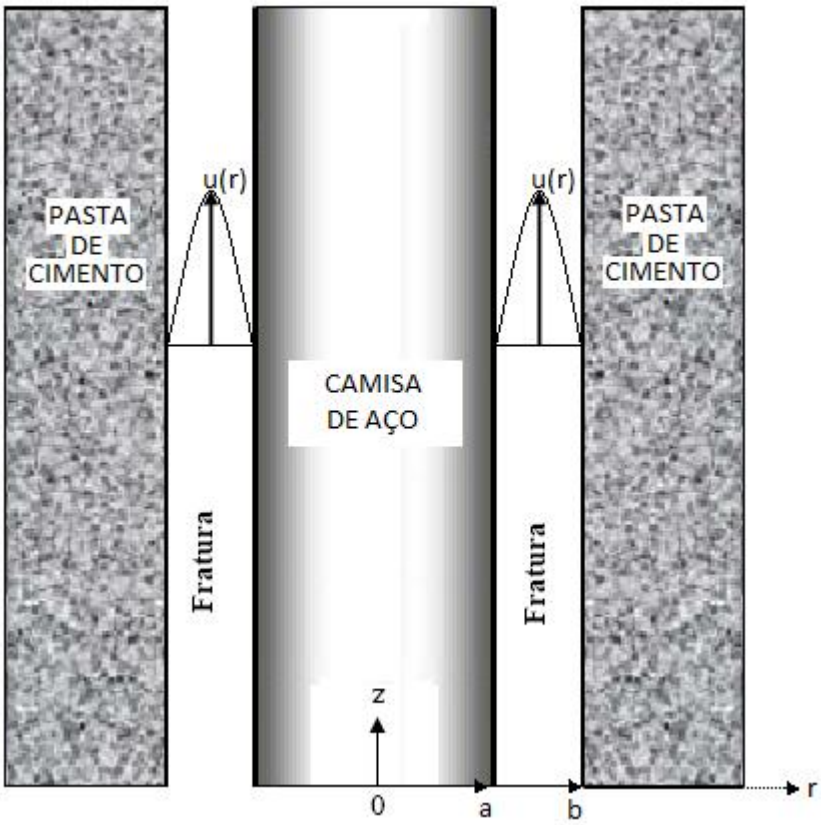

FIGURA 4.3 – Geometria da fratura circular, com fluxo ascendente

Para o cálculo da vazão através da fratura, foram utilizadas as equações de Navier-Stokes (WHITE, 2002) que consideram fluxo laminar permanente e axial no espaço anelar entre dois cilindros concêntricos e sem escorregamento nas paredes nos raios interno (r = b) e externo (r = a). A velocidade u = u(r), foi calculada de acordo com a equação 3:

$$\frac{d}{dr}\left(r\mu\frac{du}{dr}\right) = K\,r \qquad \text{(Equação 3)}$$

K representa o gradiente hidráulico vertical (Pa/m), u representa velocidade (m/s), r representa o raio (m), µ representa a viscosidade (kg/m.s). Foram utilizados diversos valores nos cálculos, associados aos cenários de baixo fluxo e aos cenários de alto fluxo pela fratura.

Integrando a equação 3 duas vezes obtem-se a equação 4:

$$u = \frac{1}{4}\,r^2\,\frac{K}{\mu} + C_1 \ln r + C_2 \qquad \text{(Equação 4)}$$

As constantes foram determinadas a partir das duas condições de não-escorregamento utilizando-se as equações 5 e 6:

$$u(r=a) = 0 = \frac{1}{4}\, a^2\, \frac{K}{\mu} + C_1 \ln a + C_2 \qquad \text{(Equação 5)}$$

$$u(r=b) = 0 = \frac{1}{4}\, b^2\, \frac{K}{\mu} + C_1 \ln b + C_2 \qquad \text{(Equação 6)}$$

A solução final para o perfil de velocidades foi calculada de acordo com a equação 7:

$$u = \frac{1}{4\mu}\,[-K]\left[a^2 - r^2 + \frac{a^2 - b^2}{\ln(b/a)}\,\ln\frac{a}{r}\right] \qquad \text{(Equação 7)}$$

A vazão volumétrica foi calculada de acordo com a equação 8:

$$Q = \int_b^a u 2\pi r\, dr = \frac{\pi}{8\mu}\,[-K]\left[a^4 - b^4 + \frac{(a^2 - b^2)^2}{\ln(a/b)}\right] \qquad \text{(Equação 8)}$$

O perfil de velocidade u(r) assemelha-se à geometria apresentada na FIG. 4.4.

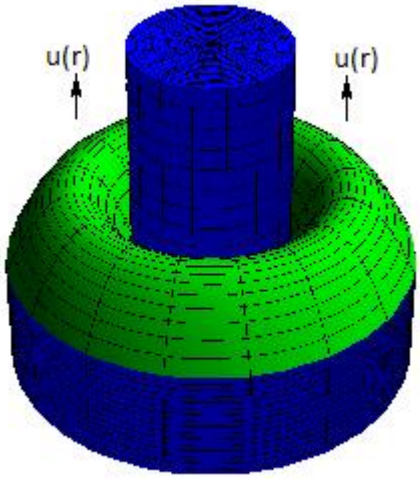

FIGURA 4.4 – Perfil de velocidades pela fratura circular concêntrica, em cor verde, considerando ausência de escorregamento nas paredes nos raios interno e externo

Em r´, localizado entre a e b, ocorre a velocidade máxima de acordo com a equação 9:

$$r' = \left[\frac{a^2 - b^2}{2\ln(a/b)}\right]^{1/2} \qquad u = u_{máx}$$ (Equação 9)

O diâmetro hidráulico da seção anelar foi calculado conforme a equação 10:

$$D_h = \frac{4\pi(a^2 - b^2)}{2\pi(a + b)} = 2(a - b)$$ (Equação 10)

Com os resultados de fluxo na fratura (m^3/ano) e a área da secção transversal da fratura (m^2) é possível calcular a velocidade média do escoamento (m/ano). Considerando tal velocidade e a distância (m) até o receptor, é possível calcular o tempo de trânsito (anos), que representa o período decorrido após mobilização dos radionuclídeos para o fluxo pela fratura atingir o receptor. As vazões calculadas como representativas de uma fratura centralizada foram multiplicadas por um fator de segurança igual a 4 (SALAZAR *et al*., 2012) de modo a assumir a condição de fratura descentralizada, como uma medida conservadora.

4.3.1 Espessuras de fratura e poço de captação hipotético

As espessuras adotadas no presente trabalho como espaçamento da fratura consideraram a faixa de 1 a 100 µm. As fraturas postuladas apresentarão diâmetro de aproximadamente 109 mm e espessuras de 1, 4, 7, 10, 40, 70 e 100 µm, a partir do encamisamento de aço, valores esses escolhidos arbitrariamente, na faixa de interesse.

Para realização dos cálculos de tempos de migração, de fluxos de água subterrânea e de parâmetros hidráulicos, foi considerado fluxo vertical, somente pela fratura anelar, em cenários de taxa de fluxo advectivo baixa e alta.

O presente trabalho também considerou um poço hipotético de captação de água localizado rente ao repositório. Ao invés de considerar sua localização a certa distância horizontal do repositório, como normalmente ocorre em estudos de avaliação de segurança para repositórios profundos para fontes seladas (IAEA, 2005; IAEA, 2011), foi adotada captação do aquífero poroso superficial localizado rente ao repositório (FIG. 4.1), visto que representa região de maior vulnerabilidade à intervenção humana para fins de captação, representando o aquífero superficial livre, não confinado.

A contaminação de aquíferos se dá basicamente em função do tipo e carga da fonte geradora introduzida no solo, bem como da vulnerabilidade natural dos aquíferos. O termo vulnerabilidade pode ser utilizado para representar as características intrínsecas de

um aquífero que determinam sua susceptibilidade a ser adversamente afetada por uma carga contaminante (FOSTER, 1987).

Considerando um aquífero livre, a vulnerabilidade natural pode ser entendida em função da: a) acessibilidade hidráulica da zona não saturada à penetração de contaminantes - advecção de contaminantes; e, b) capacidade de atenuação da camada que cobre a zona saturada, resultado da retenção ou reação físico-química de contaminantes - dispersão, retardação e degradação (FOSTER *et al.*, 1988), no presente caso, decaimento radioativo.

Deste modo, adotou-se uma distância vertical de 370 m, contada a partir da base do poço, como representativa da distância a ser percorrida pelo fluxo até o acesso a um aquífero poroso livre, no qual a água subterrânea estaria disponível à captação nos primeiros 30 metros contados a partir da superfície (FIG. 4.1).

Há grande variabilidade quanto à espessura do meio poroso no Brasil. Entretanto poços cacimba, implantados para captação de água de aquíferos livres, são limitados pelo topo do meio rochoso e apresentam profundidade geralmente inferior a 30 metros (INSTITUTO GEOLÓGICO, 2008).

Estudos recentes da GRR (Gerência de rejeitos radioativos do IPEN/CNEN) avaliaram a possibilidade de, após o fechamento do repositório, eliminar quaisquer vestígios da instalação na superfície até poucas dezenas de metros de profundidade (LEITE, 2012). Isso justifica o posicionamento do poço hipotético que foi adotado, visto que o corte transversal do poço tubular será realizado na zona porosa, e não na matriz rochosa.

Desconsiderou-se a migração dos radionuclídeos das fontes seladas para o interior de fraturas na matriz rochosa localizada lateralmente ao repositório, pois a fratura anelar postulada funcionará como caminho preferencial de fluxo em sentido ascendente, devido à elevada permeabilidade da mesma.

4.3.2 Gradientes hidráulicos

O cálculo das vazões na fratura depende do gradiente hidráulico vertical ao qual o fluido será submetido, ou seja, a variação de pressões por unidade de comprimento $\Delta P/\Delta L$, ou K.

Para um cenário extremo, pessimista, de alta taxa de fluxo, foram consideradas pressões existentes no Aquífero Guarani. Existem regiões onde o sistema é artesiano, chegando a profundidades de até 1.500 metros e, por ser confinado, em poços que o

alcançam nesta profundidade, a água apresenta fluxo ascendente, chegando a pouco menos de 100 metros da superfície. “A maior parte da água existente hoje nas porções confinadas do Aquífero Guarani é oriunda da infiltração da água meteórica ocorrida há centenas ou milhares de anos nas áreas de afloramento” (CETESB, 2012).

Considerando situação de pressões elevadas na bacia do rio Paraná, Aquífero Guarani, onde foram constatadas cargas de cerca de 200 kgf/cm², ou 2.000 cma (GOVERNO DE ESTADO DE SÃO PAULO, 2007), tais pressões poderiam levar, ao longo de 400 m de extensão do repositório, a um gradiente extremo igual a 5 (2000 m / 400 m = 5), ou 50 kPa/m. Essa situação pode ser considerada pessimista, indesejável, visto que um elevado gradiente hidráulico representa maiores pressões no sistema, que levariam ao deslocamento do fluxo com radionuclídeos até a superfície em um período curto de tempo.

Estudos do SKB sobre os requisitos da rocha que há de abrigar a zona de deposição de rejeitos radioativos em um repositório profundo, limitaram o gradiente hidráulico em 1% para o cenário desejável na zona de deposição (SKB, 2000; SKB, 2008). Deste modo, foi considerado, no presente trabalho, um cenário de taxa de fluxo resultante de um gradiente hidráulico de 1% (ou 98 Pa/m).

É totalmente desejável que um repositório possa garantir segurança radiológica por um período longo o suficiente para decaimento de todos os radionuclídeos de interesse até níveis aceitáveis. Sendo assim, o presente estudo também considerou cenários menos pessimistas.

Foi adotado um cenário para tempo de trânsito dos radionuclídeos dissolvidos na água subterrânea até o receptor hipotético igual a 46.100 anos, para avaliação do gradiente hidráulico apropriado ao referido período, considerando espessura da fratura como 10 µm (GRAY *et al.*, 2007). Tal período refere-se ao tempo necessário para que os níveis de radiotoxicidade atinjam valores inócuos e, segundo LEITE (2012), é aplicável ao grupo de radionuclídeos do inventário brasileiro de fontes seladas do qual faz parte o ^{226}Ra, que é aquele que tem meia-vida mais longa. Esse período de tempo (*crossover time*) pode ser utilizado como referência para o tempo de migração dentro de compartimentos específicos do sistema de contenção de barreiras múltiplas (LEITE, 2012).

As simulações do presente trabalho também consideraram os gradientes hidráulicos que, por meio de uma fratura de 10 µm de espessura (GRAY *et al.*, 2007), gerassem tempos de trânsito dos radionuclídeos até o receptor hipotético iguais a: 72 anos, valor correspondente à expectativa de vida humana no Brasil, 300 anos, referente ao

período de controle institucional para repositórios de superfície (VICENTE, 2002), 1 milênio, 16.000 anos, referente a 10 meias-vidas do ^{226}Ra, e 100.000 anos.

Deste modo, para criação de diferentes cenários, os cálculos de fluxo consideraram variação de espessuras da fratura (de 1 a 100 µm) e também variação de gradientes hidráulicos (de 3,5 mPa m^{-1} até 50 kPa m^{-1}).

Em resumo, os parâmetros utilizados para cálculo nos diferentes cenários avaliados no presente estudo podem ser visualizados na TAB. 4.3:

TABELA 4.3 – Parâmetros utilizados nas simulações

Radioisótopos	**^{63}Ni, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{226}Ra, ^{238}Pu, ^{241}Am**
Espaçamentos de fratura (µm)	1, 4, 7, 10, 40, 70, 100
Gradientes hidráulicos (Pa/m)	5,0x10^{4}; 9,8x10^{1}; 4,9; 1,2; 3,5x10^{-1}; 2,2x10^{-2}; 7,6x10^{-3}; 3,5x10^{-3}
Densidade do concreto (kg/m³)	1800
Viscosidade da água subterrânea (kg/m.s)	0,001
Diâmetro interno da fratura (mm)	219,08
Espessura da pasta de cimento (mm)	49,2

4.4 Cálculo de sorção

A sorção foi considerada somente na interface com o meio poroso (pasta de cimento), em duas condições: adsorção superficial (conservadora) e adsorção em toda a pasta de cimento.

Para o cálculo das concentrações com as quais os radionuclídeos adentrarão e fluirão pela fratura anelar, visando avaliação da adsorção, adotou-se que toda a massa dos radionuclídeos (TAB. 4.1) estivesse distribuída em uma coluna de cerca de 90 m, que corresponde à zona de deposição de 300 embalagens, com cimentação logo acima da última embalagem. Deste modo, todos os espaços vazios entre as embalagens metálicas e o

tubo de aço estariam ocupados por água subterrânea e seu volume estimado seria em torno de 615 litros, cerca de 20% do volume útil para deposição.

O presente estudo considerou limitação por solubilidade e, então, nos casos em que as concentrações calculadas apresentaram-se acima da respectiva solubilidade, foi adotada a solubilidade como concentração. Tal situação ocorreu no caso dos radionuclídeos ^{226}Ra, ^{241}Am e ^{238}Pu, e pode ser visualizada na TAB. 4.4, que apresenta, em negrito, as concentrações utilizadas para os cálculos. As concentrações para adsorção ao longo da fratura foram assumidas como constantes.

TABELA 4.4 – Cálculo de concentrações em água subterrânea e comparação com solubilidades

Radioisótopos	**Massas totais (g)**	**Concentração de radionuclídeos na zona de deposição (kg/m³)**	**Solubilidade em água subterrânea (kg/m³)**
^{63}Ni	0,020	**3,29E-05**	8,82E-05
^{90}Sr	0,36	**5,82E-04**	não limitante (solúvel)
^{137}Cs	102	**1,66E-01**	não limitante (solúvel)
^{226}Ra	35,3	5,74E-02	**5,20E-04**
^{238}Pu	1,29	2,10E-03	**5,47E-05**
^{241}Am	106	1,73E-01	**2,89E-07**

Dois cenários foram criados para a avaliação de sorção:

- **Cenário A** – Cenário otimista, considerando adsorção instantânea de radionuclídeos no meio poroso que envolve toda a espessura da pasta de cimento, sem adsorção na superfície do tubo de aço. Trata-se de uma situação muito favorável à imobilização de radionuclídeos por sorção, na qual, considerando adsorção irreversível, haverá um considerável volume de cimento como adsorvente (região da pasta entre o tubo de aço e o meio geológico).
- **Cenário B** – Cenário conservador, considerando adsorção irreversível de radionuclídeos somente na superfície da fratura no meio poroso (cimento), sem adsorção na superfície do tubo de aço.

Para fins de cálculo, no cenário A, a espessura adotada para a pasta de cimento foi de 4,92 cm, representando o espaçamento anelar correspondente à área de selagem lateral à camisa de aço e, no cenário B, foi considerado que a espessura da pasta de

cimento na qual haveria adsorção de radionuclídeos seria de 1 mm, representando a superfície da fratura (FIG. 4.5).

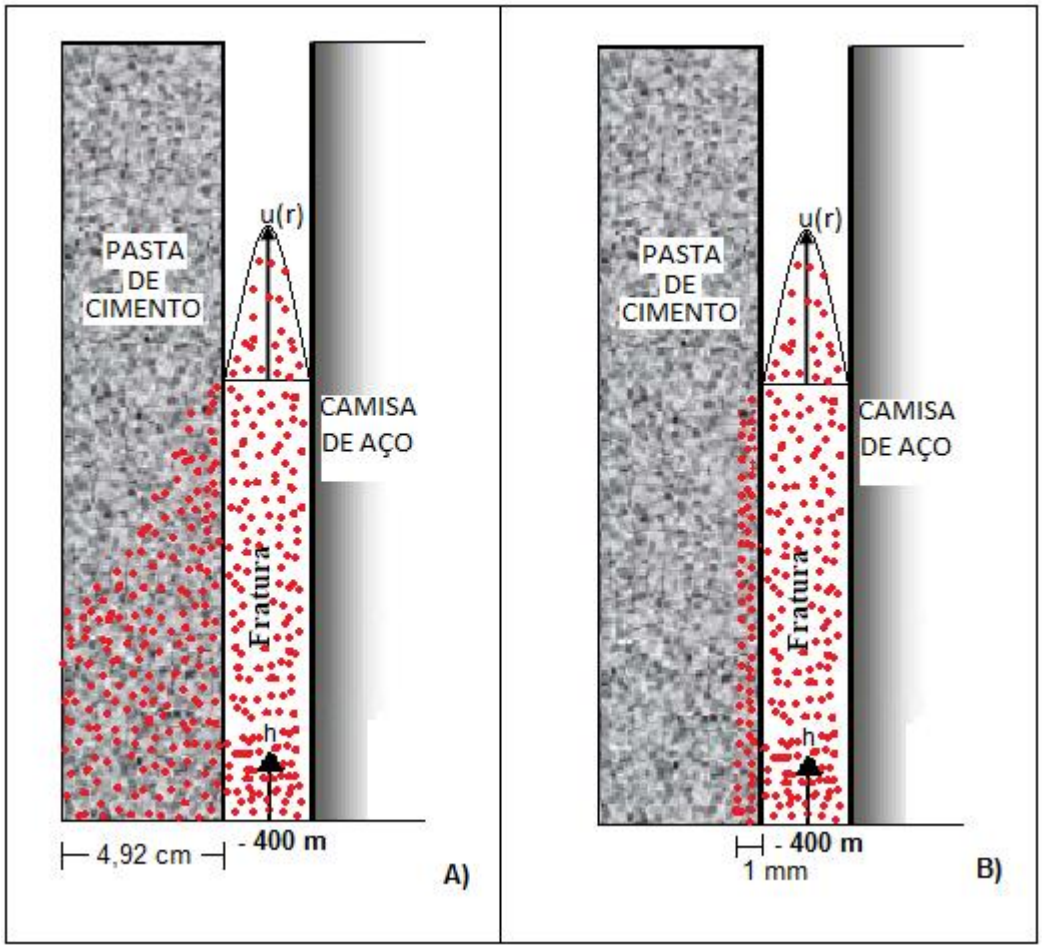

FIGURA 4.5 – Cenários de adsorção: A (na pasta de cimento) e B (na superfície da fratura)

A modelagem da adsorção emprega o coeficiente de distribuição por unidade de área superficial *Ka* do material adsorvedor, em unidades de m³/m², obtido de acordo com a equação 11:

$$K_a = K_d / A_{sp}$$

(Equação 11)

em que *Kd* é o coeficiente de partição do elemento químico de cada radionuclídeo no cimento; e

A_{sp} representa a área superficial por unidade de massa do material adsorvedor na superfície da fratura, neste caso, cimento. A unidade da A_{sp} é m²/kg.

Os valores de *Kd* utilizados no presente trabalho são apresentados na TAB. 4.5 a seguir, adotando-se valores considerados realistas, para concreto com porosidade de 0,15 (AGUIAR, 2006).

TABELA 4.5 – Coeficientes de distribuição adotados

Radionuclídeos	Kd (m^3/kg) no cimento	Fonte
^{63}Ni	3	
^{90}Sr	0,005	
^{137}Cs	0,1	AGUIAR, 2006
^{238}Pu	1	
^{241}Am	0,5	
^{226}Ra	0,005	CRONSTRAND, 2005

Em ambos os cenários de sorção, foram calculadas as alturas máximas, a partir da base do repositório, atingidas pelos radionuclídeos após adsorção dos mesmos. Considerou-se adsorção linear, conforme a equação 12:

$$S = K_a * C$$

(Equação 12)

Onde C = concentração na fase líquida (kg/m^3) e S = Massa adsorvida por área superficial de cimento (kg/m^2).

Nos cálculos de adsorção, a massa total adsorvida foi subtraída, a cada metro vertical, da massa total de cada radionuclídeo presente inicialmente no poço tubular (fluxo vertical pelas fraturas e pelo meio poroso da pasta de cimento). Deste modo, foi possível calcular a altura que cada radionuclídeo de interesse atingiu no repositório.

4.5 Cálculo de decaimento radioativo

Para cálculo do decaimento radioativo que ocorrerá durante o espaço de tempo decorrido para transporte dos radionuclídeos, utilizou-se a equação 13, visando obtenção das massas após os diferentes períodos de decaimento simulados:

$$m_{(t)} = m_{(0)} * e^{-\lambda t}$$

(Equação 13)

onde $m_{(t)}$ = massa no tempo t (g), $m_{(0)}$ = massa no instante inicial (g), λ = constante de decaimento radioativo (s^{-1}) e t = tempo decorrido (s).

Visando avaliar a capacidade de adsorção da pasta de cimento, foram simulados quatro cenários referentes a tempos de falha para as barreiras do sistema, representando o período a partir do qual os radionuclídeos poderiam ser mobilizados, devido à degradação dos componentes do repositório. Foram avaliados períodos de falha de 10, 100, 1.000 e 10.000 anos, nos quais o decaimento radioativo de cada radionuclídeo de interesse foi calculado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na TAB. 5.1 se apresentam os diferentes gradientes hidráulicos e as espessuras de fratura que foram simulados, bem como os resultados do tempo de trânsito realizados. Trata-se de cenário que considera ausência de adsorção.

TABELA 5.1 – Tempos de trânsito (anos) para diferentes gradientes hidráulicos e espessuras da fratura.

K (Pa/m)	**Espaçamento da fratura (µm)**						
	1	**4**	**7**	**10**	**40**	**70**	**100**
$5{,}0 \times 10^{4}$	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
$9{,}8 \times 10^{1}$	$2{,}3 \times 10^{2}$	$2{,}2 \times 10^{1}$	$7{,}3 \times 10^{0}$	$3{,}6 \times 10^{0}$	<1	<1	<1
$4{,}9 \times 10^{0}$	$4{,}6 \times 10^{3}$	$4{,}5 \times 10^{2}$	$1{,}5 \times 10^{2}$	$7{,}2 \times 10^{1}$	$5{,}0 \times 10^{0}$	<1	<1
$1{,}2 \times 10^{0}$	$1{,}9 \times 10^{4}$	$1{,}9 \times 10^{3}$	$6{,}1 \times 10^{2}$	$3{,}0 \times 10^{2}$	$1{,}9 \times 10^{1}$	$6{,}0 \times 10^{0}$	$3{,}0 \times 10^{0}$
$3{,}5 \times 10^{-1}$	**$6{,}3 \times 10^{4}$**	$6{,}2 \times 10^{3}$	$2{,}0 \times 10^{3}$	$1{,}0 \times 10^{3}$	$6{,}2 \times 10^{1}$	$2{,}0 \times 10^{1}$	$1{,}0 \times 10^{1}$
$2{,}2 \times 10^{-2}$	**$1{,}0 \times 10^{5}$**	**$1{,}0 \times 10^{5}$**	$3{,}3 \times 10^{4}$	$1{,}6 \times 10^{4}$	$1{,}0 \times 10^{3}$	$3{,}3 \times 10^{2}$	$1{,}6 \times 10^{2}$
$7{,}6 \times 10^{-3}$	**$2{,}9 \times 10^{6}$**	**$2{,}9 \times 10^{5}$**	**$9{,}4 \times 10^{4}$**	**$4{,}6 \times 10^{4}$**	$2{,}9 \times 10^{3}$	$9{,}4 \times 10^{2}$	$4{,}6 \times 10^{2}$
$3{,}5 \times 10^{-3}$	**$6{,}3 \times 10^{6}$**	**$6{,}2 \times 10^{5}$**	**$2{,}0 \times 10^{5}$**	**$1{,}0 \times 10^{5}$**	$6{,}3 \times 10^{3}$	$2{,}0 \times 10^{3}$	$1{,}0 \times 10^{3}$

O gráfico da FIG. 5.1, apresenta os tempos de trânsito calculados considerando os valores do gradiente hidráulico e da espessura de fratura adotados.

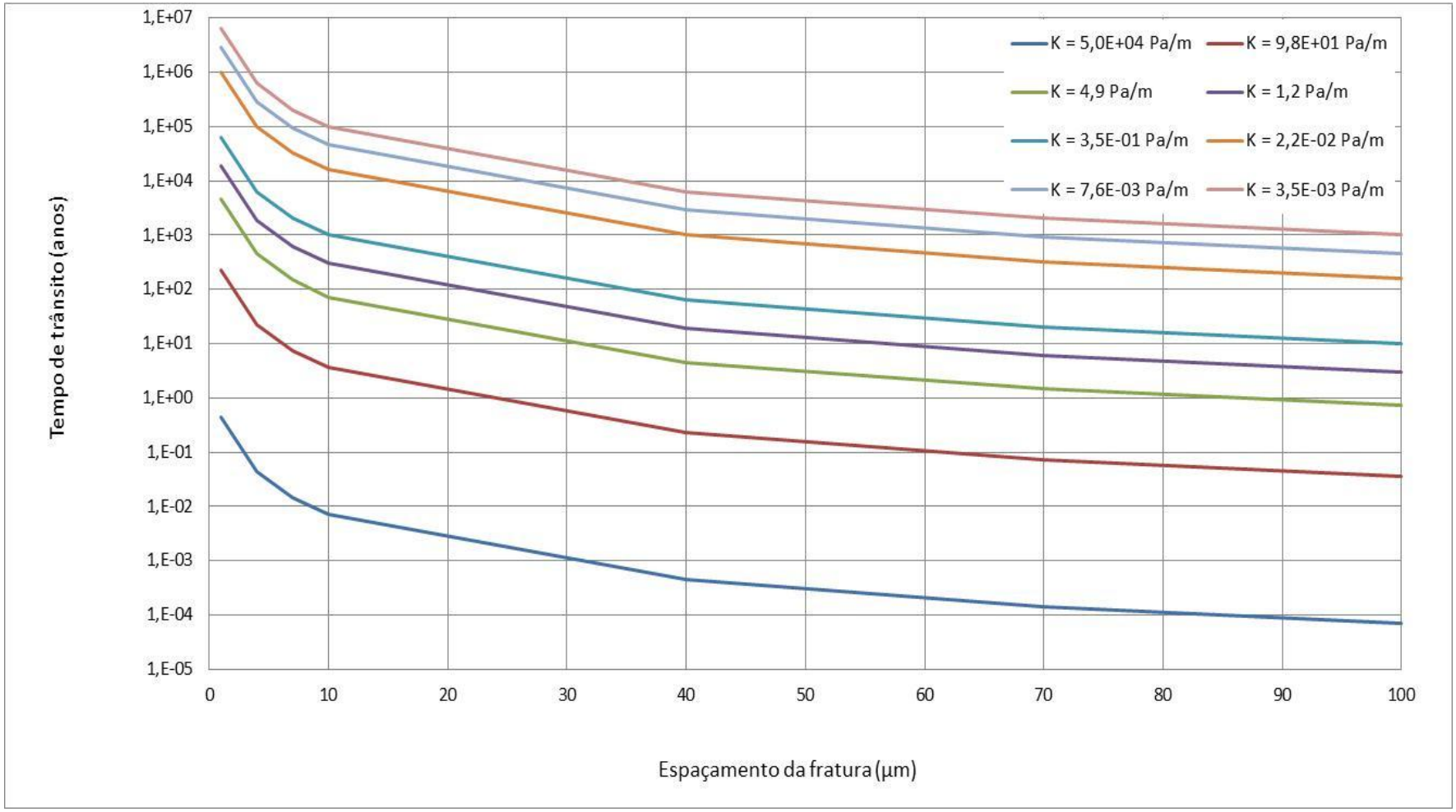

FIGURA 5.1 – Tempos de trânsito de radionuclídeos para diferentes espessuras de fratura, submetidas a diferentes gradientes hidráulicos

Nas TAB. 5.2 e TAB.5.3, as massas totais de cada radionuclídeo no sistema, bem como os parâmetros que governam a adsorção na pasta de cimento ao longo da fratura (cenários A e B) são apresentados, juntamente com a altura na qual a massa adsorvida se igualaria à massa total do elemento no repositório.

TABELA 5.2 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário A); na superfície do solo, h = 0 metros.

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0,020	3	5400	-399
^{90}Sr	0,36	0,005	18	- 398
^{137}Cs	102	0,1	180	-399
^{226}Ra	35,3	0,005	1638	-218
^{238}Pu	1,29	1	1800	-399
^{241}Am	106	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.3 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário B)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0,020	3	5400	-399
^{90}Sr	0,36	0,005	891	- 301
^{137}Cs	102	0,1	900	-395
^{226}Ra	35,3	0,005	*	*
^{238}Pu	1,29	1	1800	-381
^{241}Am	106	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

No cenário A, pode-se verificar que, já nos primeiros metros no poço vertical, a partir da base, ^{90}Sr, ^{37}Cs, ^{238}Pu e ^{63}Ni já teriam sido totalmente retidos ao longo da pasta de cimento. Ou seja, toda a massa dos mesmos já teria sofrido sorção no cimento. Já o ^{226}Ra só seria totalmente adsorvido após ser transportado 182 metros, enquanto o ^{241}Am, mesmo nos 370 metros de extensão do poço, não seria totalmente adsorvido, permitindo que o resto da massa deste elemento fosse transportado pela fratura ao longo do percurso até a superfície.

No cenário B, pode-se verificar que, nos primeiros 20 metros verticais no poço, a partir da base, o ^{137}Cs, ^{238}Pu e ^{63}Ni já teriam sido totalmente adsorvidos ao longo da superfície da fratura. Ou seja, toda a massa destes elementos já teria sofrido sorção pelo cimento. Já o ^{90}Sr só seria totalmente adsorvido no 99º metro, enquanto o ^{241}Am e o ^{226}Ra, mesmo nos 370 metros de extensão, não seriam totalmente adsorvidos, permitindo que o resto da massa destes elementos fosse transportado pela fratura ao longo do percurso até a superfície.

Vale lembrar que as TAB. 5.2 e TAB.5.3 apresentam o comportamento da adsorção considerando as massas totais de cada radionuclídeo presente no sistema, adotando a condição de liberação instantânea. Esta situação representa a condição de que a falha no sistema, responsável por mobilizar os radionuclídeos em fluxos de água subterrânea, ocorreria no instante logo após o fechamento do repositório. Como as barreiras do sistema tem a função de resistir às falhas durante um determinado período de tempo, impedindo a intrusão de água subterrânea no repositório, foram realizadas simulações para determinar os tempos de trânsito em que o decaimento radioativo nos cenários A e B impedissem o escape de ^{241}Am e ^{226}Ra do repositório, em seus 370 metros de extensão.

Os resultados podem ser visualizados na TAB. 5.4, a seguir.

TABELA 5.4 – Tempos de trânsito necessários para imobilização por adsorção

Radionuclídeos remanescentes no fluxo (TAB. 5.2 e TAB. 5.3)	**Cenário de adsorção**	**Tempo de trânsito necessário para imobilização no repositório (anos)**
^{241}Am	**A** (pasta de cimento)	2.053
^{241}Am e ^{226}Ra	**B** (superfície da fratura)	7.814

Deste modo, no cenário A, a data de falha depois de 2.053 anos após a deposição garantiria o decaimento das massas até valores que permitissem a adsorção de todos os radionuclídeos nos 370 metros de extensão da pasta de cimento do repositório. No cenário B, o período de 7.814 anos após a deposição garantiria o decaimento das massas até valores que permitissem a adsorção de todos os radionuclídeos nos 370 metros de extensão da superfície da fratura, no repositório.

Nas TAB. 5.5 até TAB. 5.12, se apresentam os resultados para os cenários A e B, considerando a redução das massas por decaimento radioativo, em diferentes datas de falha: 10 anos, 100 anos, 1.000 anos e 10.000 anos. Estas simulações geraram os cenários A 10, A 100, A 1.000, A 10.000, B 10, B 100, B 1.000 e B 10.000. Nas tabelas, apresentam-se as massas com as quais os radionuclídeos entrariam na fratura, após os diferentes períodos de decaimento. Massas inferiores a 1 nanograma (10^{-9}) foram consideradas irrelevantes nos cálculos, para todos os radionuclídeos.

TABELA 5.5 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário A 10)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0,019	3	5400	-399
^{90}Sr	0,28	0,005	18	- 398
^{137}Cs	80,9	0,1	180	-399
^{226}Ra	35,1	0,005	1629	- 219
^{238}Pu	1,20	1	1800	-399
^{241}Am	104	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.6 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário B 10)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0,019	3	5400	-399
^{90}Sr	0,28	0,005	891	- 301
^{137}Cs	80,9	0,1	900	-395
^{226}Ra	35,1	0,005	*	*
^{238}Pu	1,20	1	1800	-381
^{241}Am	104	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.7 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário A 100)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0,010	3	5400	-399
^{90}Sr	0,033	0,005	18	- 398
^{137}Cs	10,2	0,1	180	-399
^{226}Ra	33,8	0,005	1575	- 225
^{238}Pu	0,587	1	1800	-399
^{241}Am	90,6	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.8 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário B 100)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0,010	3	5400	-399
^{90}Sr	0,033	0,005	891	-301
^{137}Cs	10,2	0,1	900	-395
^{226}Ra	33,8	0,005	*	*
^{238}Pu	0,587	1	1800	-399
^{241}Am	90,6	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.9 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário A 1.000)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	$2,5x10^{-5}$	3	5400	-399
^{90}Sr	0	0,005	18	<- 398
^{137}Cs	$1,00x10^{-8}$	0,1	180	-399
^{226}Ra	22,9	0,005	1071	- 281
^{238}Pu	$4,78x10^{-4}$	1	1800	-399
^{241}Am	21,4	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.10 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário B 1.000)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	$2,5x10^{-5}$	3	5400	-399
^{90}Sr	0	0,005	864	<-304
^{137}Cs	$1,00x10^{-8}$	0,1	900	-395
^{226}Ra	22,9	0,005	*	*
^{238}Pu	$4,78x10^{-4}$	1	1800	-399
^{241}Am	21,4	0,5	*	*

*Não adsorveu toda a massa do radionuclídeo

TABELA 5.11 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário A 10.000)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0	3	5400	<-399
^{90}Sr	0	0,005	9	<- 399
^{137}Cs	0	0,1	180	<-399
^{226}Ra	0,463	0,005	27	- 397
^{238}Pu	0	1	1800	<-399
^{241}Am	$1,17x10^{-5}$	0,5	900	-399

TABELA 5.12 – Alturas atingidas pelos radionuclídeos ao longo do comprimento do poço tubular (cenário B 10.000)

Radionuclídeos	**m (g)**	**Kd (m^3/kg)**	**Ka (m^3/m^2)**	**h (m)**
^{63}Ni	0	3	5400	<-399
^{90}Sr	0	0,005	891	<- 399
^{137}Cs	0	0,1	900	<-399
^{226}Ra	0,463	0,005	1296	- 397
^{238}Pu	0	1	1800	<-399
^{241}Am	$1,17x10^{-5}$	0,5	900	-399

Nos gráficos das FIG. 5.2. a FIG. 5.11 se apresentam as frações da massa de cada radionuclídeo de interesse adsorvidos até a altura h (m), considerando adsorção

irreversível na pasta de cimento para cada um dos cenários, possibilitando visualizar as alturas atingidas. A altura máxima de adsorção é aquela em que a massa adsorvida (m_a) é igual à massa total inicial (m_t) transportada ao longo da fatura.

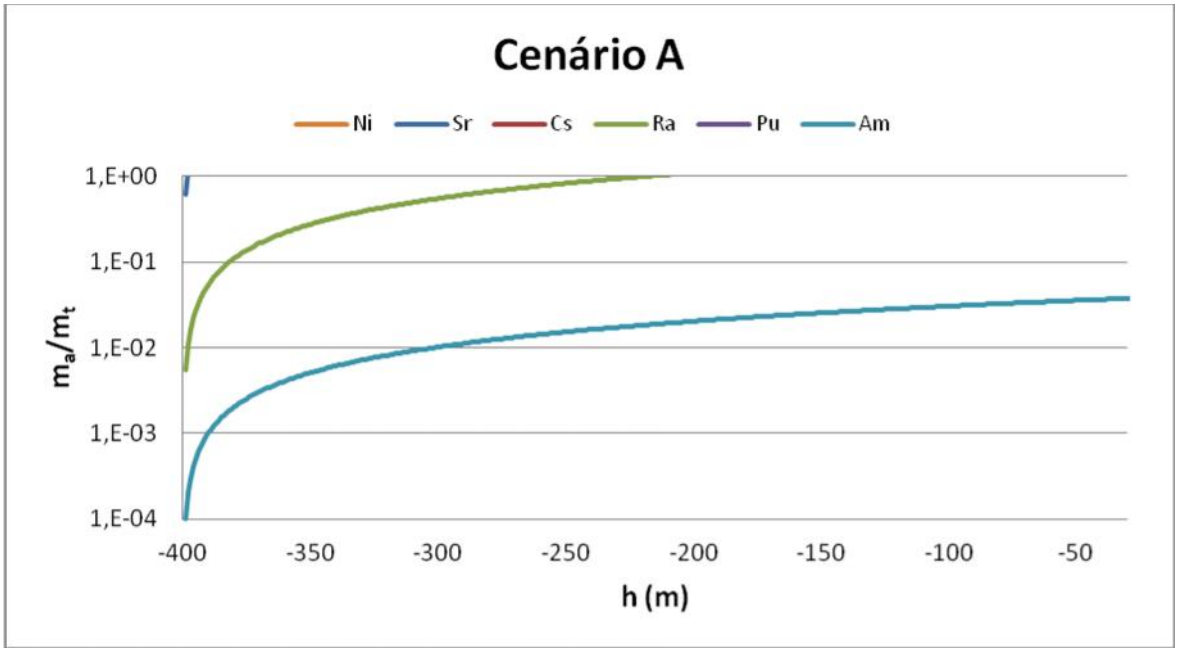

FIGURA 5.2 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na pasta de cimento (cenário A)

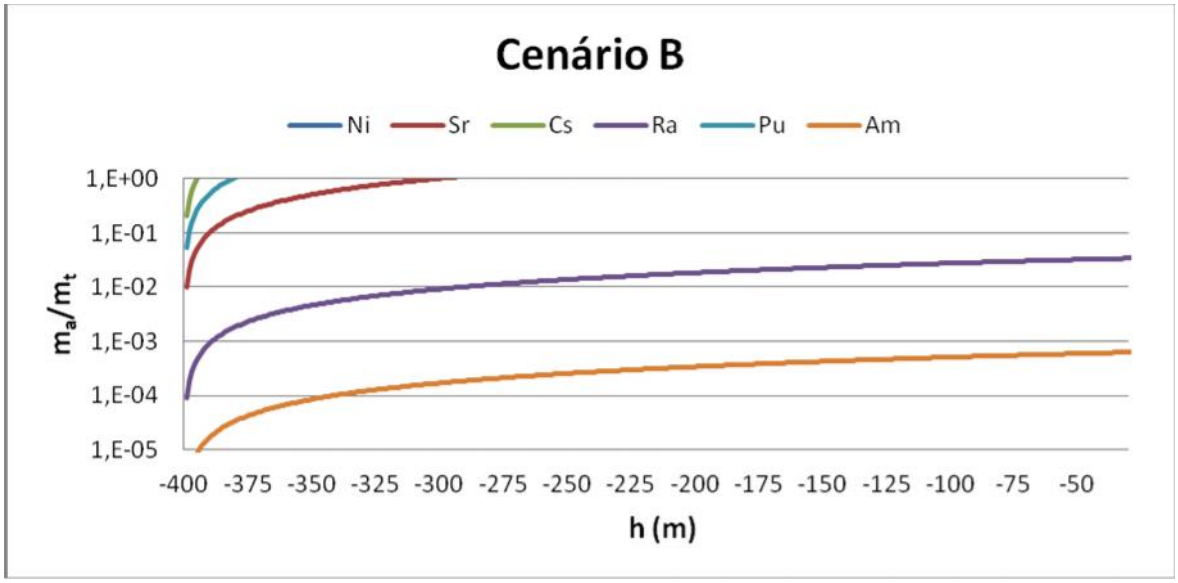

FIGURA 5.3 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na superfície da fratura (cenário B)

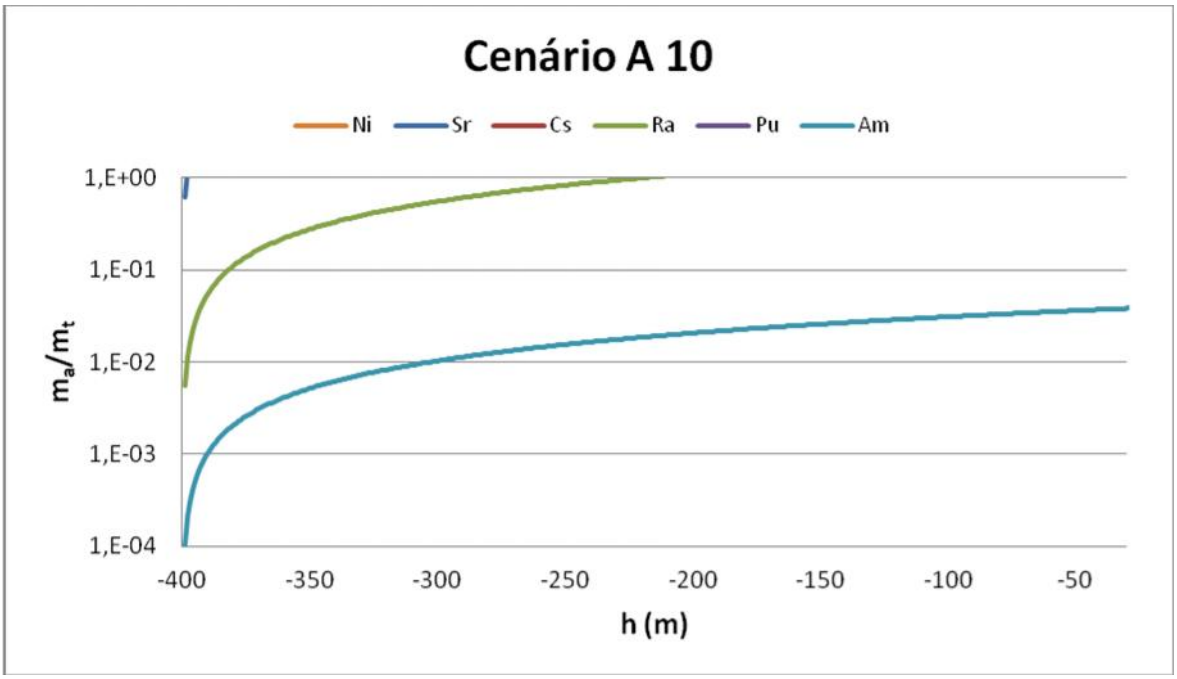

FIGURA 5.4 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na pasta de cimento após 10 anos de tempo de falha (cenário A 10)

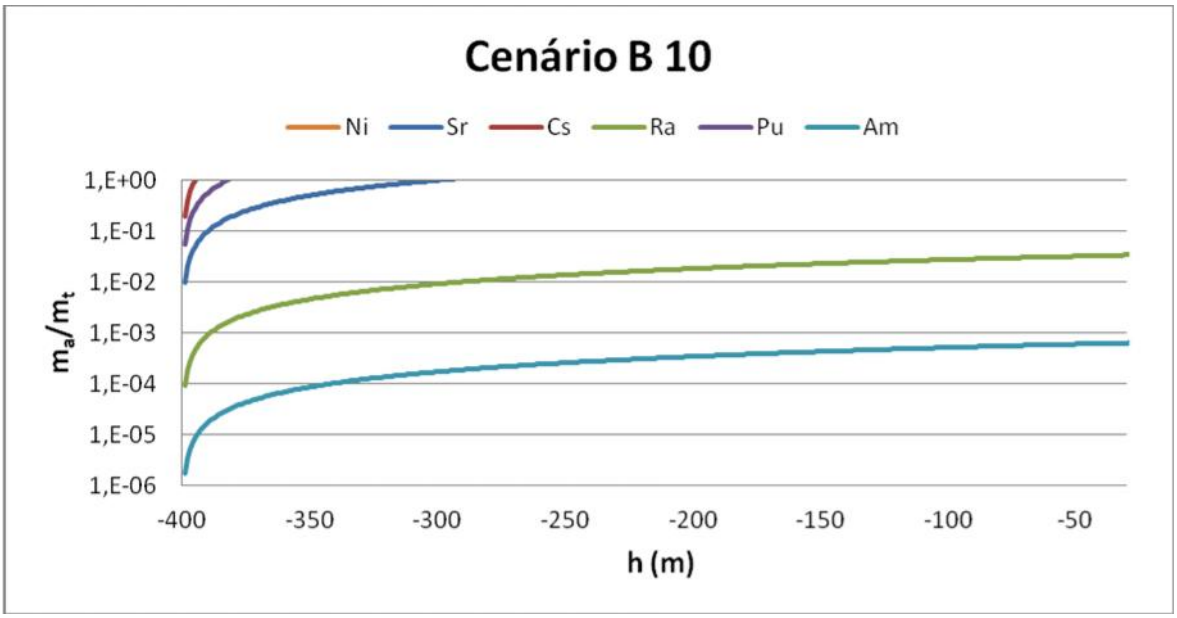

FIGURA 5.5 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na superfície da fratura após 10 anos de tempo de falha (cenário B 10)

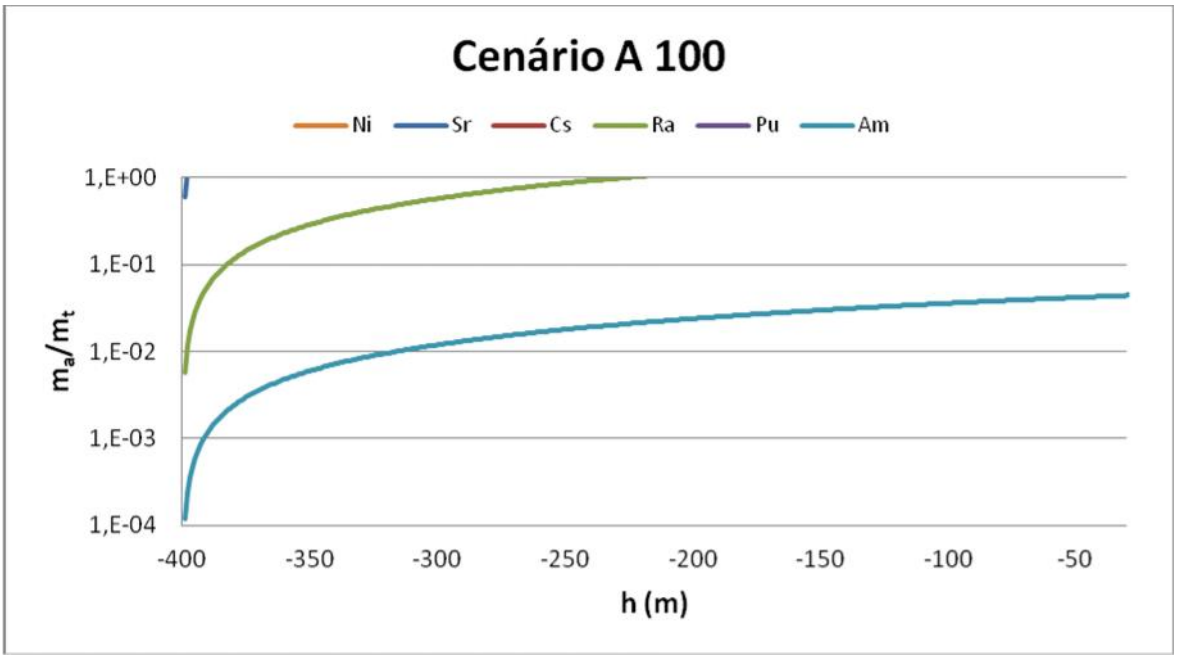

FIGURA 5.6 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na pasta de cimento após 100 anos de tempo de falha (cenário A 100)

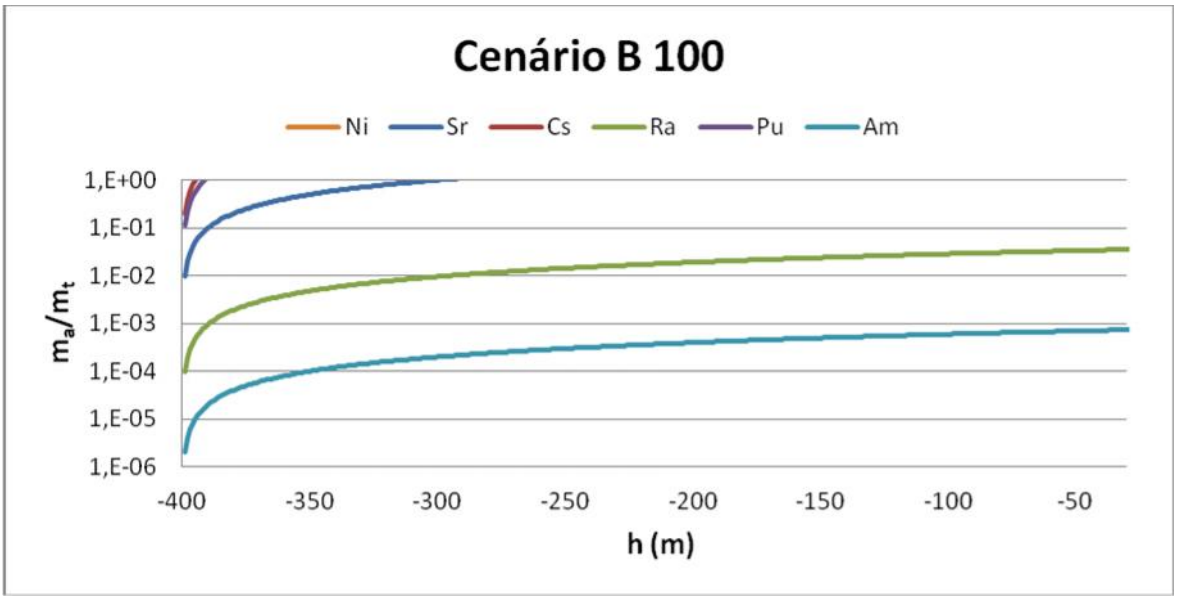

FIGURA 5.7 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na superfície da fratura após 100 anos de tempo de falha (cenário B 100)

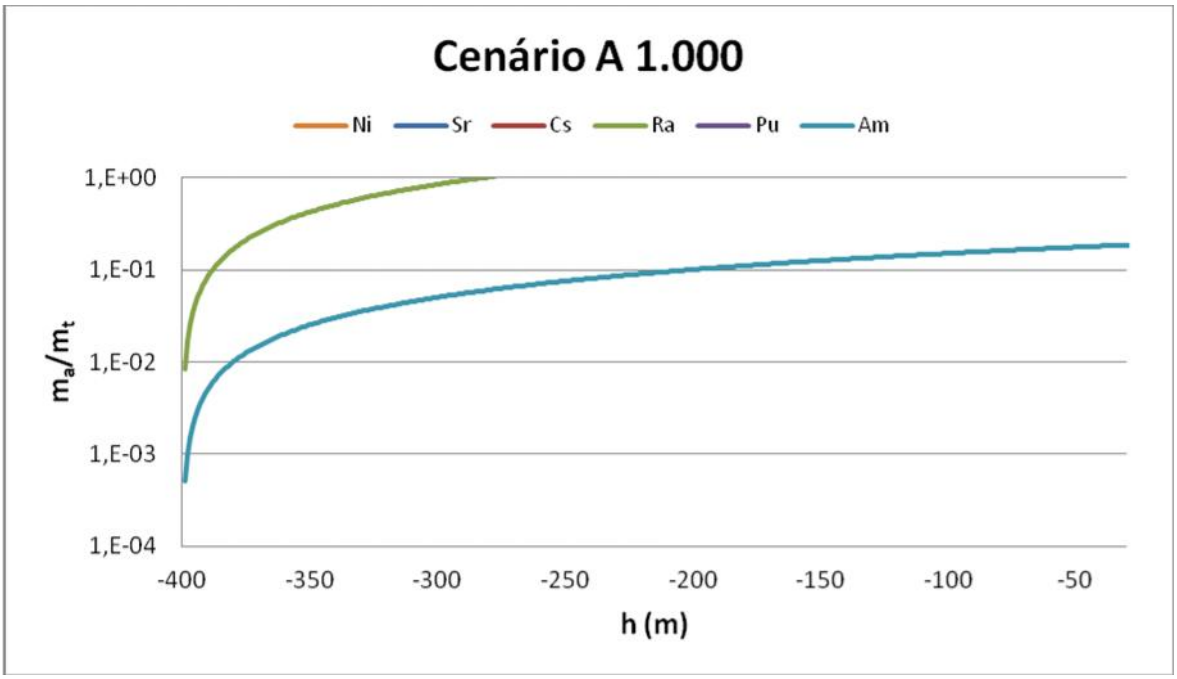

FIGURA 5.8 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na pasta de cimento após 1.000 anos de tempo de falha (cenário A 1.000)

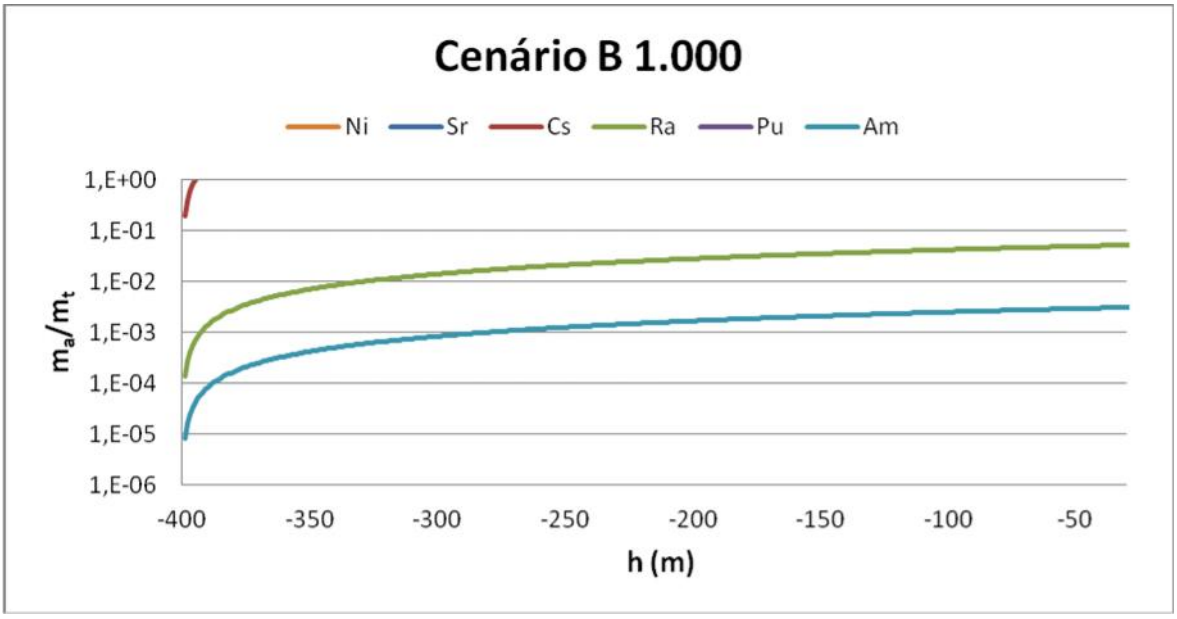

FIGURA 5.9 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na superfície da fratura após 1.000 anos de tempo de falha (cenário B 1.000)

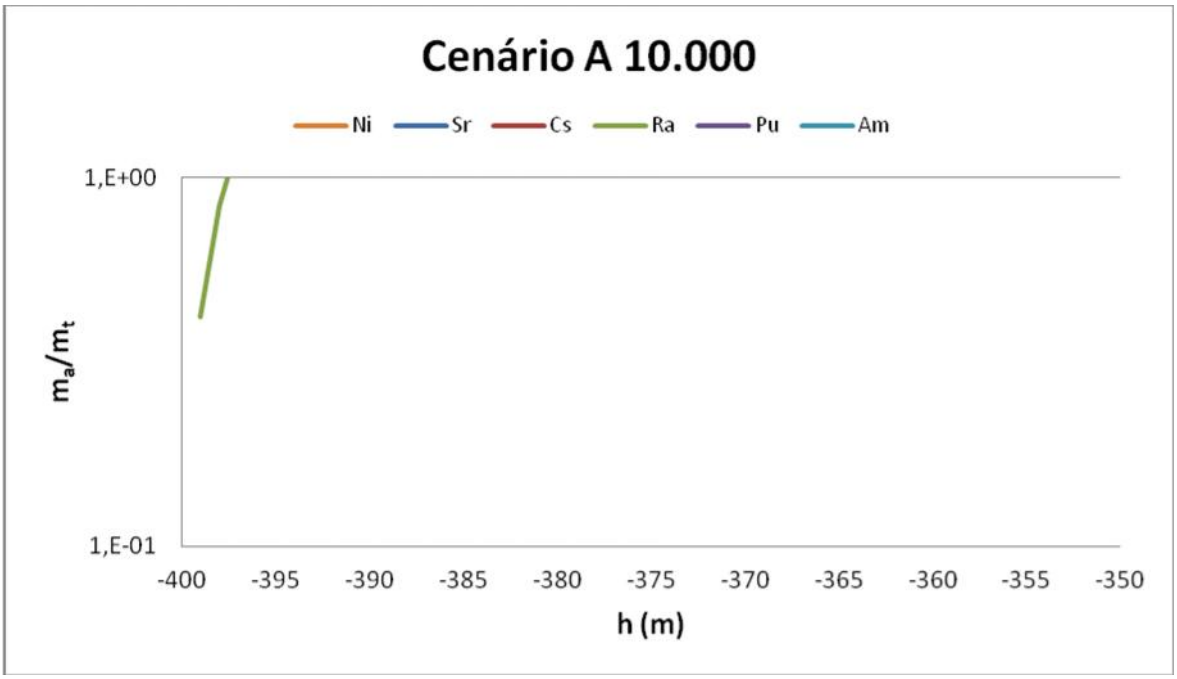

FIGURA 5.10 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na pasta de cimento após 10.000 anos de tempo de falha (cenário A 10.000)

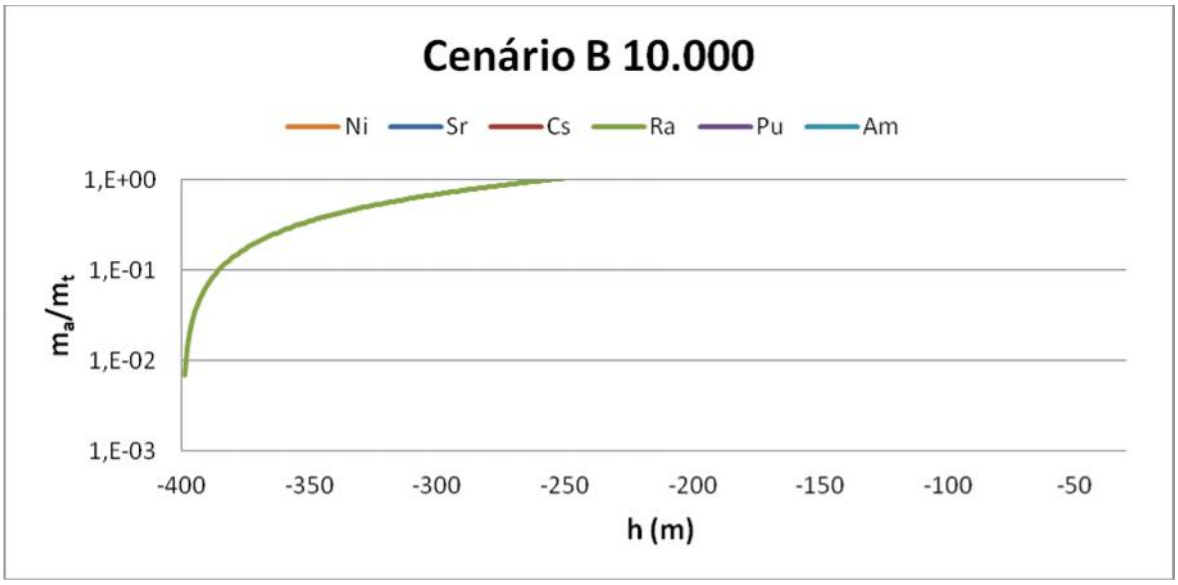

FIGURA 5.11 – Gráfico das alturas atingidas pelos radionuclídeos devido à adsorção na superfície da fratura após 10.000 anos de tempo de falha (cenário B 10.000)

Em alguns desses cenários, pelo menos parte dos radionuclídeos atravessariam toda a extensão do poço e chegariam à superfície. Tempos de trânsito superiores ao *crossover time* de 46.100 anos, garantiriam a eficácia do repositório mesmo em cenário de ausência de adsorção e cenário de falha das barreiras logo após a deposição. Da mesma forma, uma idade de falha do sistema superior ao *crossover time* garantiria a eficácia do repositório para quaisquer condições de gradiente hidráulico e espaçamento da fratura.

Considerando-se a hipótese de adsorção irreversível no cenário B, tempos de trânsito superiores a 7.814 anos poderiam garantir a eficácia do sistema de deposição, pois seriam suficientes para o decaimento e adsorção dos radionuclídeos de interesse, mesmo com a tendência do ^{241}Am e ^{226}Ra persistirem no fluxo.

Adotando-se a hipótese de adsorção irreversível no cenário A, com maior capacidade de adsorção, mesmo tempos de trânsito superiores a 2.053 anos poderiam garantir a eficácia do sistema de deposição.

A FIG. 5.12. expõe a relação dos diferentes tempos de trânsito calculados, considerando cada gradiente hidráulico e cada espessura de fratura adotados, e a comparação com os períodos de 46.100 anos, 7.814 anos e 2.053 anos referentes, respectivamente, a *crossover time* (LEITE, 2012) e tempos para adsorção eficaz segundo os cenários B (pasta de cimento) e A (superfície da fratura). As FIG. 5.13 a 5.16. apresentam os períodos pós-deposição avaliados juntamente aos tempos de falha de 10 anos, 100 anos, 1.000 anos e 10.000 anos, respectivamente, e a comparação dos mesmos com valores de referência.

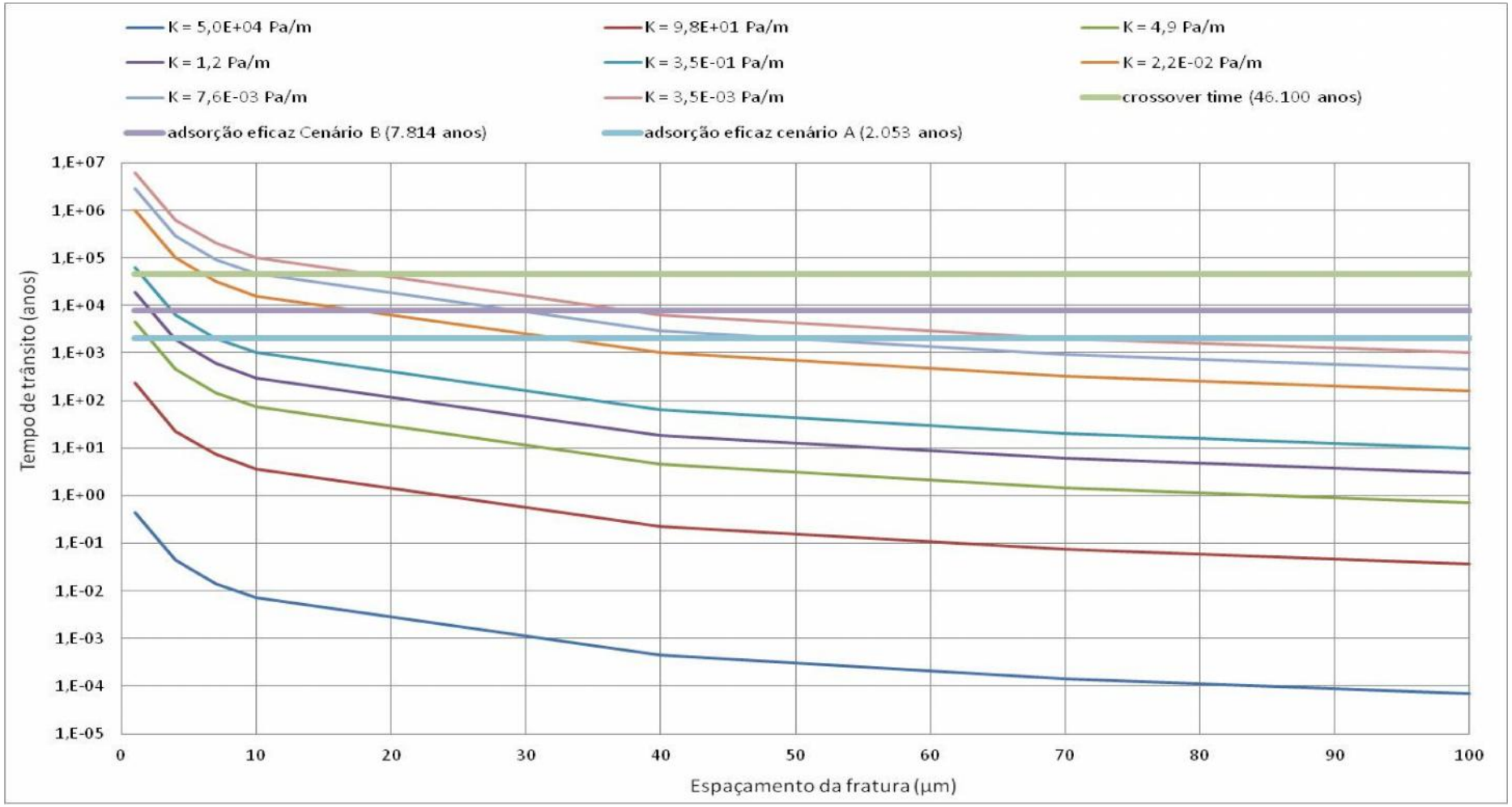

FIGURA 5.12 – Gráfico dos tempos de trânsito de radionuclídeos para diferentes espessuras de fratura, submetidas a diferentes gradientes hidráulicos, e comparação com valores de referência.

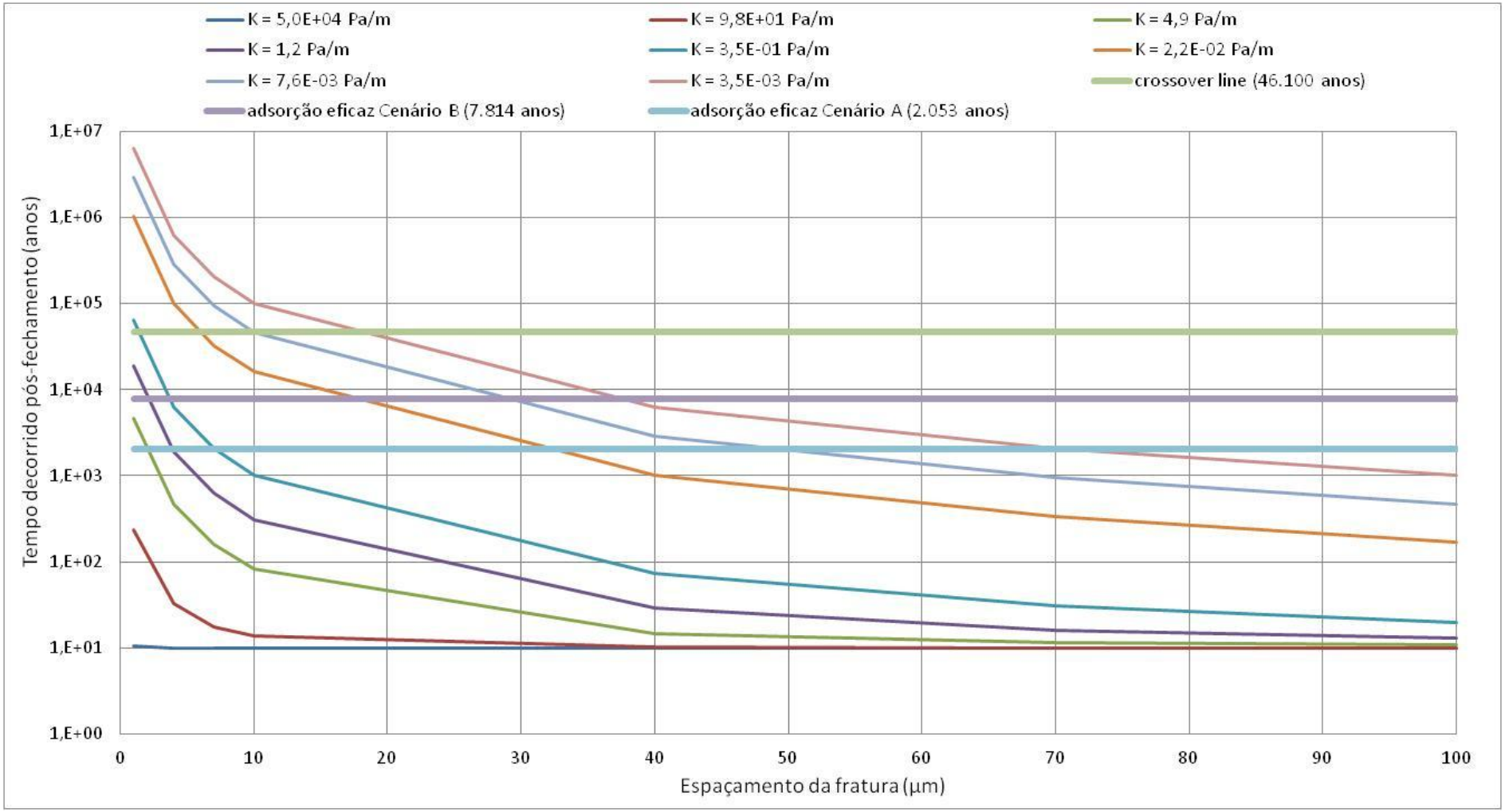

FIGURA 5.13 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, considerando tempo de falha de 10 anos.

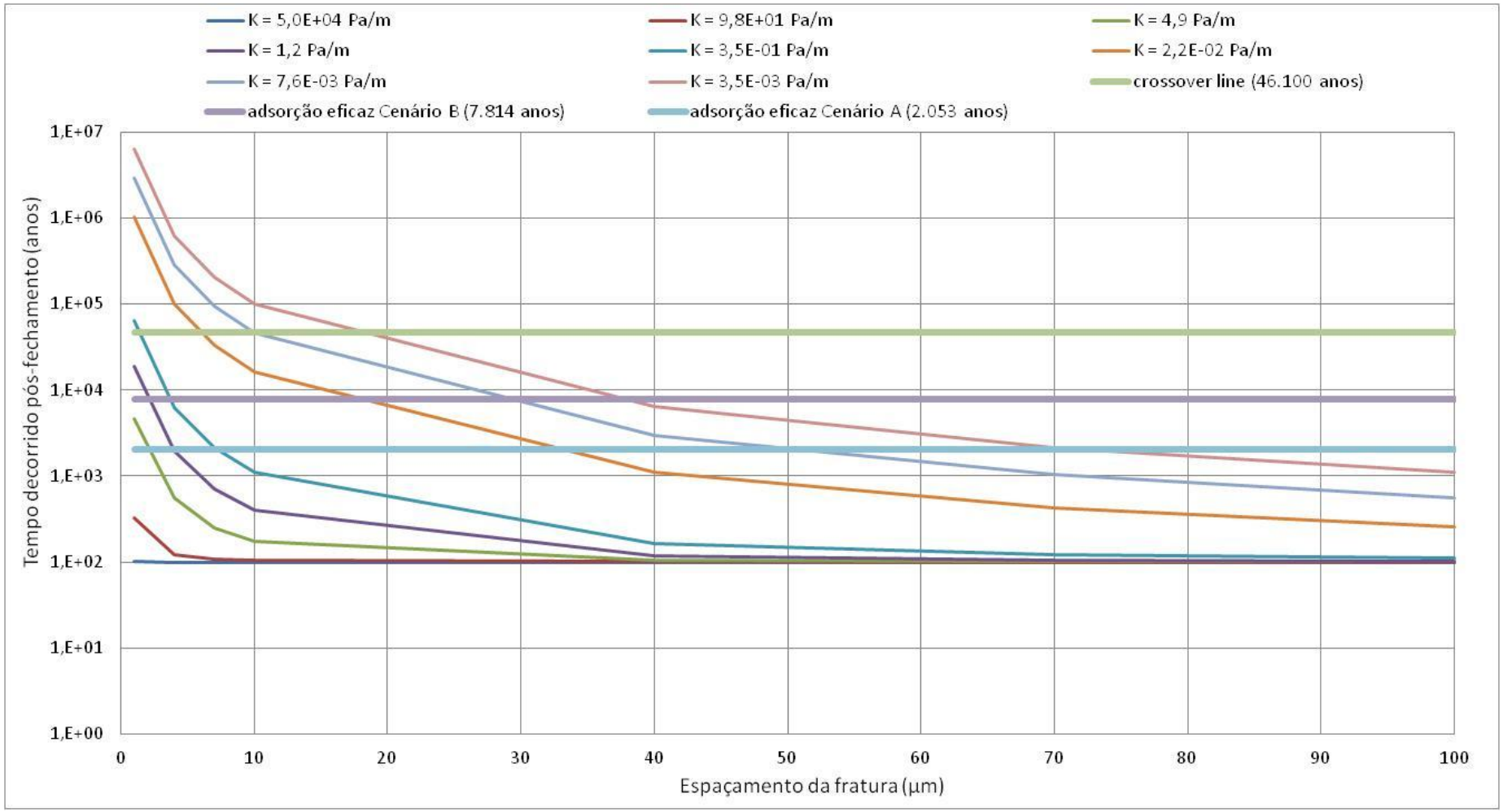

FIGURA 5.14 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, considerando tempo de falha de 100 anos.

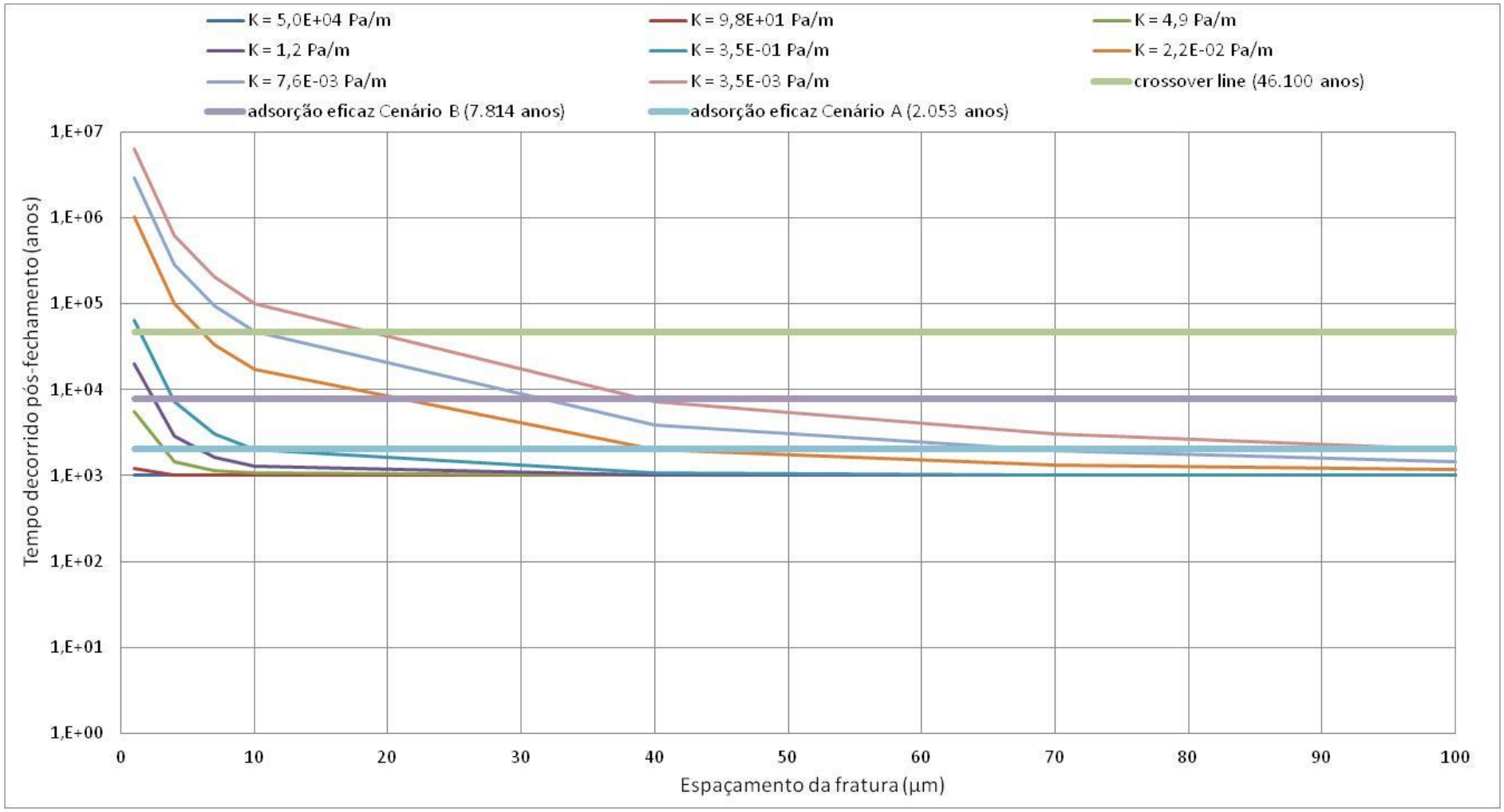

FIGURA 5.15 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, considerando tempo de falha de 1.000 anos.

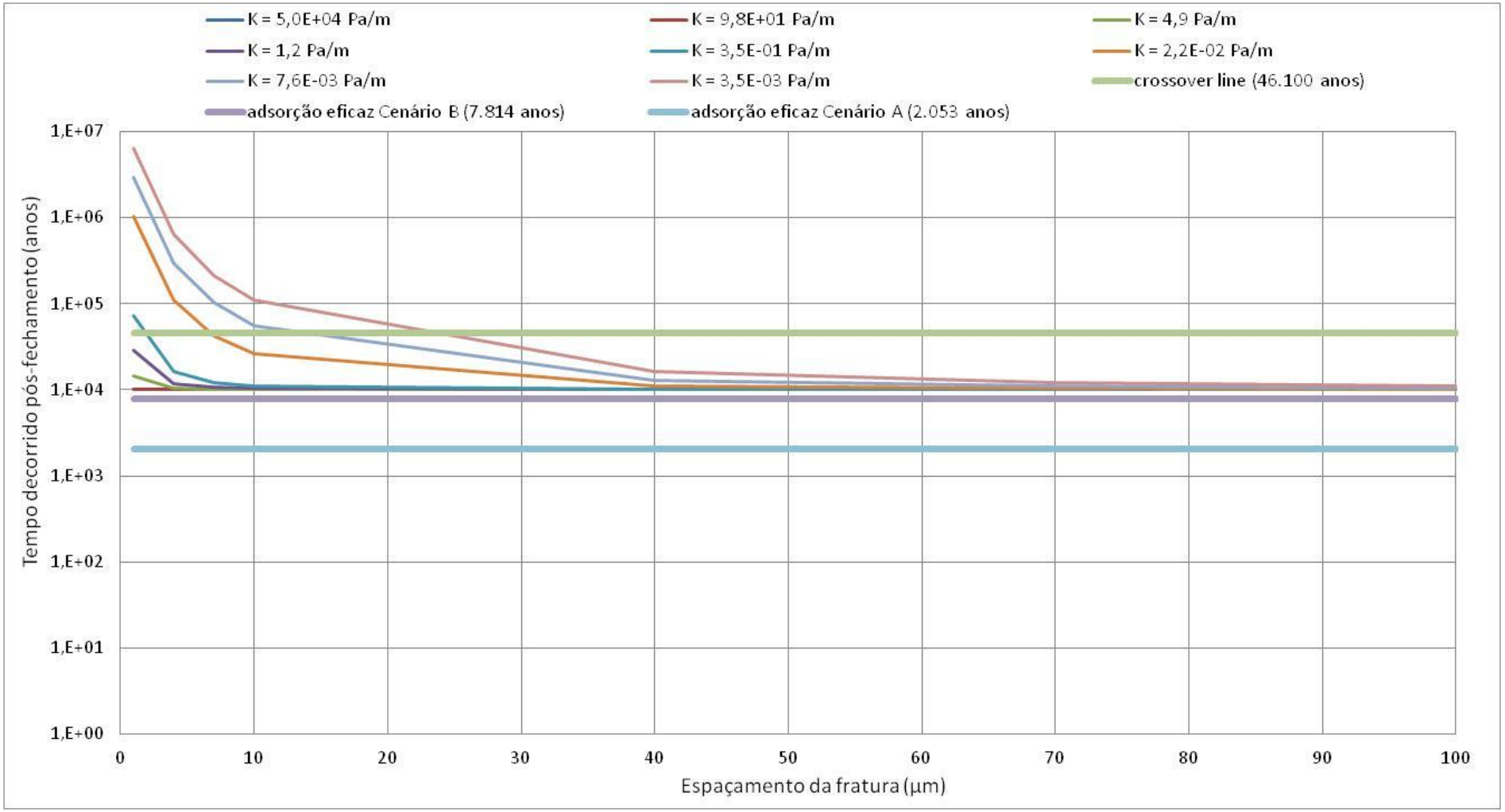

FIGURA 5.16 – Gráfico do tempo decorrido pós-deposição, considerando tempo de falha de 10.000 anos.

É possível observar nas figuras anteriores que, nas simulações de um gradiente hidráulico de 1% (98 Pa/m), mesmo em diferentes espessuras de fratura simuladas, os tempos de trânsito apresentam-se inferiores aos períodos necessários para garantir a eficácia do repositório nos cenários simulados. Segundo a literatura, gradientes hidráulicos de até 1% limitariam a escolha de um sítio para abrigar o repositório tubular profundo objeto do presente trabalho. Entretanto, quando consideramos o postulado da fratura gerada pelo descolamento da pasta de cimento com a camisa de aço, percebe-se que, nesta situação, gradientes hidráulicos desta magnitude poderiam comprometer a segurança do sistema.

Considerando a importância da eficiência de vedação em poços tubulares profundos para fins de deposição de rejeitos radioativos é imprescindível a realização de testes de desempenho em um poço piloto construído para tal finalidade. Testes hidráulicos também serão importantes para a escolha de um sítio apropriado a abrigar o repositório profundo para fontes seladas no Brasil.

Os gráficos apresentados nas FIG. 5.12 a FIG. 5.16 poderão ser utilizados como uma ferramenta para a escolha de sítios potenciais para o repositório de fontes seladas, bem como para a escolha dos materiais de selagem. A parte das curvas localizadas acima dos patamares indicados como *crossover time* (46.100 anos) indicam condições satisfatórias do sistema, mesmo sem considerar qualquer adsorção no repositório. Curvas acima dos patamares referentes ao período de 7.814 anos também podem ser associadas a um cenário favorável, entretanto dependente da adsorção na fratura, mas testes reais de diferentes cenários de adsorção deverão ser realizados para melhor embasar o citado período.

No fluxograma a seguir (FIG. 5.17), é possível visualizar os cenários avaliados nos cálculos.

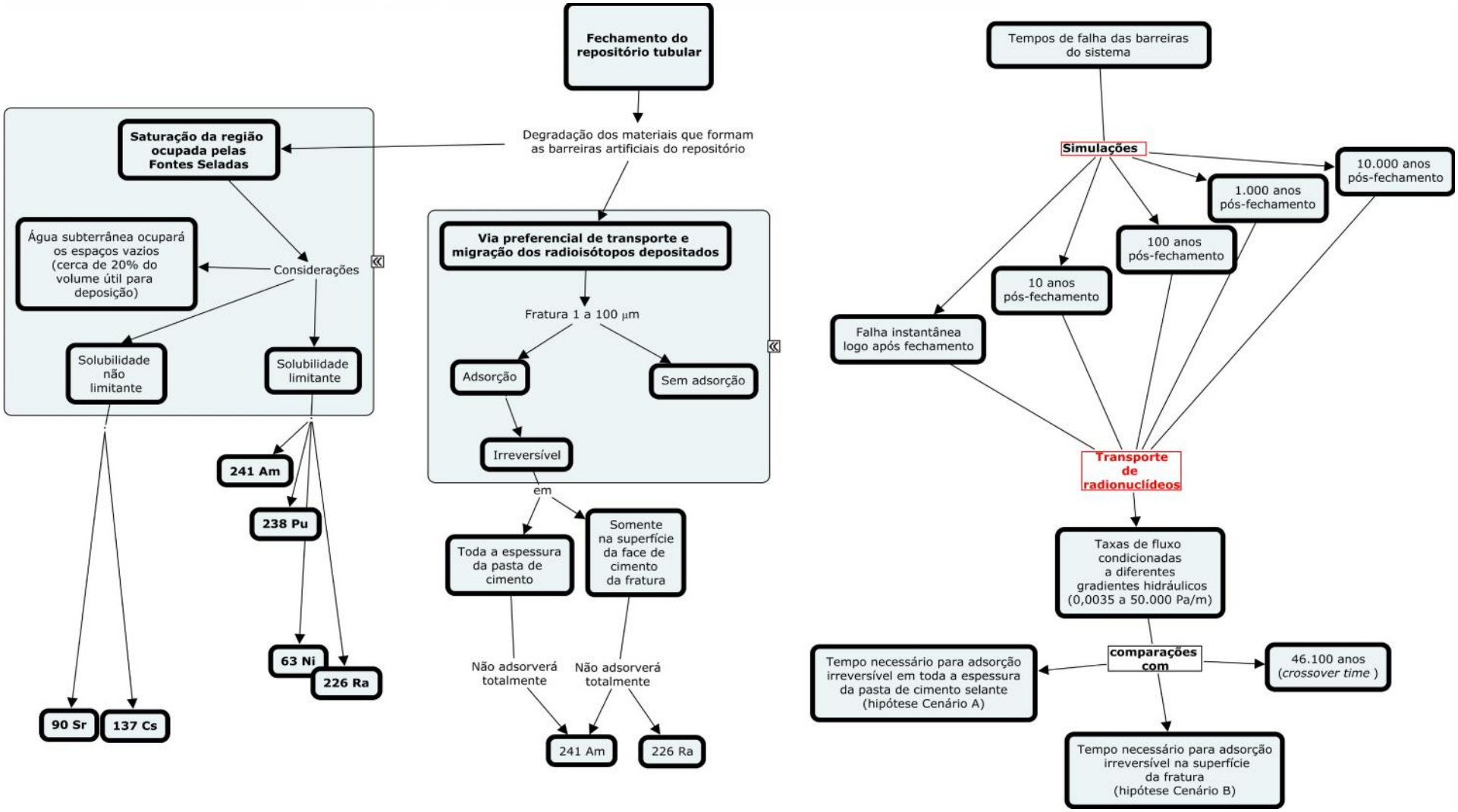

FIGURA 5.17 – Fluxograma resumo

6 CONCLUSÕES

Avaliando-se cenários que consideraram diferentes condições de fluxo pela fratura, adsorção irreversível em diferentes volumes da pasta de cimento, decaimento radioativo e tempo de falha do sistema, foi possível compreender a importância da existência de uma fratura anelar quanto ao comprometimento da segurança radiológica do repositório. O descolamento entre a pasta de cimento e o invólucro de aço dos poços, conforme atesta a experiência da indústria petrolífera e a engenharia hidráulica, pode resultar de variações de temperatura ou de pressão, durante ou após o processo de cimentação. Tais variações causam movimentos que rompem a ligação entre o cimento e o aço criando um *microannulus* que, nos casos mais graves, pode cercar a circunferência inteira do invólucro, afetando a eficiência hidráulica do conjunto.

Em cenários de fluxo vertical ascendente associado a baixos gradientes hidráulicos, o repositório poderia ser considerado eficaz mesmo com a existência de uma fratura anelar. Em algumas condições, os radionuclídeos provenientes da zona de deposição só atingiriam o meio superficial após cerca de 46.100 anos e, neste espaço de tempo, todos os radionuclídeos já teriam decaído até níveis aceitáveis, evitando exposição radiológica de receptores na superfície.

O presente trabalho apresentou um conjunto de gráficos que poderão ser utilizados como ferramentas para a avaliação de tais situações, considerando fraturas de diferentes espessuras, submetidos a diferentes gradientes hidráulicos.

Estudos para escolha de um sítio para deposição de fontes seladas em poços tubulares profundos no Brasil deverão avaliar condições hidrogeológicas e sísmicas, evitando locais onde seja provável a ocorrência de eventos que gerem gradientes extremos, mesmo que de curta duração.

O presente estudo avaliou situações realistas e situações extremas nas simulações de migração de radionuclídeos, e poderá ser aproveitado na avaliação e escolha de tecnologias eficientes de selagem, que evitem a formação de *microannulus* no sistema e poderá também auxiliar na escolha de um sítio para testes reais com um repositório tipo poço tubular profundo. A questão dos gradientes hidráulicos aos quais o repositório será

submetido influirá diretamente no fluxo pela fratura postulada e, consequentemente, na eficiência do mesmo. A literatura considera como aceitável, para fins de escolha de um sítio de deposição para poços tubulares profundos, gradientes hidráulicos de até 1% (98 Pa/m). Gradientes desta magnitude aplicados verticalmente, no caso do postulado da fratura gerada pelo descolamento da pasta de cimento com a camisa de aço, seriam ineficientes para garantir a segurança do sistema. Nesse caso, as embalagens contendo os rejeitos deveriam resistir ao escape dos radionuclídeos para fora do repositório.

Algumas simplificações foram realizadas para possibilitar as simulações do presente estudo. Envolveram dissolução instantânea de radionuclídeos no fluxo de água subterrânea, desconsideração da migração de fluxos de gases e de produtos-filhos, adoção de solubilidades constantes para cada radionuclídeo, sem considerar a lei de Raoult ou variações de parâmetros físicos e químicos na água subterrânea. Deste modo, não foram avaliados todos os processos sinérgicos envolvidos no sistema para fins de cálculo do real retardamento que agirá sobre os diversos radionuclídeos envolvidos, e deverão ser objeto de estudos futuros, principalmente em um poço piloto. Estudos futuros avaliando a capacidade de adsorção do cimento em longo prazo serão também importantes para avaliação da adsorção em um repositório profundo para fontes seladas tipo poço tubular.

Algumas das investigações que poderão ser feitas no desenvolvimento de uma instalação de deposição incluem: testes *in situ*, com obtenção de testemunhos de sondagem para fins de caracterização geológica de fraturas; perfilagem ótica do poço piloto após instalação; avaliação de diferentes técnicas de sondagem sem uso de água ou fluidos; avaliação de novas técnicas para selagem de poços profundos; avaliação de durabilidade dos diferentes materiais componentes do sistema; formulações expansivas de materiais para selagem do repositório, incluindo substâncias que também possuam forte poder de adsorção dos radionuclídeos de interesse; monitoramento de gradientes de pressões por meio de sondas, no entorno de um futuro repositório profundo; taxa de lixiviação de radionuclídeos, em meios com baixo fluxo de água subterrânea, em corpos de prova que simulem um ambiente geológico profundo, com degradação das embalagens metálicas que envolverão fontes seladas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1 AGUIAR, Lais A., ***Avaliação de risco de um repositório próximo à superfície na fase pós-fechamento em cenário de liberação de radionuclídeos por infiltração de água***. 2006. Tese (doutoramento) Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2006.

2 ALDRED, J.; **Water** ***transport due to wick action through concrete***. Thesis. Curtin University of technology. 2008.

3 ANGUS, M. J.; CRUMPTOM, C.; MCHUGH, G.; MORETON, A. D.; ROBERTS, P. T.; ***Management and disposal of Disused Sealed Radioactive Sources in the European Union***. United Kingdom: Safeguard International Ltd, 2000. OX14 3EB.

4 BLERK, J.J. VAN; VIVIER, J.J.P.; PIROW, P.; ANDREOLI, M.A.G. HEARD, R.G. ***The borehole disposal concept for spent sources***. Pretoria: Atomic Energy Corporation, 1999 (GEA-1353).

5 BOUKHELIFA, L.; MORONI, N.; JAMES, S.G.; LE ROY-DELAGE, S.; THIERCELIN, G.; LEMAIRE, G. ***Evaluation of cement systems for oil and gas-well zonal isolation in a full-scale annular geometry***. SPE Drilling & Completion. Março, 2005. SPE 87195.

6 BRADY, P.; ARNOLD, B.; FREEZE , G.; SWIFT, P.; BAUER, S.; KANNEY, J.; RECHARD, R.; STEIN, J.; ***Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive***. Waste. SANDIA REPORT SAND2009-4401, EUA, jul. 2009.

7 BÜTOW, E.; HOLZBECHER, E.; KOSS, V.; ***Modelling of migration of radionuclides from the Ellweiler uranium mill tailings***. Groundwater Quality: Remediation and Protection (Proceedings of the Prague Conference, maio 1995). IAHS Publ. no. 225, 1995.

8 COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRA DE IGUAPE E LITORAL SUL – CBH-RB. ***Estudos de Fundamentação da Cobrança Urbana e Industrial pelo Uso dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul.*** São Paulo:CBH-RB, 2010.

9 CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. "Águas subterrâneas – Aquífero Guarani". Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/Qualidade-da-?gua-Subterr?nea/63-Guarani>. Acesso em: 20 out. 2012.

10 CRONSTRAND, P.; **Assessment *of uncertainty intervals for sorption coefficients.*** SKB – Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Suécia, dez. 2005.

11 DRILLING AHEAD – World Oilfield Network. Disponível em: <http://www.drillingahead.com/forum/topics/transocean-deepwater-horizon-1?commentId=3116006%3AComment%3A116569> Acesso em: 8 mar. 2013.

12 ELIANA RODRIGUES LEITE, ROSANA LÁGUA DE OLIVEIRA, ROBERTO VICENTE. **Safety *indicators in Borehole Disposal of Sealed Radioactive Sources***. In: Associação Brasileira de Energia Nuclear. 2009 International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2009, Rio de Janeiro,RJ, Brazil, 27 set. até 02 out. 2009.

13 ELSAM/ELKRAFT. ***Disposal of High-level Waste from Nuclear Power Plants in Denmark.*** Salt Dome Investigations. ELSAM Frederica, Denmark and ELKRAFT Baler,Denmark. 1981.

14 ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. ***Pre and Post Well Integrity Methods for Hydraulically Fractured/Stimulated Wells.*** EPA 2012. Disponível em: <http://www.epa.gov/hfstudy/preandpostwellintegritymethodsforhfstimulatedwells.pdf > Acesso em: 30 out. 2012.

15 FOSTER, S.S.D. 1987. ***Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants***. TNO Committee on Hydrological Research Information, 38.

16 FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R.C.A. 1988. ***Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data***. Lima: CEPIS/PAHO/WHO, 78p.

17 FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A.; ***Groundwater.*** Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ. 604 pp. 1979.

18 FUENKAJORN, K.; DAEMEN, J.J.K., ***Sealing of boreholes and underground excavations in rock.*** London: Chapman & Hall, 1996.

19 GOVERNO DE ESTADO DE SÃO PAULO.; ***Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo.*** Versão 2.0 São Paulo: Conselho Estadual de Recursos Hídricos, 2007.

20 GRAY, K.E.; PODNOS, E.; BECKER, E. ***Finite element studies of near-wellbore region during cementing operations: Part I.*** Society of Petroleum Engineers. SPE Production ond Operations Symposium. Oklahoma City, USA. 31 mar. até 03 abr. 2007. SPE 106998.

21 HEATH, M.G.; DURRANCE, E.M. ***Hydrogeological investigations at an experimental site in granite, south west England, in relation to the transport of***

radionuclides through fractures rock. Nuclear and Chemical Waste Management , Volume 5, Issue 4. 1985, Pages 251-267.

22 HU, Q.; MORI, A. ***Radionuclide Transport in Fracture-Granite Interface Zones.*** Lawrence Livermore National Laboratory, EUA. Set. 2007.

23 HUERTA, Nicolas J. "Studying Fluid leakage along a cemented wellbore: the sustained casing pressure analogue, the influence of geomechanics and chemical alteration on leakage pathway conductivity, and implications for CO_2 sequestration". 2009. Tese (mestrado) – University of Texas at Austin, Texas, EUA. 81 p. Disponível em: < www.pge.utexas.edu/theses09/huerta.pdf > Acesso em: 15 set. 2012.

24 INSTITUTO GEOLÓGICO. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo**. Cadernos de Educação Ambiental. 2008.

25 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Generic Post-Closure Safety Assessment for Borehole Disposal of Disused Sealed Sources.*** Draft Safety Report, abr. 2005.

26 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Specific Safety Guide Borehole Disposal Facilities for Radioactive Waste.*** IAEA, Vienna, 2009. (Safety Standards Series No. SSG-1).

27 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***BOSS: Borehole Disposal of Disused Sealed Sources: A technical manual.*** IAEA, Vienna, 2011. (IAEA-TECDOC-1644).

28 JUTTEN, J.J.; HAYMAN, A.J. ***Microannulus effect on cementation logs: Experiments and case histories.*** Society of Petroleum Engineers. SPE Asia Pacifica Oil & Gas Conference & Exhibition. Singapore. 8 a 10 fev. 1993. SPE 25377.

29 KOZAK, M.W.; STENHOUSE, J.H.; BLERK, J.J. VAN; HEARD, R.G. ***Borehole disposal of spent sources.*** Volume II. Initial safety assessment and evaluation of the disposal concept Pretoria: Atomic Energy Corporation, 1999 (GEA-1353).

30 LEITE, E.; ***Indicadores de segurança para um depósito final de fontes radioativas seladas.*** 2012. Dissertação (mestrado) IPEN – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP, Brasil, 2012.

31 METCALFE, R.; WATSON, S.P.; REES, J.H.; HUMPHREYS, P.; KING, J., ***NDA worl on Gas generation and migration from a deep geological repository for radioactive waste.*** Rio House, UK: UK Environmental Agency, 2008. (NWAT/NDA/RWMD/2008/002).

32 M.I. OJOVAN, I.A. SOBOLEV, A.E. ARUSTAMOV. ***Borehole Disposal of Spent Sealed Radiation Sources.*** In: International Atomic Energy Agency, European Commission, Nuclear Energy Agency, World Health Organization. International

conference on the safety of radioactive waste management. Cordoba (Spain) 13 a17 mar. 2000. IAEA, Vienna, 2000. p.10-13.

33 POHLL, G; HASSAN, A.; CHAPMAN, J.; PAPELIS, C; ANDRICEVIC, R. ***Modeling groundwater flow and radioactive transport in fractured aquifer.*** University and Community College System of Nevada, USA, 1999.

34 POHLL, G; CHAPMAN, J.; HASSAN, A.; PAPELIS, C; ***Evaluation of Groundwater Flow and Radionuclide Transport at the faultless underground nuclear test, Central Nevada Test area.*** University and Community College System of Nevada, USA, 1999.

35 POHLMANN, K.; YE, M.; REEVES, D.; ZAVARINN, M.; DECKER, D.; CHAPMANN, J.; ***Modeling of Groundwater Flow and Radionuclide Transport at the Climax Mine sub-CAU.*** Nevada Test Sítio, USA, 2007.

36 SALAZAR, A.; BATES, E.A.; DRISCOLL, M.J.; ***Plugging of Deep Boreholes Used for HLW Disposal.*** Transactions of the American Nuclear Society, Vol. 107, San Diego, California, 11 a 15 nov. 2012.

37 SCHLUMBERGER. "Oilfield Glossary". Disponível em: <http://www.glossary.oilfield.slb.com/Display.cfm?Term=microannulus> Acesso em: 30 out. 2012.

38 SCHNEIDER, K J AND PLATT, A M (Editors). ***High-level radioactive waste management alternatives.*** Battelle Pacific North-West Labs., USA, 1974. (Report BNWL-1900).

39 SILVEIRA, Cláudia S.; ***Migração de radionuclídeos em meio fraturado: Estudo numérico da convecção/difusão na fratura e difusão na rocha matriz e solução numérica para o modelo de dissolução de solubilidade limitada.*** 2008. Dissertação (mestrado) Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2008.

40 SKB – SWEDISH NUCLEAR FUEL AND WASTE MANAGEMENT CO.; ***What requirements does the KBS-3 repository make on the host rock? Geoscientific suitability indicators and criteria for siting and site evaluation.*** Suécia, abr. 2000. (SKB TR-00-12).

41 SKB – SWEDISH NUCLEAR FUEL AND WASTE MANAGEMENT CO.; ***Planning report for the safety assessment SR-Can.*** Suécia, jun. 2003. (SKB TR-03-08).

42 SKB – SWEDISH NUCLEAR FUEL AND WASTE MANAGEMENT CO.; ***Groundwater flow and hydraulic gradients in fractures and fracture zones at Forsmark and Oskarshamn.*** Suécia, out. 2008. (SKB R-08-113).

43 VICENTE R. ***Management of spent sealed sources.*** Thesis. São Paulo: University of Sao Paulo; 2002.

44 VICENTE, R. ***Disposal of Disused Sealed Radiation Sources in Boreholes.*** Paper no. 7249; WM'07 Conference, 25 fev. A 01 mar. 2007, Tucson, AZ.

45 VICENTE, R. ***Qualitative Performance Assessment of a Borehole Disposal System.*** paper no. 7248; WM'07 Conference, 25 fev. A 01 mar. 2007, Tucson, AZ.

46 WHITE, Frank M.; ***Mecânica dos fluidos.*** 4ª Edição. McGraw-Hill Interamericana do Brasil, 2002.

47 ZIMBRES, Eurico. "O Aquífero Guarani". Disponível em: <http:// www.meioambiente.pro.br/agua/guia/guarani.htm> Acesso em: 20 out. 2012.