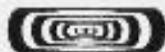


ATENÇÃO

O ORIGINAL DESTE ÍTEM NÃO FORNECE CONDIÇÕES
PARA OBTER UMA CÓPIA DIGITALIZADA COM
MELHOR QUALIDADE



CNEN/SP

ipen Instituto de Pesquisas
Energéticas e Nucleares

AUTARQUIA ASSOCIADA A UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO

INTERCOMPARAÇÃO DE MODÉLOS MATEMÁTICOS DE TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS NA GEOSFERA

SHUKAIR MAHMUD SAID SHUKAIR

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

Orientador:
Dr. Goro Hiromoto

São Paulo
1996

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**INTERCOMPARAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS DE
TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS NA GEOSFERA**

Shukair Mahmud Said Shukair

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

Orientador:

Dr. Goro Hiromoto

SÃO PAULO

1996



Aos meus pais, Mahmud e Lawthar.

Aos meus irmãos, parentes e amigos.

*Ao Prof. Dr. Achilles A. Suarez
(in memoriam)*

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Achilles A. Suarez (in memoriam), pela confiança, orientação, discussão e apoio para a realização deste trabalho.

Ao Dr. Goro Hiromoto, pelo incentivo, sugestão, discussão e orientação na continuação deste trabalho.

Aos professores do Instituto de Geociências pelo incentivo e discussão.

Aos companheiros e companheiras da Supervisão de Rejeitos e Descontaminação pelo auxílio, discussão e incentivo.

À Comissão de Pós-Graduação (CPG) do IPEN, pelo atendimento atencioso.

Aos funcionários da biblioteca do IPEN e do Instituto de Geociências, pelo auxílio e eficiência.

Aos companheiros e companheiras do Centro de Processamento de Dados (CPE), pelo auxílio na elaboração do texto e figuras.

A Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEEN), pelo auxílio financeiro.

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, pela oportunidade de realização do trabalho.

INTERCOMPARAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS DE TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS NA GEOSFERA

Shukair Mahmud Said Shukair

RESUMO

Neste trabalho são apresentados o modelo matemático de transporte de radionuclídeos na geosfera, utilizado no *Test Case 2A* do projeto NSARS, e os resultados de sua intercomparação com os outros modelos. O NSARS é um programa de pesquisa coordenado pela Agência Internacional de Energia Atômica (AIEA), destinado à intercomparação de modelos matemáticos correntemente utilizados para avaliação de segurança radiológica de repositórios para rejeitos radioativos, construídos próximos à superfície. Em cada exercício, a AIEA fornece a definição de um cenário específico, para que seja determinada a distribuição temporal da concentração de radionuclídeos em pontos escolhidos da geosfera e da biosfera e a dose decorrente no homem. No exercício 2 foi fornecido um termo-fonte de liberação hipotético e dados climatológicos e hidrogeológicos reais de um sítio existente nos EUA. Os resultados apresentados pelos vários países participantes mostraram uma dispersão de dezenas de ordens de magnitude nos valores de dose máxima obtidos, provavelmente em virtude de diferentes interpretações dos dados hidrogeológicos fornecidos pela AIEA. Comparou-se também o modelo adotado pelos autores com aqueles apresentados por cada país participante do exercício, uniformizando-se os respectivos dados de entrada dos modelos.

INTERCOMPARISON OF MATHEMATICALS MODELS OF RADIONUCLIDES TRANSPORT IN THE GEOSPHERE

Shukair Mahmud Said Shukair

ABSTRACT

This paper presents the results obtained from intercomparison studies performed with the radionuclides transport models presented in the Test Case 2A of the International Atomic Energy Agency (IAEA) Coordinated Research Programme "Safety assessment of near-surface radioactive waste disposal facilities (NSARS)". In this exercise, IAEA provided one specific scenario, defining a hypothetical source term and hydrogeological characteristics of a waste disposal site, and the participants were requested to evaluate the maximum individual doses outside the site. The model adopted by the authors was intercompared with models presented by others participants, using the same input data. The results showed a widespread values of the dose , as well as a large dispersitivity in the values of the time which the maximum of doses occurs.

SUMÁRIO

	Pagina
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Ciclo do combustível.....	2
1.1.1. Geração de rejeitos.....	3
1.1.1.1. Rejeitos da mineração.....	4
1.1.1.2. Rejeitos do beneficiamento.....	4
1.1.1.3. Rejeitos da conversão.....	5
1.1.1.4. Rejeitos do enriquecimento.....	6
1.1.1.5. Rejeitos da fabricação do combustível.....	6
1.1.1.6. Rejeitos dos reatores.....	7
1.1.1.7. Rejeitos do reprocessamento.....	7
1.2. Repositório para rejeitos radioativos.....	8
1.3. NSARS.....	10
1.4. Objetivo do Trabalho.....	11
2. DESCRIÇÃO DO CENÁRIO.....	12
2.1. Exercício de Intercomparação.....	12
2.2. Termo fonte.....	12
2.3. Caracterização do sítio.....	14
2.3.1. Localização do sítio.....	15
2.3.2. Topografia.....	15
2.3.3. Meteorologia e climatologia.....	15
2.3.4. Geologia.....	17
2.3.4.1. Período triássico.....	17
2.3.4.2. Período cretáceo.....	18
2.3.4.3. Período terciário.....	19

2.3.4.4. Período quaternário	20
2.3.5. Hidrogeologia	21
2.3.5.1. Zona vadosa	21
2.3.5.2. Zona saturada	22
2.3.6. Geoquímica.....	28
2.3.7. Dados dosimétricos	28
3. DESCRIÇÃO DOS MODELOS UTILIZADOS	30
3.1. IPEN - BRASIL	30
3.1.1. Zona vadosa	30
3.1.1.1. Lixiviação dos radionuclídeos na zona vadosa	31
3.1.1.2. Transporte dos radionuclídeos na zona vadosa.....	32
3.1.2. Transporte dos radionuclídeos na zona saturada	33
3.1.3. Cálculo de dose.....	37
3.2. SANDIA-USA	37
3.3. CIRP-CHINA.....	38
3.4. AECL-CANADÁ.....	39
3.5. INDIA-BARC.....	39
3.6. DOE-USA	40
3.7. IPSN-FRANÇA	40
3.8. IBMH-FEDERAÇÃO DA RÚSSIA.....	41
3.9. CNEA-ARGENTINA	41
3.10. ANSTO-AUSTRÁLIA.....	42
3.11. JAERI-JAPÃO.....	42
3.12. NRI-REPÚBLICA TCHECA.....	43
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1. Dados de entrada.....	44
4.2. Resultados dos modelos dos países participantes.....	45

4.3. Resultados do modelo utilizado pelo IPEN com os dados de entrada dos demais países.....	53
4.4. Comparação dos resultados.....	59
4.5. Discussão dos resultados	66
4.5.1. Cenário poço	66
4.5.2. Cenário nascente	68
4.5.3. Razão de dose e tempo máximo.....	69
5. CONCLUSÃO	82
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83

1. INTRODUÇÃO

A geração de detritos é um resultado normal da atividade humana. Alguns destes detritos não são necessariamente tóxicos, podendo ser reciclados ou eliminados no meio ambiente sem causar dano à saúde do homem e ao ecossistema. No entanto existem detritos extremamente perigosos, como certos produtos químicos, metais pesados e rejeitos radioativos, para os quais devem ser tomados certos cuidados a fim de se minimizar a exposição dos trabalhadores durante seu manuseio, bem como dos indivíduos do público em geral.

Nas últimas décadas, o consumo crescente de produtos originados do desenvolvimento da sociedade tem gerado um grande volume de detritos. Para isso planejamentos bem definidos e estruturas organizacionais são necessárias para assegurar que a produção de detritos seja mínima e isolá-los em locais que possam oferecer segurança ao homem e ao meio ambiente por um longo tempo.

O desenvolvimento da tecnologia nuclear, em particular, tem gerado quantidades crescentes de rejeitos radioativos. Eles são provenientes, em grande parte, das atividades do ciclo do combustível e desmantelamento de instalações nucleares e, em menor quantidade, da produção e utilização de radioisótopos na medicina, indústria e pesquisa [22].

1.1. Ciclo do combustível

O ciclo do combustível consiste em um sistema de operações e de instalações utilizadas na obtenção, preparação, uso e reconstituição de combustível nuclear. As etapas principais são: a extração do minério de urânio, a concentração e purificação do minério, a conversão do U_3O_8 em UF_6 , o enriquecimento isotópico, a reconversão de UF_6 em UO_2 , a fabricação do combustível, sua queima no reator e o seu reprocessamento [33, 42]. O transporte de materiais entre as instalações, tratamento e estocagem de rejeitos radioativos são operações que podem ser incluídas no ciclo do combustível nuclear[17, 22].

O minério de urânio é extraído do ambiente geológico e transferido para a usina de beneficiamento, onde é purificado e concentrado dando origem ao *yellow cake* (U_3O_8). Esse material é levado, em seguida, à usina de conversão e transformado em hexafluoreto de urânio (UF_6). Esse composto é enviado à usina de enriquecimento, onde a concentração do isótopo ^{235}U é aumentada. Posteriormente, o hexafluoreto enriquecido é transformado em dióxido de urânio (UO_2) e finalmente em elementos combustíveis. Os combustíveis são usados no reator nuclear para gerar energia. Após um tempo de vida útil, os elementos combustíveis são retirados do reator e colocados em reservatórios com água ou poços secos sob controle radiológico até a resolução sobre o seu destino final. Na fase seguinte pode-se tomar dois rumos, sendo um em que o combustível é acondicionado em recipientes próprios e transferido para um local de

armazenagem temporária ou diretamente ao repositório final, e outro no qual os combustíveis são transferidos à usina de reprocessamento para a recuperação de urânio e plutônio [42].

1.1.1. Geração de rejeitos.

Os rejeitos radioativos originados à partir das principais etapas do ciclo do combustível apresentam diferentes formas físicas, químicas e níveis de atividade.

A classificação dos rejeitos radioativos quanto à sua atividade é feita em três categorias [10, 18, 36]:

1. Rejeitos de atividade alta : presença de níveis altos de emissão beta/gama, quantidades significantes de emissores alfa, com alta radiotoxicidade e geração de calor.

2. Rejeitos de atividade intermediária : presença de níveis intermediários de emissão beta/gama, quantidades insignificantes de emissores alfa, radiotoxicidade intermediária, baixa geração de calor.

3. Rejeitos de atividade baixa : presença de níveis baixos de emissão beta/gama, quantidades insignificantes de emissores alfa, radiotoxicidade baixa, insignificante geração de calor.

Os tipos de rejeitos radioativos gerados durante as principais etapas do ciclo do combustível são os seguintes [29,33,42]:

1.1.1.1 Rejeitos da mineração

A lavra do minério de urânio pode ser realizado por meio de aberturas subterrâneas ou a céu aberto, dependendo do modo de ocorrência da jazida de urânio. A geração de rejeitos nessa primeira fase de obtenção do combustível nuclear é relativamente volumosa, sendo constituída principalmente por água de drenagem da jazida de urânio e por rocha estéril resultante do processo de lavra [33]. Nesta etapa, os rejeitos apresentam níveis de radioatividade relativamente baixos.

1.1.1.2 Rejeitos do beneficiamento

O beneficiamento é composto pelas fases de concentração e purificação do minério de urânio, onde é submetido a processos mecânicos e químicos de separação para a obtenção do *yellow cake*, concentrado composto de 70-90% de U_3O_8 . No processo mecânico ocorre a moagem, seguida da lixiviação para a separação do urânio dos produtos sem interesse. Em seguida, os óxidos de urânio são retirados da lixívia através de processamento químico do tipo extração com solventes ou troca iônica, sendo o produto calcinado para a remoção da água, obtendo-se como resultado o *yellow cake*. Os rejeitos gasosos são produzidos durante a moagem e pulverização do minério, que introduzem no ar partículas de urânio e seus produtos de decaimento. O controle da liberação para o meio ambiente desses rejeitos é feito por um sistema de coleta e retenção de impurezas. Os rejeitos líquidos são constituídos pelas soluções originadas dos processos de moagem, lixiviação e limpeza dos equipamentos. Os rejeitos sólidos

gerados durante a concentração e purificação do minério de urânio constituem-se em partículas de argila e de minerais presentes na rocha portadora. De modo geral, a radioatividade presente nos rejeitos produzidos no beneficiamento é relativamente baixa.

1.1.1.3 Rejeitos da conversão

A conversão do concentrado de U_3O_8 em hexafluoreto de urânio (UF_6) tem como objetivo principal produzir matéria prima para a usina de enriquecimento isotópico, que utiliza o UF_6 para separar o urânio natural em seus isótopos de interesse: U-228 e U-225. Os rejeitos radioativos gerados na obtenção do UF_6 são de dois tipos: cinzas não voláteis e soluções líquidas provenientes da extração com solvente, dependendo do método escolhido: hidrofúor ou extração com solvente, respectivamente [31]. Os rejeitos líquidos que possuem maiores níveis de radioatividade não são liberados diretamente no meio ambiente, permanecendo em tanques de evaporação. O rádio, tório e os isótopos de urânio estão presentes na forma não volátil, de modo que ficam acumulados nos tanques onde permanecem armazenados. As cinzas são compostas de ferro, cálcio, magnésio, cobre e outros fluoretos não voláteis. Elas são continuamente removidas do processo e reagem com fluoretos para recuperação do urânio, diminuindo assim a sua concentração no rejeito.

1.1.1.4 Rejeitos do enriquecimento

O enriquecimento isotópico do urânio a partir do hexafluoreto é uma etapa obrigatória para que se possa utilizá-lo como combustível nuclear na maioria dos reatores. A concentração do isótopo U-225 no urânio obtido na natureza é aproximadamente 0,7%, valor esse que deve atingir de 2-4% no processo de enriquecimento [33]. Os rejeitos líquidos do enriquecimento são oriundos das operações de limpeza dos equipamentos. Os rejeitos sólidos são formados por pequenas quantidades de metais precipitados e sólidos em suspensão, contidos nos efluentes líquidos originados durante as operações de limpeza dos equipamentos.

1.1.1.5 Rejeitos da fabricação do combustível

A fabricação dos elementos combustíveis inclui, numa primeira fase, a conversão do UF_6 gasoso enriquecido em pastilhas de UO_2 sinterizadas. As operações para a fabricação dos elementos combustíveis representam a última etapa do processamento do urânio antes da sua queima no reator. A fração gasosa é produzida no processo de conversão do UF_6 em UO_2 , sendo liberada na atmosfera após passar por filtros de alta eficiência para particulados (HEPA). O ar contaminado proveniente do sistema de exaustão dos locais onde o UO_2 pulverizado é manuseado e os gases produzidos pela incineração de resíduos combustíveis, que são também gerados durante a fabricação dos elementos combustíveis, passam pelo mesmo processo de filtragem antes de sua liberação. Os rejeitos líquidos mais importantes são as soluções residuais contendo tório

resultante do decaimento do isótopo U-228. O rejeito sólido produzido nessa fase é o CaF_2 proveniente da precipitação à partir de soluções radioativas residuais [33].

1.1.1.6 Rejeitos dos reatores

Os rejeitos radioativos gerados nas centrais nucleares durante a queima do combustível no reator contêm normalmente produtos de fissão, produtos de ativação e de corrosão. Os rejeitos líquidos resultantes da operação do reator são aqueles provenientes dos laboratórios, das operações de descontaminação e do sistema de tratamento do moderador; os rejeitos sólidos consistem, principalmente, das resinas exauridas, filtros, roupas contaminadas, papéis, concreto, equipamentos contaminados, encamisamentos e o próprio elemento combustível gasto [22]. Este último deverá permanecer em tanques de água para esfriamento e para que haja tempo suficiente para o decaimento radioativo dos radionuclídeos de meia vida curta, permitindo assim um manuseio mais seguro visando as operações de reprocessamento.

1.1.1.7 Rejeitos do reprocessamento

A recuperação dos isótopos físeis presente nos elementos combustíveis gastos é realizada por meio das operações de reprocessamento, contituído por diversos tratamentos que visam, basicamente, o reaproveitamento do elemento combustível para a reutilização no reator [33].

As operações de reprocessamento geram rejeitos radioativos líquidos e sólidos. Os rejeitos sólidos são representados pelas peças que compõem as estruturas de revestimento, encamisamento e outros resíduos insolúveis que são gerados durante a dissolução do combustível gasto. Esses rejeitos podem conter produtos de ativação, produtos de fissão, urânio e plutônio. O principal rejeito líquido radioativo consiste da solução do ácido nítrico usado na dissolução do combustível; essa solução contém produtos de fissão e actínideos com nível alto de atividade de [22].

Os rejeitos radioativos podem ser liberados para o meio ambiente, desde que a concentração ou atividade estejam abaixo dos limites estabelecidos pelas normas de cada país. Os rejeitos radioativos que não satisfazem estas normas estabelecidas devem ser dispostos em locais apropriados denominados, repositórios [40].

1.2. Repositórios para rejeitos radioativos

Os repositórios são instalações que tem a função de reter e isolar os radionuclídeos contidos nos rejeitos dispostos, para minimizar o dano ao homem e ao meio ambiente, no presente e futuro. A escolha do tipo de repositório depende do nível de atividade, da meia vida dos radionuclídeos e da forma de acondicionamento dos rejeitos [18, 21].

Existem vários tipos de repositórios para a disposição dos rejeitos radioativos: cavidades rochosas, minas abandonadas, poços profundos, locais

superfícies ou subsuperfície, e em rochas de baixa permeabilidade [19, 39, 40], onde os radionuclídeos podem ser injetados sob forma de fluidos auto-solidificantes

A escolha de locais para a construção dos repositórios exige a obtenção e a determinação de parâmetros inerentes à retenção e migração de radionuclídeos no solo e às variáveis relacionadas com a litosfera (geologia, geoquímica, hidrogeologia, geomorfologia) e a biosfera (climatologia, hidrologia, águas superficiais, geografia) [40]. As informações obtidas a partir dos parâmetros relativos à litosfera e biosfera permitem avaliar a segurança dos repositórios através de modelos matemáticos [20].

Os modelos matemáticos são representações matemáticas de um modelo conceitual para um sistema físico, químico ou biológico, através de expressões matemáticas designadas para ajudar o entendimento e/ou permitir prever o comportamento do sistema, em condições específicas [55]. As resoluções das expressões matemáticas utilizadas no modelo conceitual podem ser feitas através de métodos analíticos ou numéricos [7].

Os dados necessários à avaliação de segurança podem ser obtidos na literatura, experimentos de laboratórios, testes "in situ" e observações de campo. Quando adequadamente aplicados em um modelo matemático, poderão permitir calcular a dose de radiação a ser absorvida pelo homem, através da qual pode-se avaliar a segurança do repositório [20, 25].

Considerando os repositórios subsuperficiais é provável que os rejeitos terão contato com a água de superfície, resultando na liberação de radionuclídeos que podem atingir a biosfera e, principalmente, os aquíferos. Pelo fato de não existir uma metodologia única e exata para avaliação desta segurança, usa-se o modelo matemático aplicado à concepção do repositório, que através desta pode reproduzir o comportamento da natureza e assim tentar prever o que irá acontecer no decorrer do tempo [8, 25].

1.3. NSARS

Para aumentar a confiabilidade associada às metodologias de avaliação de segurança para repositórios, o NSARS - "The Safety Assessment of Near-Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (Near- Surface Radioactive Waste Disposal Safety Assessment Reliability Study)", um programa de pesquisa coordenado pela Agência Internacional de Energia Atômica (AIEA), tem como finalidade a intercomparação e validação de modelos matemáticos utilizados para avaliação de segurança radiológica de repositórios de rejeitos radioativos construídos próximos à superfície. A AIEA propôs a vários países exercícios de intercomparação e validação dos modelos matemáticos.

O primeiro exercício de intercomparação, denominado *Test Case 1*, foi realizado durante 1990 - 1991, e teve como objetivo a intercomparação de modelos integrados de análise de segurança, incluindo a modelagem do termo-

fonte, transporte dos radionuclídeos através da geosfera, cálculo de dose e intrusão futura no repositório.

O segundo exercício foi realizado durante 1991-1992 (*Test Case 2A*). Neste exercício foi fornecido um cenário específico para a determinação da distribuição temporal de dose em um ponto escolhido da biosfera, a partir de dado termo fonte de liberação e dados climatológicos e hidrogeológicos reais de um sítio existente nos EUA [23].

O terceiro exercício foi realizado durante 1993-1994 (*Test Case 2B*). Esse exercício se caracterizou na modelagem do termo fonte e da zona vadosa para dois tipos de repositórios de subsuperfície, isto é, um contendo barreira de engenharia e outro sem a estrutura mencionada.

O quarto exercício foi realizado durante o período 1994-1995 (*Test Case 2C*) no qual se efetuou uma modelagem integrada entre o termo fonte, a geosfera e a biosfera.

1.4. Objetivo do trabalho

Este trabalho envolve o *Test Case 2A* e tem como objetivo a realização de um estudo de intercomparação dos resultados obtidos pelos vários países participantes do exercício.

2. DESCRIÇÃO DO CENÁRIO

Neste capítulo está descrito o exercício de intercomparação proposto pela AIEA [23].

2.1. Exercício de intercomparação

O exercício foi baseado em um termo fonte hipotético que consiste na liberação dos radionuclídeos, à partir de um repositório de subsuperfície, em direção à água subterrânea resultando na incorporação dos radionuclídeos pelo homem através de dois pontos de captação : um poço (P) e uma nascente (N).

O objetivo do exercício foi intercomparar modelos matemático de transporte de radionuclídeos através da geosfera para estimar as doses máximas absorvidas pelo homem decorrente da ingestão de água proveniente do poço e da nascente.

2.2 Termo fonte

A expressão “termo fonte” é usada para descrever a liberação de radionuclídeos para o meio ambiente à partir de uma instalação. A descrição inclui o inventário (tipo de radionuclídeo e atividade inicial), a forma física e química do radionuclídeo , a taxa de liberação (a quantidade de atividade eliminada por unidade de tempo) e o modo de liberação (configuração geométrica de liberação) [17].

O termo fonte apresentado no exercício proposto consistiu de seis radionuclídeos: H-3, C-14, Ni-63, Sr-90, I-129 e Th-220, cada um com atividade inicial de 1×10^{12} Bq. Os radionuclídeos foram dispostos em um repositório de superfície horizontal quadrada de 300 m x 300 m, localizado na zona vadosa a 5m do aquífero freático, onde as liberações dos radionuclídeos ocorrem uniformemente sobre a área quadrada durante 500 anos. Considerando o decaimento radioativo, atividade inicial do inventário de 1×10^{12} Bq e o período de liberação, a taxa de liberação de cada radionuclídeo é dada pela equação :

$$A(t) = (10^{12}/T_s) e^{-\lambda t}, 0 \leq t \leq T_s \quad (1.1)$$

$$A(t) = 0, t > T_s$$

onde:

λ é a constante de decaimento radioativo

T_s é o período de liberação dos radionuclídeos

Esses radionuclídeos foram escolhidos por abrangerem uma extensa faixa de radiotoxicidade, mobilidade (K_d) e meia-vida, como pode ser observado na Tabela I:

Tabela I: - Meia-vida e coeficiente de distribuição adotados dos radionuclídeos considerados no exercício.

Radionuclídeos	Meia-Vida (a)	Coefficiente de distribuição (cm^3/g)
H-3	12,35	0,0
C-14	5730	2,0
Ni-63	100	9,0
Sr-90	28,8	8,0
I-129	1,6 E7	5,0
Th-220	7,7E4	1500

Com a infiltração da água os radionuclídeos são lixiviados e transportados através da zona vadosa até alcançar o aquífero e, subseqüentemente, são levados pela água subterrânea até o poço (P) e nascente (N). A Figura 1 mostra os cenários propostos pelo exercício.

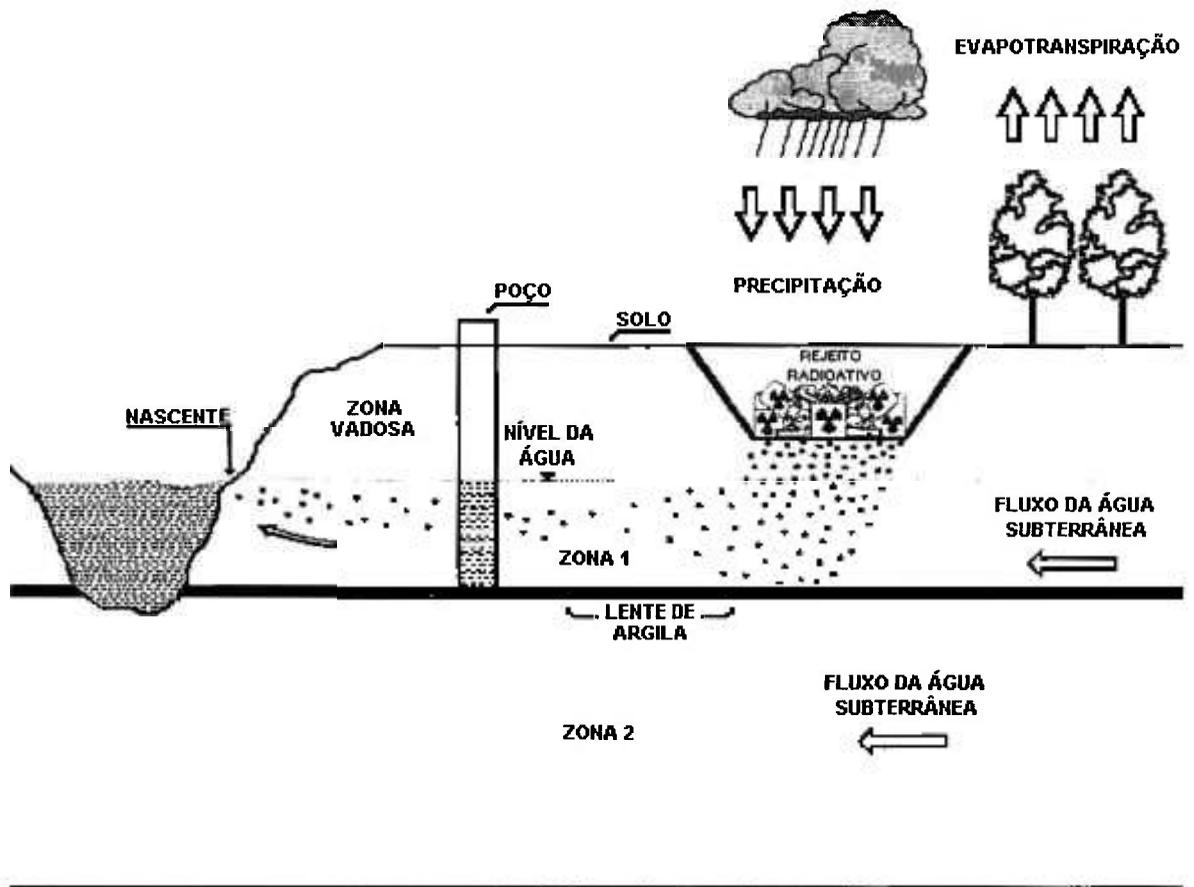


Figura 1 - Transporte dos radionuclídeos através da água subterrânea até o poço e a nascente.

2.3. Caracterização do sítio

São processos de investigações e testes realizados em campo e laboratório para tentar definir as características do sítio que influenciam na estabilidade de um repositório ao longo do tempo e na interação entre o sítio e o seu ambiente [50].

As características que influenciam no comportamento de um repositório estão ligados à hidrologia, topografia, geologia, hidrogeologia, geoquímica, climatologia, entre outros [35].

2.3.1. Localização do sítio

A área de estudo, localizada no sudeste dos Estados Unidos, compreende uma área de aproximadamente 114 km². A área é limitada a oeste e noroeste pelo Large Lake e West River e a leste pelo East River. A área do sítio para disposição dos rejeitos radioativos de atividade baixa é aproximadamente de 1,3 km². A figura 2 mostra a localização da área de estudo e de alguns poços existentes.

2.3.2. Topografia

A topografia da área de estudo varia de 91 m na extremidade setentrional para 46 m na extremidade meridional, indicando um relevo plano a ligeiramente ondulado. A topografia onde está localizado o sítio é relativamente plana com altitudes variando de 70 m a aproximadamente 79 metros.

2.3.3. Meteorologia e climatologia

A água é o principal veículo de transporte dos radionuclídeos, principalmente em situações climatológicas favoráveis [5,36].

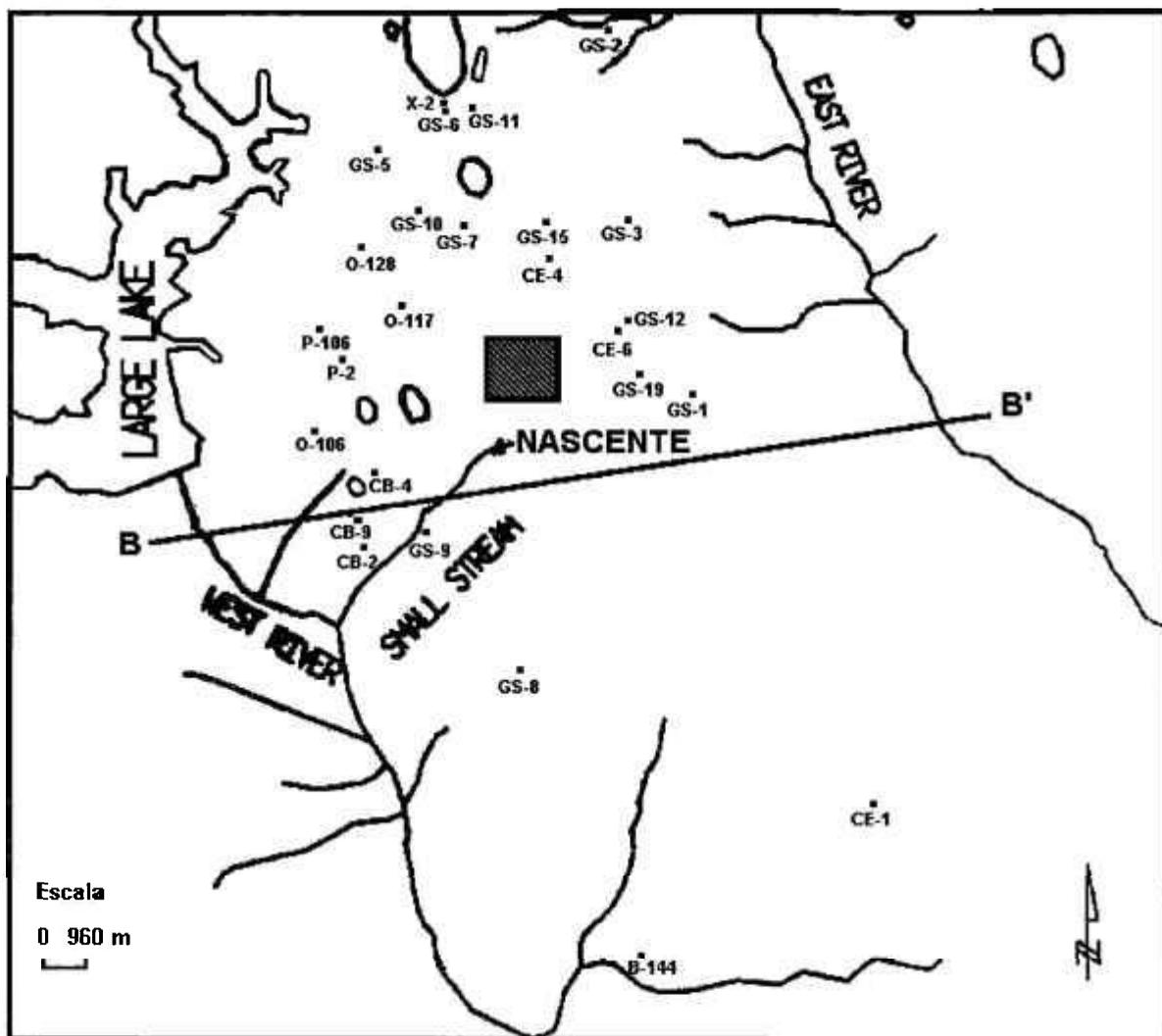


Figura 2 - Mapa da região de estudo mostrando a localização do sítio (área hachurada) e de alguns poços.

Existem três fenômenos que determinam a quantidade de água de precipitação pluviométrica que atinge a biosfera: escoamento superficial, evapotranspiração e infiltração através do solo.

A média anual da precipitação pluviométrica na região, medidas durante 30 anos (1960-1989), é de 120,2 cm/a e a média anual da evapotranspiração, medida durante 27 anos (1964-1990) é de 78 cm/a.

No problema proposto não foi fornecido dados específicos acerca do escoamento superficial.

2.3.4. Geologia

Um extensivo programa de sondagem foi realizado para obter as informações das características geológicas e hidrogeológicas do local onde foi instalado o sítio. A obtenção das informações teve como objetivo : determinar a estratigrafia da área, os tipos de litologias, as espessuras das camadas da zona vadosa e saturada, o nível do aquífero e a direção da água subterrânea.

A área de estudo é constituída por sedimentos inconsolidados de idades que variam do cretáceo inferior ao holoceno. Os sedimentos são formados por seixos estratificados, areias, siltes, argilas e calcários, e estão depositados sobre as rochas consolidadas do triássico.

Na área de estudo as espessuras dos sedimentos inconsolidados são de aproximadamente 320 metros. Embora os sedimentos apresentem esta espessura, somente os 150 metros acima são importantes para a hidrogeologia do sítio. A Figura 3 mostra uma seção geológica dos sedimentos e os limites entre as zonas hidrogeológicas do sítio.

2.3.4.1. Período triássico

As rochas sedimentares estão depositadas em um "graben" que foi formado por falhas normais. As rochas sedimentares são formadas por argilitos, siltitos, areias finas, brechas e fanconglomerados. Os sedimentos são menos

consolidados próximo às superfícies superiores por causa do intemperismo formando areia, argila e silte.

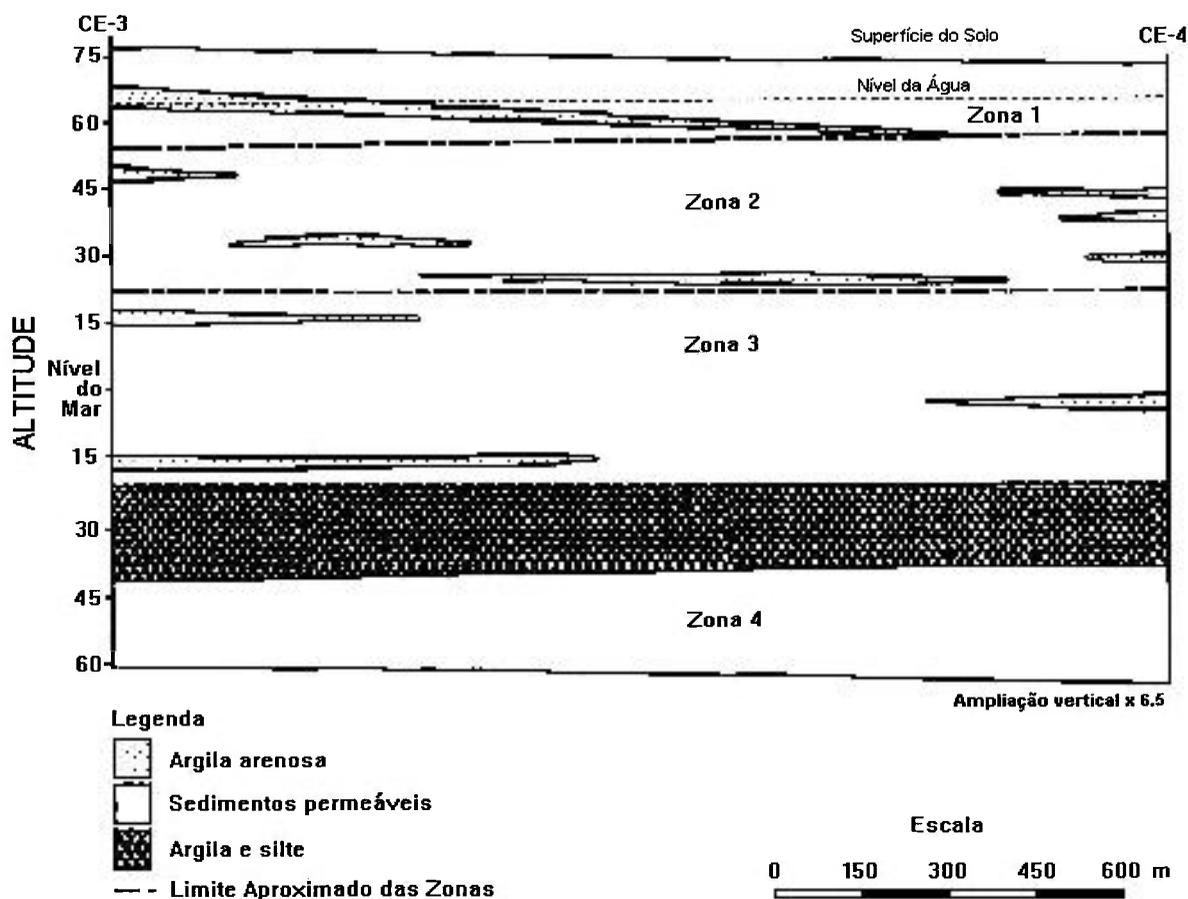


Figura 3 - Perfil geológico do sítio mostrando as zonas e o nível da água.

2.3.4.2. Período cretáceo

Os sedimentos do cretáceo incluem não marinhos da Formação M1 e marinhos da Formação E1. A Formação M1 é constituída principalmente por depósitos fluviais e estuários, formada por areias grosseiras e seixos intercalados por lente ou camadas de argilas de coloração diversificada. A Formação M1 está acima das rochas triássicas e abaixo da Formação E1.

A Formação M1 é caracterizada pela presença de areias e seixos. As areias presentes na Formação E1 são similares às da Formação M1. A principal característica da Formação E1 é a presença de uma camada de argila com uma espessura variando de 12 a 15 metros, localizada na parte superior da formação. Esta unidade litológica separa hidráulicamente os sedimentos inferior dos sedimentos do período terciário.

2.3.4.3. Período terciário

O período terciário é composto por sedimentos marinhos formados pelas Formações C1, M2 e B1 das épocas do eoceno e da Formação H1 das épocas do mioceno. A maior parte das Formações C1 e M2 são formadas por areias indicando zonas permeáveis ao passo que as Formações B1 e H1 contém mais argilas.

Os depósitos mais antigos do terciário na área de estudo são da Formação C1, acima da Formação E1. O contato entre a Formação E1 e a Formação C1 é reconhecida pelo contraste litológico, entre as argilas da Formação E1 e os seixos arenosos da Formação C1. As areias da Formação C1 são mais grosseiras e possuem uma espessura diferente das areias da Formação M2. Essa diferença ocorre à profundidade de 58 metros do sítio , onde lentes de argilas púrpuras estão intercaladas dentro da camada de areias cimentadas.

A Formação M2 contém argilas intercaladas com areias quartzosa de granulação média a grosseira. Na direção leste e sudeste do sítio ocorrem lentes ou camadas de calcáreos silicificados nessa formação. Os sedimentos da Formação B1 ocorrem abaixo do nível da água e contém lentes de areias

intercaladas com argilas e siltes. A Formação H1 possui característica similar à Formação B1.

2.3.4.4. Período quaternário

A formação do período quaternário nas imediações da área de estudo é representado por camadas de areias eólicas que estão acima da Formação H1. As espessuras dessas camadas apresentam um intervalo de poucos centímetros a vários metros. A Figura 4 mostra as unidades estratigráficas que se estendem desde o canto nordeste do sítio até a nascente.

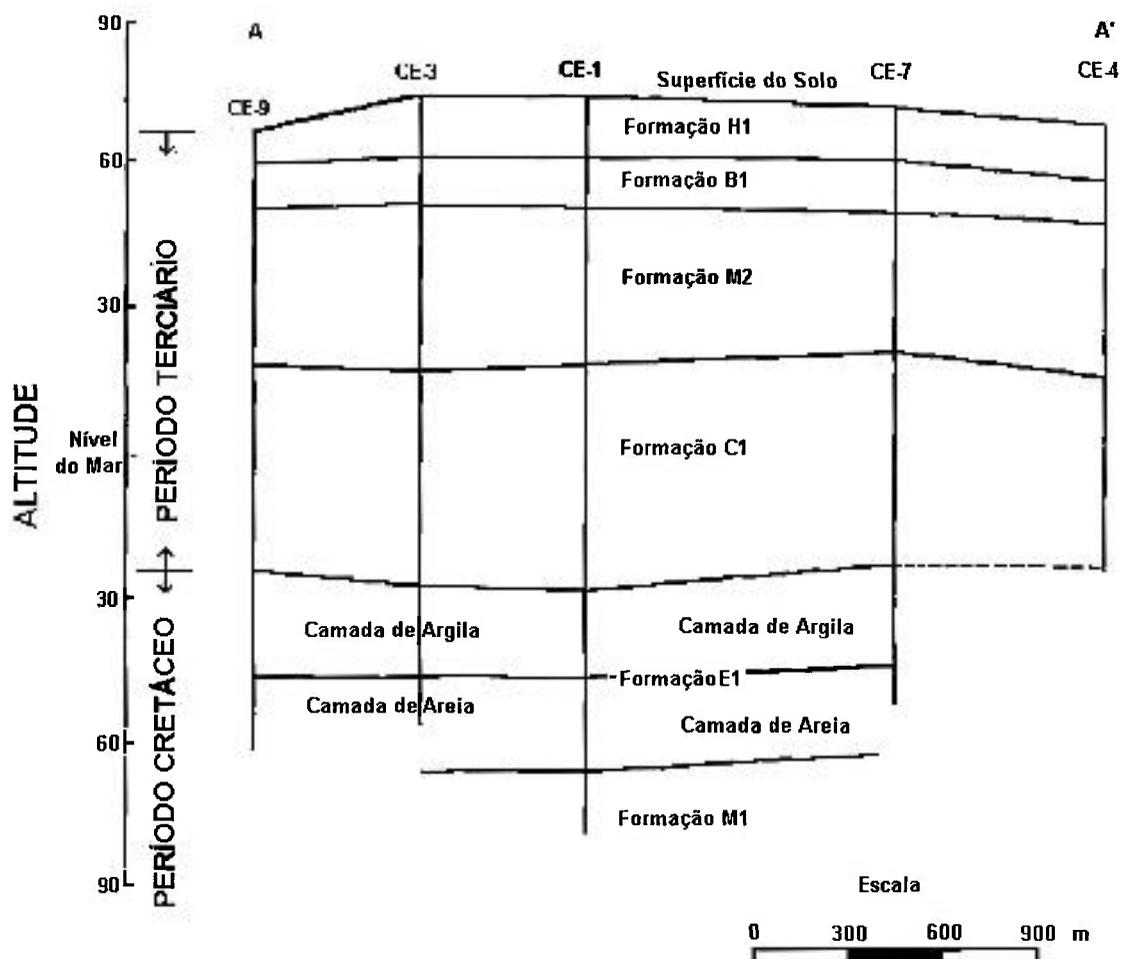


Figura 4 - Coluna estratigráfica na região do sítio.

2.3.5. Hidrogeologia

Uma rede de poços foi estabelecida dentro da área de estudo para obter informações sobre o nível da água, propriedades hidrogeológicas como porosidade e condutividade hidráulica da zona vadosa e zona saturada, direção e sentido do fluxo na zona saturada e o constituinte químico da água subterrânea.

2.3.5.1. Zona vadosa

A zona vadosa, também denominada de zona insaturada, estende-se desde a superfície do solo até a franja capilar (alguns autores incluem a franja capilar na definição da zona vadosa). O termo “zona insaturada” é popularmente usado na legislação de água subterrânea e em muitos livros texto. Pelo fato de encontrar zonas saturadas dentro de uma zona insaturada, o termo zona vadosa descreve com mais acuidade o fenômeno saturado/insaturado nessa zona [5,15].

Na zona vadosa os poros apresentam-se parcialmente preenchidos por água e ar. A zona vadosa consiste de areias eólicas e parte da Formação H1 e apresenta uma espessura variando entre 10 m a 14 m ao redor do sítio.

A precipitação que não é perdida através da evapotranspiração ou por escoamento superficial percola através da zona vadosa. A velocidade de infiltração na zona vadosa é basicamente controlada pela condutividade hidráulica e grau de saturação dos sedimentos não saturados [23]. Os sedimentos da zona vadosa são geralmente areias de granulação fina misturado com pequena quantidade de argila e silte.

A porosidade é relativamente alta, 30 a 40 % para a Formação H1 e os sedimentos superiores da Formação B1. A condutividade hidráulica na zona vadosa, contudo, é geralmente baixa por causa da argila e silte que preenchem os espaços vazios dentro das areias de granulação fina [23].

2.3.5.2. Zona saturada

Como o nome indica, os poros da zona saturada estão totalmente preenchidos por água e o fluxo da água se move horizontalmente a partir de áreas de recargas para áreas de descarga. Os poços foram instalados nessas zonas para avaliar a altura da água à partir de um *datum* (geralmente o nível do mar) e construir mapas potenciométricos que auxiliam na determinação de direção e velocidade da água subterrânea [6].

Os estudos de hidrologia e geologia do sítio, identificaram quatro unidades ou zonas hidrogeológicas. Essas zonas apresentam variação espacial, diferentes superfícies potenciométricas e condutividades hidráulicas [23].

A Figura 5 apresenta uma secção hidrogeológica nas proximidades do sítio.

Zona 1

Os sedimentos da zona 1 que estão na parte inferior da Formação H1 e na parte superior da Formação B1 consistem de areias misturadas com silte e argila; é nesta zona que ocorre o aquífero freático. A parte saturada da zona 1 apresenta uma espessura de aproximadamente 10 m.

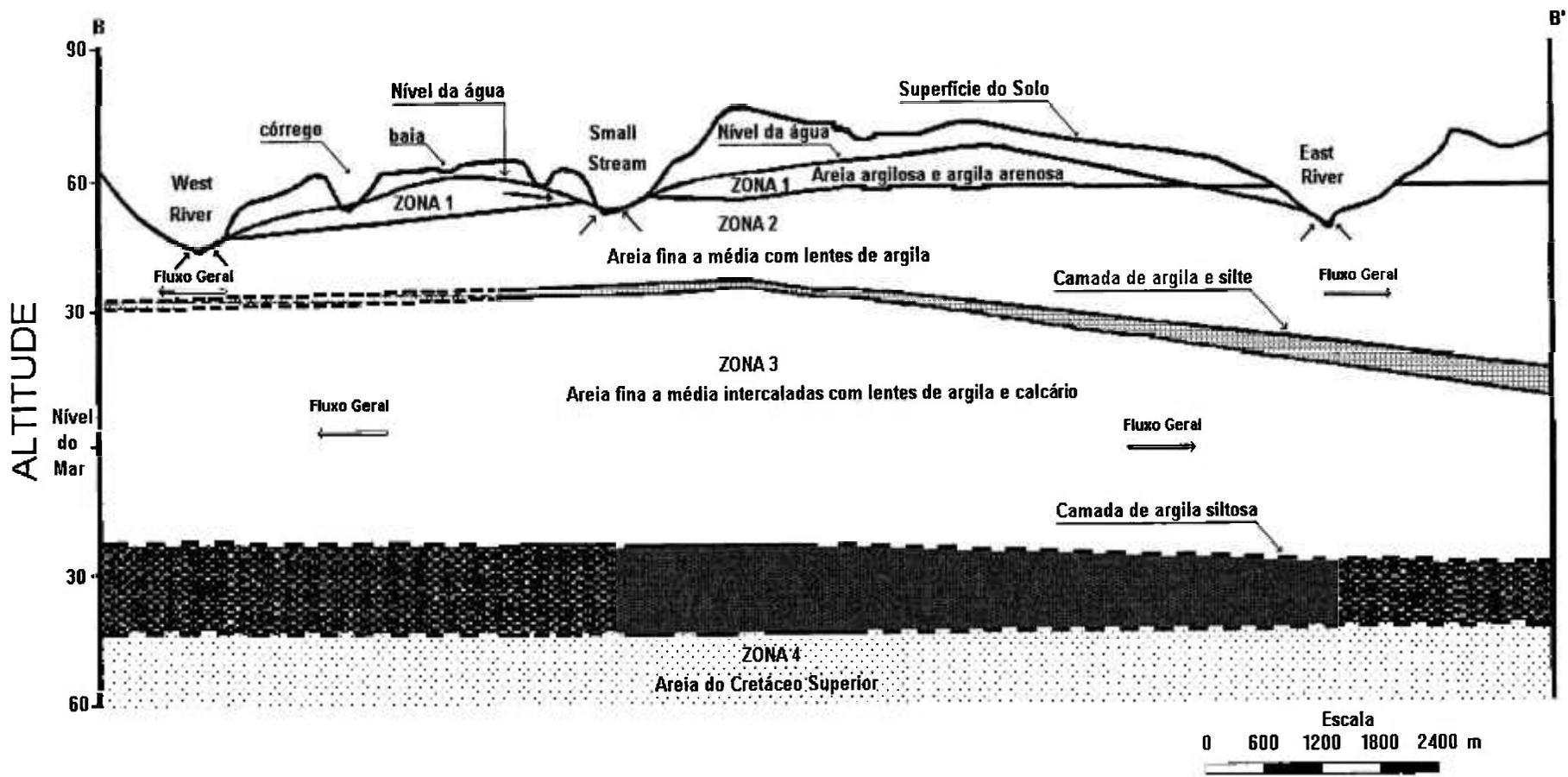


Figura 5 - Secção hidrogeológica próximo ao sítio

A direção do fluxo da água apresentado pelos mapas potenciométricos mostram que a maior parte da água subterrânea na zona 1 flui horizontalmente para direção sul e a sua descarga é feita no Small Stream.

A Figura 6 mostra as superfícies potenciométricas da zona 1.

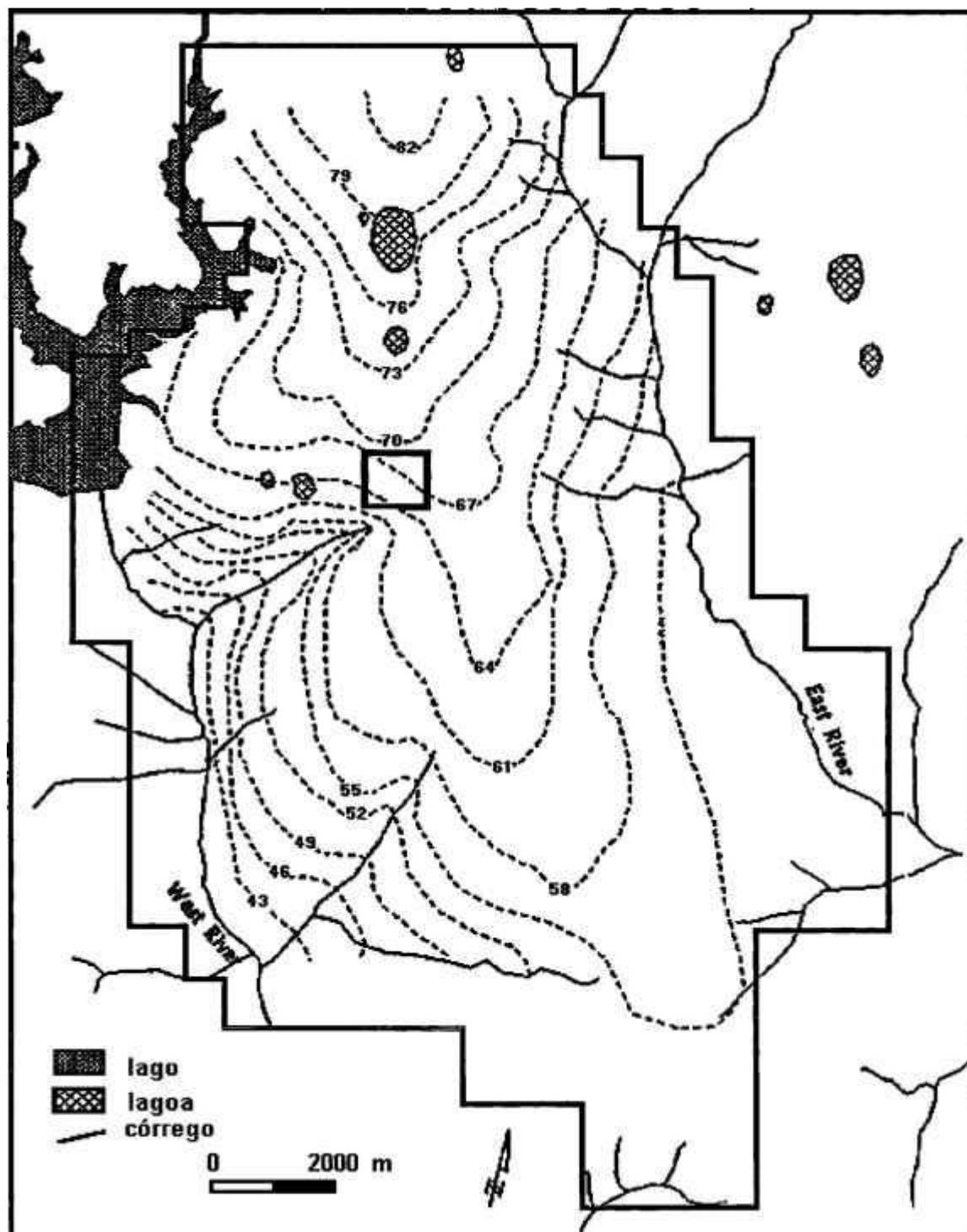


Figura 6 - Mapa potenciométrico correspondente às cargas hidráulicas da Zona 1.

Zona 2

A zona 2 é composta predominantemente pelas areias muito finas a média do Eoceno na parte inferior da Formação B1 e na parte superior da Formação M2. A maior parte das areias tem uma cor amarela causada pela lixiviação do ferro a partir das partículas de silte e argila. Os grãos de areia são subarredondados e compostos por quartzo. As lentes de argilas descontínuas presentes na zona 2 possuem espessuras que variam de poucos centímetros a cerca de um metro. A espessura dessa zona é cerca de 30 metros.

A direção do movimento da água é similar à da zona 1 e a descarga da água subterrânea também ocorre no Small Stream a partir da nascente. O movimento regional da água subterrânea na zona 2 está ilustrada na Figura 7.

Zona 3

A zona 3 consiste principalmente de areia fina a média na parte inferior da Formação M2 e na parte superior da Formação C1. A areia é geralmente formada por quartzo subarredondado semelhante às areias de praia. Há ocorrência de lentes de argila e calcário dentro dessa zona na parte meridional e setentrional da área de estudo. A espessura da zona 3 é de aproximadamente 50 metros.

O topo da zona 3 está abaixo da camada de argila e silte que separa essa zona da zona 2, e ao fundo dessa zona está uma espessa camada de argila siltosa da Formação E1.

Os poços da zona 3 estão localizados a leste da instalação, perto do East River, na parte meridional da área de estudo. A maior parte do fluxo da água subterrânea desses poços encontra-se na camada de calcário. O nível da água

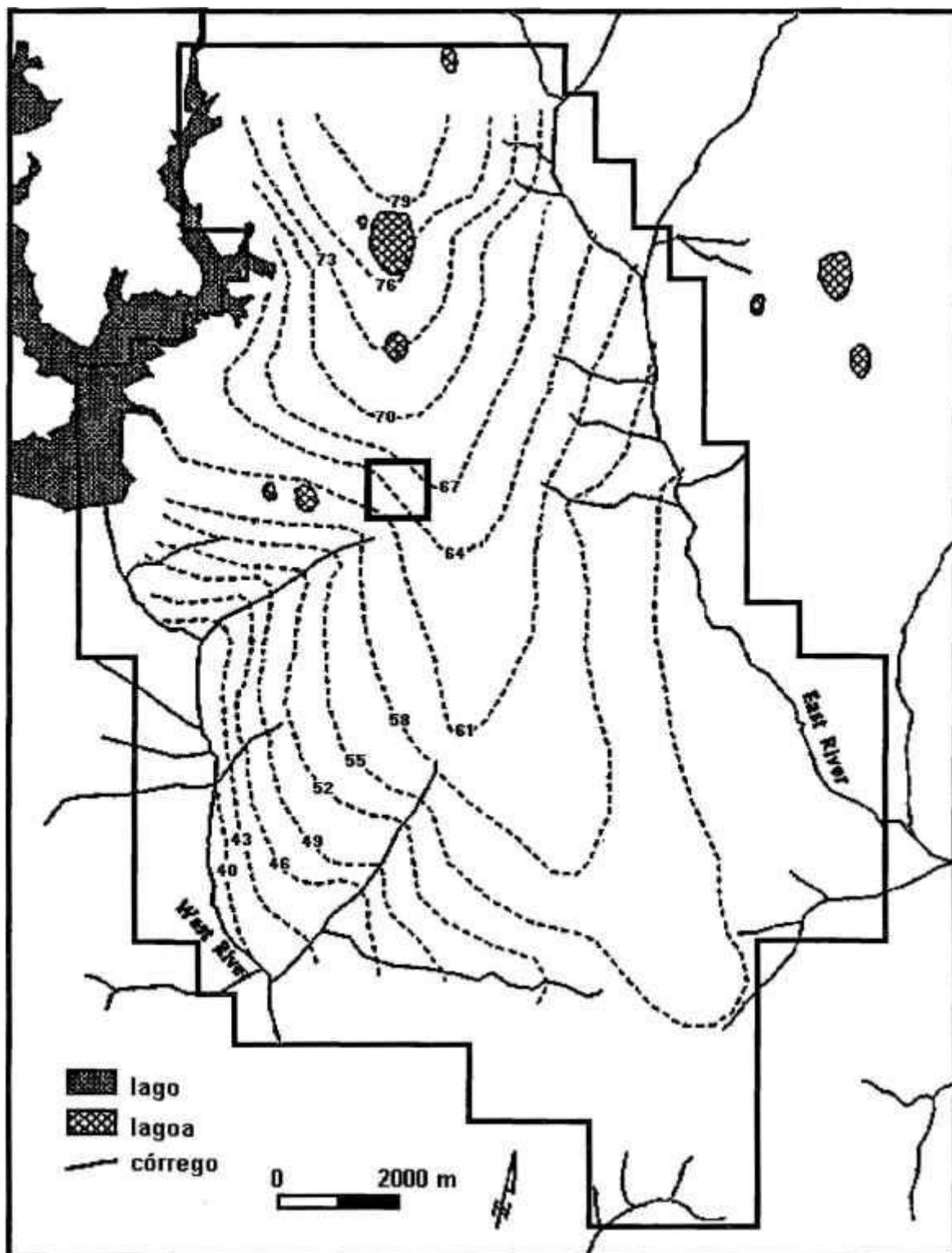


Figura 7 - Mapa potenciométrico correspondente às cargas hidráulicas da Zona 2.

dos poços penetrantes que atingem a zona 3 indicam que o fluxo da água subterrânea flui na direção setentrional da área de estudo e ao sul, em direção ao West River, na parte meridional da área. Esse padrão de fluxo é sugerido na Figura 8.

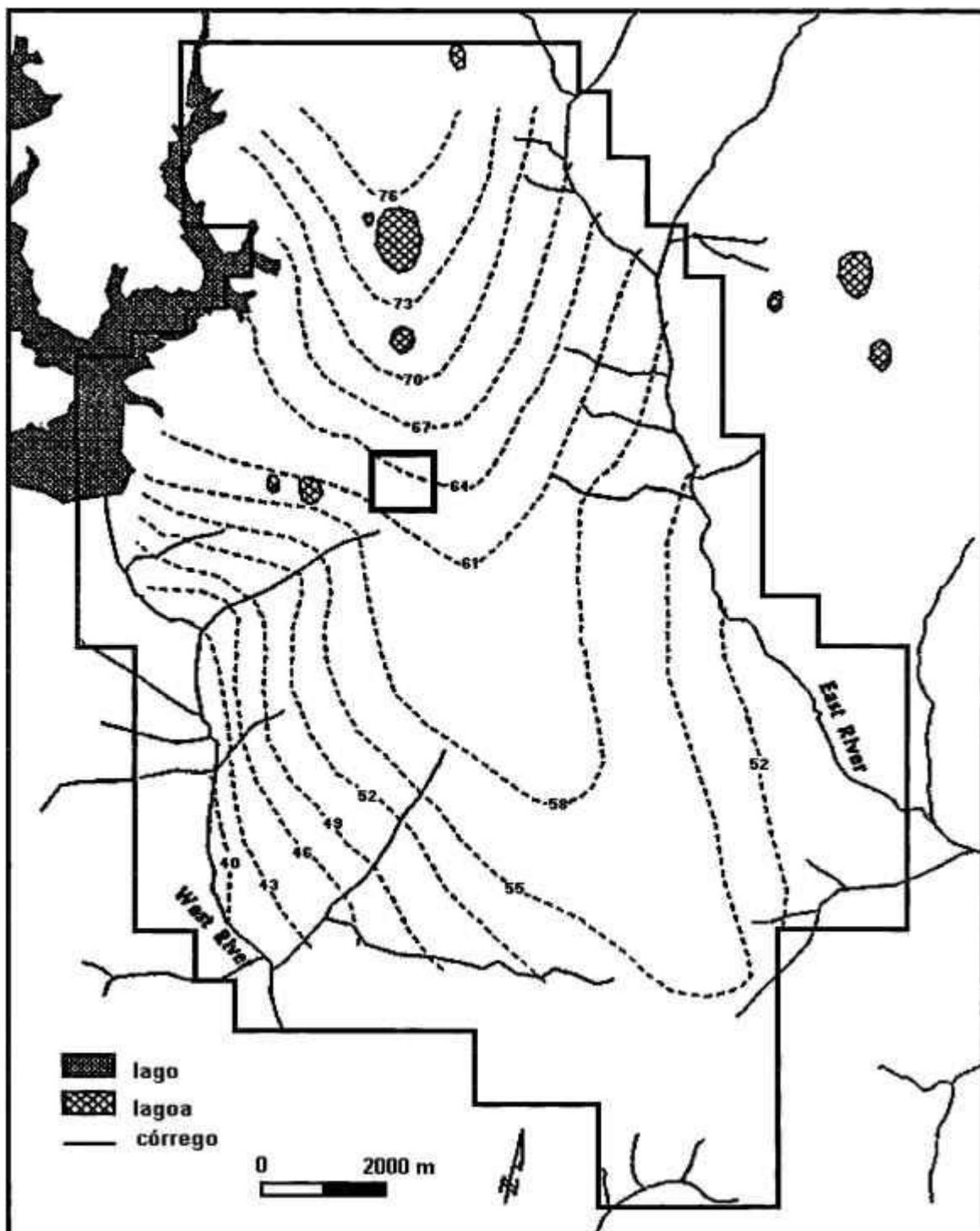


Figura 8 - Mapa potenciométrico correspondente às cargas hidráulicas da Zona 3.

Zona 4

A zona 4 é hidraulicamente separada das zonas superiores e a água subterrânea dessa zona não atinge os corpos de águas superficiais.

2.3.6. Geoquímica

Os radionuclídeos são geralmente transportados a velocidades muito menores do que a velocidade linear média da água subterrânea [16]. Para prever sua migração à partir do repositório utiliza-se o fator de retardo (R_d). O fator de retardo, ou retenção é a razão entre a velocidade da água no solo e a velocidade do radionuclídeo no solo [3,45].

O parâmetro utilizado para quantificar o grau de retenção do radionuclídeo no solo é o coeficiente de distribuição. O K_d é definido como a razão entre a quantidade de soluto retido no solo, por unidade de massa do solo, e a quantidade de soluto remanescente na solução, por unidade de volume da solução após o equilíbrio [4,32,34].

Os coeficientes de distribuição do sítio específico, representativos das condições típicas da água subterrânea estão apresentados na tabela I.

2.3.7. Dados dosimétricos

Na tabela II, estão os fatores de conversão de dose para ingestão dos radionuclídeos em questão [24]. Esses valores são usados para o cálculo de dose no homem. Para esses cálculos, adotou-se a taxa de consumo de água potável pelo homem como 2 litros/dia.

Tabela II: Fatores de conversão de dose

Radionuclídeo	Fator de conversão (Sv/Bq)
H-3	1,7 E-11
C-14	5,7 E-10
Ni-63	1,5 E-10
Sr-90	3,6 E-08
I-129	7,4 E-08
Th-220	1,5 E-07

3. DESCRIÇÃO DOS MODELOS UTILIZADOS

Neste capítulo é descrito o modelo utilizado pelo IPEN [53] e os modelos dos países participantes para a avaliação de segurança do repositório considerado.

3.1. IPEN - BRASIL

Para a avaliação do problema proposto, foi adotada uma metodologia de cálculo analítico unidimensional simples para modelar o fluxo e o transporte do radionuclídeo através da litosfera, supondo que a migração do radionuclídeo ocorre na zona 1 (ver Figura 1).

3.1.1. Zona vadosa

A água penetra no repositório por infiltração, à partir da precipitação pluviométrico. Aquela quantidade de água que não é eliminada pela evapotranspiração ou pelo escoamento superficial percola através da zona vadosa onde a velocidade de infiltração é controlada pela condutividade hidráulica e o grau de saturação dos sedimentos não saturados obtidos pelas das equações de van Genuchten [56] :

$$K(\theta) = K_s \sqrt{S} \left(1 - (1 - S^{1/m})^m\right)^2 \quad (3.1)$$

$$S = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r) \quad (3.2)$$

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) / \left(1 + (\alpha |\psi|)^\beta\right)^m \quad (3.3)$$

onde :

$K(\theta)$ → condutividade hidráulica na zona vadosa

K_s → condutividade hidráulica saturada

S → saturação efetiva

θ → teor de umidade

θ_s → teor de umidade saturada

θ_r → teor de umidade residual

ψ → pressão de sucção

α, β → parâmetros empíricos e $m=1-1/\beta$

3.1.1.1. Lixiviação dos radionuclídeos na zona vadosa

Para calcular a concentração dos radionuclídeos lixiviados pela água de infiltração na zona vadosa, foi considerado o coeficiente de distribuição K_d dos respectivos radionuclídeos (tabela I), combinado com a hipótese de que todos os rejeitos foram totalmente saturados pela água de infiltração dentro da trincheira.

3.1.1.2. Transporte dos radionuclídeos na zona vadosa

Após a lixiviação dos radionuclídeos da área de liberação, adotou-se que os mesmos são transportados pela água de infiltração e migraram verticalmente até atingir a água subterrânea.

O presente modelo não considera nenhuma dispersão durante o movimento vertical. Contudo, a velocidade de migração do radionuclídeo sofre um atraso em relação à velocidade da água de infiltração, por causa do fator de retardo, na zona vadosa (R_d), calculado pela seguinte expressão [4,45] :

$$R_d = 1 + \rho_s K_d / \theta \quad (3.4)$$

onde:

R_d → fator de retardo na zona vadosa (adimensional)

ρ_s → densidade do solo na zona vadosa (kg/m^3)

θ → teor de umidade na zona vadosa (adimensional)

K_d → coeficiente de distribuição (m^3/kg)

Após determinar os valores do fator de retardo para cada radionuclídeo, calculou-se o tempo de trânsito de cada um deles até atingir o aquífero. O tempo de trânsito [58] é dado por :

$$t = \frac{x}{V} R_d \quad (3.5)$$

onde:

t → tempo de trânsito (a)

x → distância entre a área de liberação e o aquífero freático (m)

V → velocidade real na zona vadosa (m/a)

R_d → fator de retardo na zona vadosa (adimensional)

3.1.2. Transporte dos radionuclídeos na zona saturada

Uma vez que os radionuclídeos são liberados da trincheira pela base, admite-se que migrem verticalmente até o aquífero e depois horizontalmente até o poço e a nascente.

Os radionuclídeos são transportados pela água subterrânea, pelo processo de advecção. O movimento da água subterrânea na zona saturada depende da natureza dos interstícios da rocha como poros, fissuras, canais, fraturas e outros. O fluxo pode ser turbulento ou laminar. O fluxo laminar é a situação mais comum [6,59].

Para fluxo laminar em meio poroso, a lei de Darcy estabelece que a descarga específica é proporcional ao gradiente hidráulico e a constante de proporcionalidade é dada pela condutividade hidráulica do meio poroso. Na maioria dos casos, a condutividade hidráulica é um tensor especificando uma porosidade diferente em cada direção [2,7], mas no problema proposto adotou-se

que o meio poroso é isotrópico. Então a versão unidimensional da equação de Darcy [6] pode ser usada diretamente e é dada por:

$$V_D = K \frac{\partial h}{\partial x} \quad (3.6)$$

onde:

V_D → velocidade de Darcy (m/a)

K → condutividade hidráulica na zona saturada (m/a)

$\partial H/\partial X$ → gradiente hidráulico (adimensional)

Embora V_D possua unidades de velocidade, não é na verdade uma velocidade. Na realidade, é a taxa volumétrica de fluxo por unidade total de área [6]. A velocidade real na zona saturada (V_R) é calculada usando a velocidade de Darcy dividida pela porosidade efetiva (η_e), e é expressa através da seguinte equação:

$$V_R = \frac{K}{\eta_e} \frac{\partial h}{\partial x} \quad (3.7)$$

A velocidade dos radionuclídeos na zona saturada sofre também um atraso em relação a velocidade da água, segundo o fator de retardo R_d , dado pela equação (3.4), sendo η_e é a porosidade efetiva da zona saturada.

O transporte do radionuclídeo no aquífero foi modelado usando a equação advectiva-dispersiva de transporte de massa, incluindo sorção e decaimento radioativo [9,37], dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x \partial^2 C}{R_d \partial x^2} + \frac{D_y \partial^2 C}{R_d \partial y^2} + \frac{D_z \partial^2 C}{R_d \partial z^2} - \frac{V_x \partial C}{R_d \partial x} - \frac{V_y \partial C}{R_d \partial y} - \frac{V_z \partial C}{R_d \partial z} - \lambda C \quad (3.8)$$

onde:

C → concentração do radionuclídeo na água subterrânea

t → tempo

V_x, V_y, V_z → componentes da velocidade da água nas direções x , y e z , respectivamente

D_x, D_y, D_z → coeficientes de dispersão nas direções x , y e z , respectivamente

λ → constante de decaimento radioativo

Como foi mencionado anteriormente, considerou-se o movimento da água subterrânea uniforme, com dispersão tridimensional em um aquífero isotrópico.

Com estas hipóteses, a equação (3.8), torna-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x \partial^2 C}{R_d \partial x^2} + \frac{D_y \partial^2 C}{R_d \partial y^2} + \frac{D_z \partial^2 C}{R_d \partial z^2} - \frac{V \partial C}{R_d \partial x} - \lambda C \quad (3.9)$$

A equação (3.9) foi utilizada para calcular a concentração de cada radionuclídeo na água, tanto no poço quanto na nascente. A solução analítica

desta equação considerando-se uma fonte plana paralela ao fluxo de água, é dada por:

$$C = \frac{Q}{\eta_e R_d} X Y Z \quad (3.10)$$

$$X = \left(\frac{1}{2L} \right) \left[\operatorname{erf} \frac{(x + L/2 - Vt/R_d)}{\sqrt{4D_x t/R_d}} - \operatorname{erf} \frac{(x - L/2 - Vt/R_d)}{\sqrt{4D_x t/R_d}} \right] \exp(-\lambda t) \quad (3.11)$$

$$Y = \left(\frac{1}{2W} \right) \left[\operatorname{erf} \frac{(W/2 + y)}{\sqrt{4D_y t/R_d}} + \operatorname{erf} \frac{(W/2 - y)}{\sqrt{4D_y t/R_d}} \right] \quad (3.12)$$

$$Z = \frac{1}{B} \quad (3.13)$$

onde:

C → concentração do radionuclídeo na água, no ponto de interesse (Bq/m³)

Q → quantidade liberada do radionuclídeo (Bq)

L → comprimento da área de liberação paralelo ao fluxo (m)

W → largura da área de liberação perpendicular ao fluxo (m)

B → espessura do aquífero (m)

V → velocidade real na zona saturada (m/a)

R_d → fator de retardo na zona saturada

t → tempo após a liberação (a)

O coeficiente de dispersão é o parâmetro fundamental no controle do grau de dispersão e diluição do contaminante [46,57]. Os coeficientes de dispersão são calculados pelas seguintes expressões [47] :

$$D_x = \alpha_L V \quad (3.14)$$

$$D_y = \alpha_T V \quad (3.15)$$

onde:

α_L → dispersividade longitudinal (m)

α_T → dispersividade transversal (m)

A dispersividade geralmente é obtida por meio de estudos de campo utilizando-se injeção de traçadores [1,14].

3.1.3. Cálculo de dose

Para o cálculo da dose nos indivíduos do público, via poço ou nascente, multiplicou-se a concentração de cada radionuclídeo pelo fator de conversão de dose e pela ingestão anual de água [24].

3.2. SANDIA - USA [28]

A SANDIA adotou a solução analítica (eq. 3.10) para resolver a equação de fluxo de água subterrânea e transporte de radionuclídeo. O primeiro foi modelado usando a equação de Darcy (eq. 3.7), admitindo uma velocidade uniforme entre a área de liberação e os pontos de recepção.

O transporte do radionuclídeo na zona vadosa foi modelado utilizando o tempo de trânsito (eq. 3.5) associado ao fator de retardo (eq. 3.4).

Para se determinar o transporte do radionuclídeo, no aquífero, até o poço, usou-se a equação de advecção-dispersão considerando a advecção unidimensional e a dispersão tridimensional (eq. 3.8).

Para análise da concentração de radionuclídeos na nascente (G_s) foi utilizada a equação seguinte:

$$G_s(t) = \frac{1}{2L(\pi\alpha_L Vt/R_d)^{1/2}} \left[\frac{u(\pi\alpha_L Vt/R_d)^{1/2}}{R_d} (\text{erf}(z_1) - \text{erf}(z_2)) - \frac{\alpha_L V}{R_d} (e^{-z_1^2} - e^{-z_2^2}) \right] \quad (3.16)$$

$$z_1 = \frac{x + L/2 - Vt/R_d}{(4\alpha_L Vt/R_d)^{1/2}} \quad (3.17)$$

$$z_2 = \frac{x - L/2 - Vt/R_d}{(4\alpha_L Vt/R_d)^{1/2}} \quad (3.18)$$

3.3. CIRP - CHINA [15]

No modelo adotado pela China, a velocidade de infiltração da água é limitada pela condutividade hidráulica da zona vadosa, obtida pela a equação de van Genuchten [56].

Para o transporte de radionuclídeos na zona vadosa, foi utilizada a equação unidimensional de transporte de massa, dada pela equação (3.9).

O transporte de radionuclídeos no aquífero foi modelado utilizando a solução analítica (eq. 3.10) levando em consideração o transporte advectivo unidimensional e a dispersão tridimensional, onde as equações (3.7) e (3.8) foram aplicadas, respectivamente.

3.4. AECL - CANADÁ [48]

O modelo desenvolvido pelo AECL considerou que durante o transporte de radionuclídeo, a zona vadosa, abaixo da área de liberação, e a Zona 1 formariam uma única zona, onde a velocidade de infiltração da água flui no sentido vertical até atingir o topo da Zona 2.

No modelo proposto foi considerado que a Zona 2 e a Zona 3 formariam uma única zona onde os radionuclídeos migrariam. Também foi considerado apenas a dispersão longitudinal de radionuclídeos através da zona considerada.

Para estimar a velocidade da água subterrânea e a concentração de radionuclídeos através da zona utilizou-se as equações (3.7) e (3.8) respectivamente. As equações foram resolvidas utilizando o método analítico unidimensional para advecção e dispersão do radionuclídeo.

3.5. BARC - ÍNDIA [44]

A Índia também adotou um modelo analítico unidimensional de fluxo de água subterrânea e transporte de radionuclídeo para a avaliação de segurança

do repositório [29]. Novamente foi aplicada a equação (3.7) para modelar o movimento da água subterrânea na geosfera.

A equação (3.5) também foi empregada para calcular o tempo de trânsito de radionuclídeos na região da zona vadosa.

A maior parte do transporte dos radionuclídeos foi assumido ocorrer na Zona 1 e somente com dispersão longitudinal [35]. A equação (3.9) foi utilizada para determinar o seu transporte.

3.6. DOE - USA [55]

O DOE utilizou o código PORFLOW 3D [41], que simula tridimensionalmente o fluxo de água subterrânea e o transporte do radionuclídeo no aquífero. As equações que governam o fluxo e o transporte de radionuclídeos são resolvidas utilizando o método de diferenças finitas.

A zona vadosa não foi modelada, apenas considerado o tempo de trânsito que o radionuclídeo leva para atingir o aquífero freático.

As equações (3.7) e (3.9) foram utilizadas para modelar o fluxo e o transporte de radionuclídeos respectivamente.

3.7. IPSN - FRANÇA[43]

O código GEOLE, desenvolvido pela IPSN, simula em duas dimensões a dispersão de radionuclídeos, considerando um fluxo uniforme da água subterrânea. O modelo utiliza uma solução semi - analítica, combinação de

solução analítica com solução numérica, para resolver as equações de fluxo e transporte de radionuclídeos na zona saturada.

Quanto ao transporte de radionuclídeos na zona vadosa foi utilizada a equação (3.5) para calcular o tempo de trânsito até o aquífero.

O fluxo e o transporte de radionuclídeo na zona saturada foram descritos pelas equações (3.7) e (3.9), respectivamente.

3.8. IBMH - FEDERAÇÃO DA RÚSSIA[49]

O modelo de transporte do radionuclídeo na zona vadosa foi baseado em uma solução numérica unidimensional, dado pela equação (3.9).

O fluxo da água na zona vadosa foi modelado utilizando a expressão de van Genuchten [56], considerando uma dispersão transversal ao longo do fluxo.

Para o modelo de fluxo e migração do radionuclídeo na zona saturada foram empregadas as equações (3.7) e (3.8). As equações foram solucionadas pelo método de diferenças finitas.

3.9. CNEA - ARGENTINA[51]

O código DRAF [52], desenvolvido pela CNAE, utiliza método numérico tridimensional para calcular o movimento advectivo e a concentração dos radionuclídeos nos cenários propostos.

Na zona vadosa foi considerado o tempo de trânsito do radionuclídeo. A velocidade de infiltração foi assumida ser a mesma da condutividade hidráulica da zona vadosa, obtida através da expressão de van Genuchten [56]. Com a velocidade de infiltração foi obtido o tempo de trânsito dos radionuclídeos da trincheira até o aquífero.

O movimento da água na zona saturada foi modelado aplicando a equação (3.7) e o transporte de radionuclídeos foi descrito pela da equação (3.8).

3.10. ANSTO - AUSTRÁLIA [12]

No modelo adotado pela Austrália, ignorou-se o tempo de trânsito na zona vadosa.

O fluxo da água subterrânea e o transporte de radionuclídeos foram modelados utilizando um código numérico bidimensional aplicando método de diferenças finitas para resolver as equações. O movimento da água, no aquífero, foi modelado utilizando a equação (3.7). O transporte de radionuclídeos ocorreu nas três zonas, considerando dessa forma como uma única zona de migração de radionuclídeos, sendo o transporte descrito pela equação (3.8).

3.11. JAERI - JAPÃO [26]

O código MIG2DF foi desenvolvido pelo JAERI para modelar o fluxo da água subterrânea e o transporte do radionuclídeo através da geosfera. O MIG2DF é um modelo numérico bidimensional que utiliza método de elementos finitos para resolver as equações de fluxo e transporte.

As equações (3.7) e (3.8) foram utilizadas para modelar o fluxo e o transporte de radionuclídeos, respectivamente.

3.12. NRI - REPÚBLICA TCHECA [30]

O modelo numérico AQUA foi desenvolvido pela Vatnaskil Consulting Engineers (Islândia) para resolver equações de fluxo e transporte de contaminantes, utilizando o método de elementos finitos. O modelo foi utilizado pelo NRI para simular o fluxo da água subterrânea e o transporte de radionuclídeos do problema proposto.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os dados de entrada utilizados pelos participantes e os resultados obtidos pelos seus respectivos modelos e os resultados obtidos pelo modelo utilizado pelo IPEN introduzindo os dados de entrada dos países participantes. Apresenta, também, um estudo comparativo dos resultados obtidos.

4.1 Dados de entrada

Os dados de entrada e seus respectivos valores foram obtidos pelos países participantes, para aplicação em seus modelos, à partir da interpretação do Test Case 2A fornecido pela AIEA [24]. Os dados de entrada considerados foram os seguintes:

V_{INFL}	Velocidade de infiltração da água ao atingir a superfície do solo sobre o repositório
P_{ZV}	Porosidade do solo na zona vadosa
V_{ZV}	Velocidade da água nos poros na zona vadosa
A_T	Atividade inicial do radionuclídeo
W	Largura da área de liberação do radionuclídeo
L	Comprimento da área de liberação do radionuclídeo
D_{ZV}	Distância entre a base da área de liberação do radionuclídeo e o aquífero freático.

P_{ZS}	Porosidade do solo na zona saturada
V_{GW}	Velocidade da água nos poros na zona saturada
D_L	Coefficiente de dispersão longitudinal do radionuclídeo na zona saturada
D_T	Coefficiente de dispersão transversal do radionuclídeo na zona saturada
D_S	Densidade do solo
K_D	Coefficiente de distribuição do radionuclídeo
B	Espessura da zona saturada.
D_P	Distância percorrida pelo radionuclídeo na zona saturada até o poço.
D_N	Distância percorrida pelo radionuclídeo na zona saturada até a nascente
F_{ING}	Ingestão anual de água
F_D	Fator de conversão de dose

Os valores considerados pelos países participantes são apresentados na tabela III.

4.2 Resultados dos modelos dos países participantes

Os resultados de dose efetiva máxima, com o respectivo tempo, após a liberação do repositório, em que ela ocorre, obtidos pelos próprios modelos dos países são mostrados nas tabelas IV a XV.

Tabela IV – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para trício (H-3) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	9,00E-11	74
Austrália (Au)	9,20E-08	89
Brasil (Br)	1,14E-12	256
China (Ch)	1,10E-08	16
DOE (EUA)	2,04E-09	76
Federação Russa (FR)	3,10E-13	130
França (Fr)	1,00E-09	53
Índia (In)	1,10E-07	31
Japão (Jp)	2,69E-07	45
Reino Unido (RU)	1,10E-08	22
SANDIA (EUA)	1,50E-08	63
Rep.Tcheca (RT)	1,80E-06	103

Tabela V – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para carbono (C-14) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	4,80E-02	2140
Brasil (Br)	9,03E-05	3100
Canadá (Ca)	1,40E-05	5900
China (Ch)	2,00E-06	350
DOE (EUA)	4,06E-06	920
Federação Russa (FR)	8,40E-06	8500
França (Fr)	1,00E-06	760
Índia (In)	2,80E-05	551
Japão (Jp)	2,70E-04	640
Reino Unido (RU)	1,30E-06	330
SANDIA (EUA)	5,10E-09	9230
Rep. Tcheca (RT)	1,30E-05	187

Tabela VI – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para níquel (Ni-63) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	1,60E-13	1100
Austrália (Au)	1,90E-12	1600
Brasil (Br)	5,83E-29	7170
China (Ch)	3,60E-10	450
DOE (EUA)	8,23E-13	1360
Federação Russa (FR)	1,30E-17	15000
França (Fr)	3,00E-11	790
Índia (In)	1,10E-09	1020
Japão (Jp)	4,45E-08	590
Reino Unido (RU)	4,20E-09	420
SANDIA (EUA)	9,10E-09	820
Rep. Theca (RT)	1,20E-06	216

Tabela VII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para estrôncio (Sr-90) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	5,40E-16	540
Austrália (Au)	2,80E-16	600
Brasil (Br)	2,64E-58	4570
China (Ch)	2,10E-11	260
DOE (EUA)	3,18E-16	620
Federação Russa (FR)	3,00E-19	400
França (Fr)	2,00E-12	380
Índia (In)	1,10E-12	663
Japão (Jp)	2,69E-08	290
Reino Unido (RU)	5,80E-09	370
SANDIA (EUA)	4,30E-06	214
Rep. Theca(RT)	3,80E-05	200

Tabela VIII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para iodo (I-129) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	1,60E-01	3300
Brasil (Br)	7,15E-03	7000
Canadá (Ca)	1,60E-03	13400
China (Ch)	2,50E-04	250
DOE (EUA)	3,08E-04	1850
Federação Russa (FR)	1,30E-03	23000
França (Fr)	1,00E-04	1400
Índia (In)	3,50E-03	978
Japão (Jp)	2,13E-02	1000
Reino Unido (RU)	1,00E-03	960
SANDIA (EUA)	7,10E-03	300000
Rep. Theca (RT)	6,40E-04	523

Tabela IX – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para tório (Th-230) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	8,90E-08	354000
Austrália (Au)	5,40E-04	500000
Brasil (Br)	7,10E-11	1500000
China (Ch)	8,40E-07	100000
DOE (EUA)	8,38E-08	350000
Federação Russa (FR)	6,00E-12	700000
França (Fr)	8,00E-08	190000
Índia (In)	6,60E-06	178300
Japão (Jp)	3,59E-05	130000
Reino Unido (RU)	5,20E-05	130000
SANDIA (EUA)	3,80E-05	130000
Rep. Theca (RT)	2,50E-04	2369

Tabela X – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para trício (H-3) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	7,90E-16	130
Austrália (Au)	1,00E-10	135
Brasil (Br)	1,10E-15	370
China (Ch)	7,50E-09	20
DOE (EUA)	4,31E-10	87
Federação Russa (FR)	7,20E-23	250
França (Fr)	2,00E-12	95
Índia (In)	3,40E-08	52
Japão (Jp)	1,60E-07	69
Reino Unido (RU)	1,20E-09	38
SANDIA (EUA)	4,30E-09	68
Rep. Theca (RT)	1,20E-06	100

Tabela XI – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para carbono (C-14) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	1,00E-03	4650
Brasil (Br)	7,33E-05	4400
Canadá (Ca)	3,70E-06	10800
China (Ch)	5,30E-07	450
DOE (EUA)	1,22E-07	1050
Federação Russa (FR)	3,50E-08	20000
França (Fr)	6,00E-08	1500
Índia (In)	2,70E-05	811
Japão (Jp)	1,42E-03	1100
Reino Unido (RU)	5,30E-07	720
SANDIA (EUA)	6,80E-07	9340
Rep. Theca (RT)	8,40E-06	210

Tabela XII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para níquel (Ni-63) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	1,90E-21	1830
Austrália (Au)	4,20E-18	2200
Brasil (Br)	6,65E-41	10400
China (Ch)	8,40E-11	650
DOE (EUA)	3,89E-14	1580
Índia (In)	3,90E-12	1689
Japão (Jp)	1,57E-09	1100
Reino Unido (RU)	5,80E-12	1100
Rep. Theca (RT)	7,30E-07	240

Tabela XIII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para estrôncio (Sr-90) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	1,20E-26	770
Austrália (Au)	1,60E-24	850
Brasil (Br)	1,46E-88	7400
China (Ch)	7,50E-13	360
DOE (EUA)	1,59E-18	760
Índia (In)	1,40E-18	1075
Japão (Jp)	8,73E-12	500
Reino Unido (RU)	1,60E-14	750
Rep. Theca (RT)	1,60E-05	186

Tabela XIV – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para iodo (I-129) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	1,40E-03	3300
Brasil (Br)	6,89E-03	10000
Canadá (Ca)	8,10E-04	26500
China (Ch)	2,10E-04	750
DOE (EUA)	9,83E-05	2300
Federação Russa (FR)	3,00E-05	52000
França (Fr)	4,00E-06	3300
Índia (In)	2,90E-03	1489
Japão (Jp)	9,57E-02	2000
Reino Unido (RU)	2,90E-04	1200
SANDIA (EUA)	6,90E-05	4200000
Rep. Theca (RT)	4,40E-03	504

Tabela XV – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para tório (Th-230) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	1,00E-12	736000
Austrália (Au)	3,60E-07	820000
Brasil (Br)	7,33E-14	220000
China (Ch)	4,90E-07	130000
DOE (EUA)	1,54E-08	450000
Federação Russa (FR)	5,50E-22	1800000
França (Fr)	2,00E-10	430000
Índia (In)	1,20E-06	319800
Japão (Jp)	2,76E-05	270000
Reino Unido (RU)	1,60E-06	210000
SANDIA (EUA)	4,90E-07	400000
Rep. Theca (RT)	8,70E-05	3480

4.3 Resultados do modelo do IPEN com dados de entrada dos demais países

Os resultados de dose efetiva máxima, com o respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, obtidos pelo modelo utilizado pelo IPEN usando os dados de entrada dos países participantes são mostrados na Tabela XVI a XXVII.

Tabela XVI – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para trício (H-3) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	6,70E-17	250
Austrália (Au)	4,49E-09	63
Brasil (Br)	1,14E-12	256
Canadá (Ca)	1,33E-13	190
China (Ch)	2,20E-08	39
Federação Russa (FR)	4,66E-12	145
França (Fr)	3,75E-08	43
Índia (In)	1,56E-07	32
Japão (Jp)	2,00E-08	40
Rep. Theca (RT)	3,36E-08	13

Tabela XVII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para carbono (C-14) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	4,80E-08	35500
Austrália (Au)	9,44E-06	950
Brasil (Br)	9,03E-05	3100
Canadá (Ca)	4,73E-06	7900
China (Ch)	8,30E-06	720
Federação Russa (FR)	2,32E-05	8500
França (Fr)	2,58E-05	670
Índia (In)	3,08E-05	700
Japão (Jp)	5,35E-06	740
Rep. Theca (RT)	2,90E-06	540

Tabela XVIII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para níquel (Ni-63) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	1,80E-71	17770
Austrália (Au)	9,66E-12	1400
Brasil (Br)	5,83E-29	7170
Canadá (Ca)	1,34E-32	5900
China (Ch)	4,30E-10	990
Federação Russa (FR)	2,38E-22	3150
França (Fr)	5,70E-09	740
Índia (In)	9,98E-10	1100
Japão (Jp)	1,23E-09	880
Rep. Theca (RT)	1,09E-07	330

Tabela XIX – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para estrôncio (Sr-90) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	9,20E-15	850
Brasil (Br)	2,64E-58	4570
Canadá (Ca)	9,55E-44	2950
China (Ch)	4,60E-11	580
Federação Russa (FR)	9,00E-33	1680
França (Fr)	5,50E-09	415
Índia (In)	2,80E-11	660
Japão (Jp)	1,98E-09	555
Rep. Theca (RT)	7,48E-06	230

Tabela XX – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para iodo (I-129) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	3,77E-03	400000
Austrália (Au)	6,67E-04	1900
Brasil (Br)	7,15E-03	7000
Canadá (Ca)	7,05E-04	22000
China (Ch)	6,60E-04	1250
Federação Russa (FR)	4,11E-03	27100
França (Fr)	9,97E-06	1100
Índia (In)	2,78E-03	1250
Japão (Jp)	3,64E-04	1300
Rep. Theca (RT)	3,54E-04	620

Tabela XXI – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para tório (Th-230) no cenário poço (P).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	2,39E-31	3600000
Austrália (Au)	2,37E-07	300000
Brasil (Br)	7,10E-11	1500000
Canadá (Ca)	1,96E-16	1800000
China (Ch)	8,10E-07	215000
Federação Russa (FR)	3,38E-12	1020000
França (Fr)	3,44E-06	165000
Índia (In)	3,19E-06	230000
Japão (Jp)	5,70E-07	190000
Rep. Theca (RT)	7,72E-06	40000

Tabela XXII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para trício (H-3) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	7,43E-37	695
Austrália (Au)	1,45E-11	156
Brasil (Br)	1,10E-15	370
Canadá (Ca)	8,60E-20	340
China (Ch)	6,36E-09	55
Federação Russa (FR)	1,42E-27	522
França (Fr)	3,58E-10	86
Índia (In)	4,30E-08	53
Japão (Jp)	2,74E-09	65
Rep. Theca(RT)	1,49E-08	15

Tabela XXIII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para carbono (C-14) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	1,48E-13	100000
Austrália (Au)	9,40E-06	950
Brasil (Br)	7,33E-05	4400
Canadá (Ca)	1,10E-06	15500
China (Ch)	6,33E-06	935
Federação Russa (FR)	1,45E-07	26200
França (Fr)	5,30E-06	1310
Índia (In)	3,00E-05	850
Japão (Jp)	3,79E-06	1270
Rep. Theca (RT)	1,56E-06	550

Tabela XXIV – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para níquel (Ni-63) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	9,47E-12	1400
Brasil (Br)	6,65E-41	10400
Canadá(CA)	1,68E-47	9000
China (Ch)	3,80E-12	1460
Federação Russa (FR)	5,60E-77	18020
França (Fr)	3,88E-13	1465
Índia (In)	2,56E-13	2120
Japão (Jp)	2,22E-13	1700
Rep. Theca (RT)	3,80E-08	355

Tabela XXV – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para estrôncio (Sr-90) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Ausl)	8,80E-15	850
Brasil (Br)	1,46E-88	7400
China (Ch)	2,34E-15	835
França (Fr)	1,44E-16	795
Índia (In)	2,87E-16	1025
Japão (Jp)	6,70E-17	980
Rep. Theca (RT)	2,00E-06	249

Tabela XXVI – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para iodo (I-129) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Argentina (Ar)	2,11E-03	960000
Austrália (Au)	6,67E-04	1900
Brasil (Br)	6,89E-03	10000
Canadá(Ca)	4,48E-04	43350
China (Ch)	4,67E-04	1800
Federação Russa (FR)	2,65E-04	78000
França (Fr)	3,60E-04	2700
Índia (In)	2,90E-03	1650
Japão (Jp)	2,50E-04	2700
Rep. Theca (RT)	1,73E-04	625

Tabela XXVII – Resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, para tório (Th-230) no cenário nascente (N).

País	Taxa de dose (Sv/a)	Tempo (a)
Austrália (Au)	5,73E-09	920000
Brasil (Br)	7,33E-14	2200000
Canadá (Ca)	3,90E-27	3600000
China (Ch)	1,57E-07	340000
Federação Russa (FR)	1,63E-32	3930000
França (Fr)	3,91E-08	390000
Índia (In)	1,30E-06	350000
Japão (Jp)	2,54E-08	430000
Rep. Theca (RT)	2,60E-06	44000

4.4 Comparação dos resultados

Os resultados de dose efetiva máxima e respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, obtidos pelos países participantes com os seus respectivos modelos e os resultados obtidos com o modelo adotado pelo IPEN utilizando os dados de entrada dos países participantes, para os cenários mencionados são mostrados nas figuras 9 a 20.

Os pontos representados pelos círculos referem-se aos resultados obtidos através do modelo utilizado pelo IPEN, usando os dados de entrada dos países participantes. Os pontos representados pelos quadrados referem-se aos resultados obtidos pelos próprios modelos dos países participantes, utilizando os seus próprios dados de entrada.

Na Figura 9 podemos observar a ausência dos valores de dose e tempo relativos ao Reino Unido (RU) e Estados Unidos (SANDIA e DOE), que deveriam ser obtidos através do modelo utilizado pelo IPEN. Isto se deve a insuficiência dos dados de entrada fornecidos pelos países mencionados.

Houve país que não obteve a dose efetiva máxima e respectivo tempo para o trício no poço utilizando o seu próprio modelo matemático com os seus dados de entrada, como ocorreu com o Canadá (Ca).

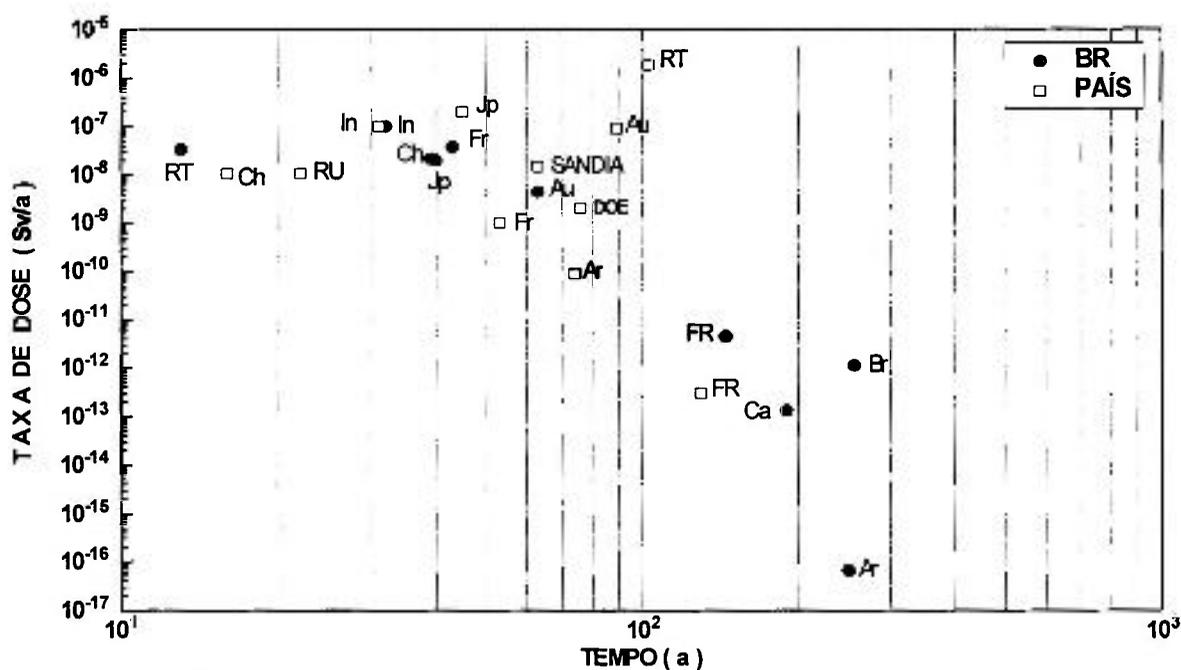


Figura 9 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o trício (H-3) no poço.

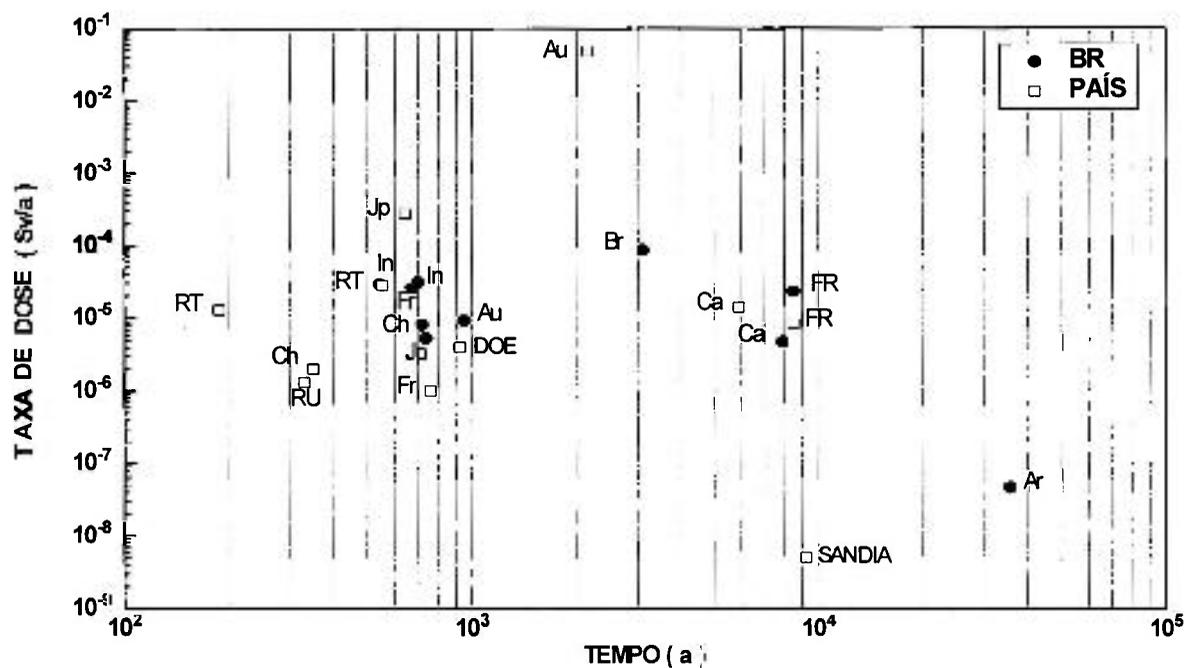


Figura 10 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o carbono (C-14) no poço.

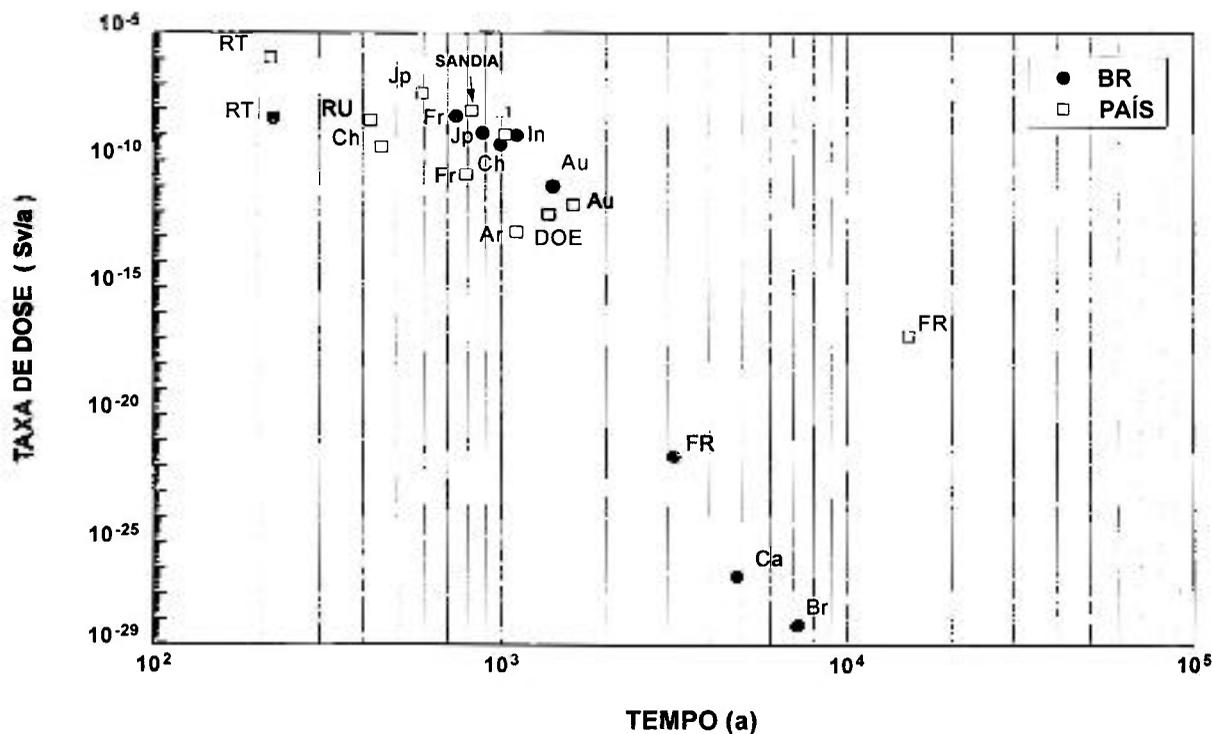


Figura 11 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o níquel (Ni-63) no poço.

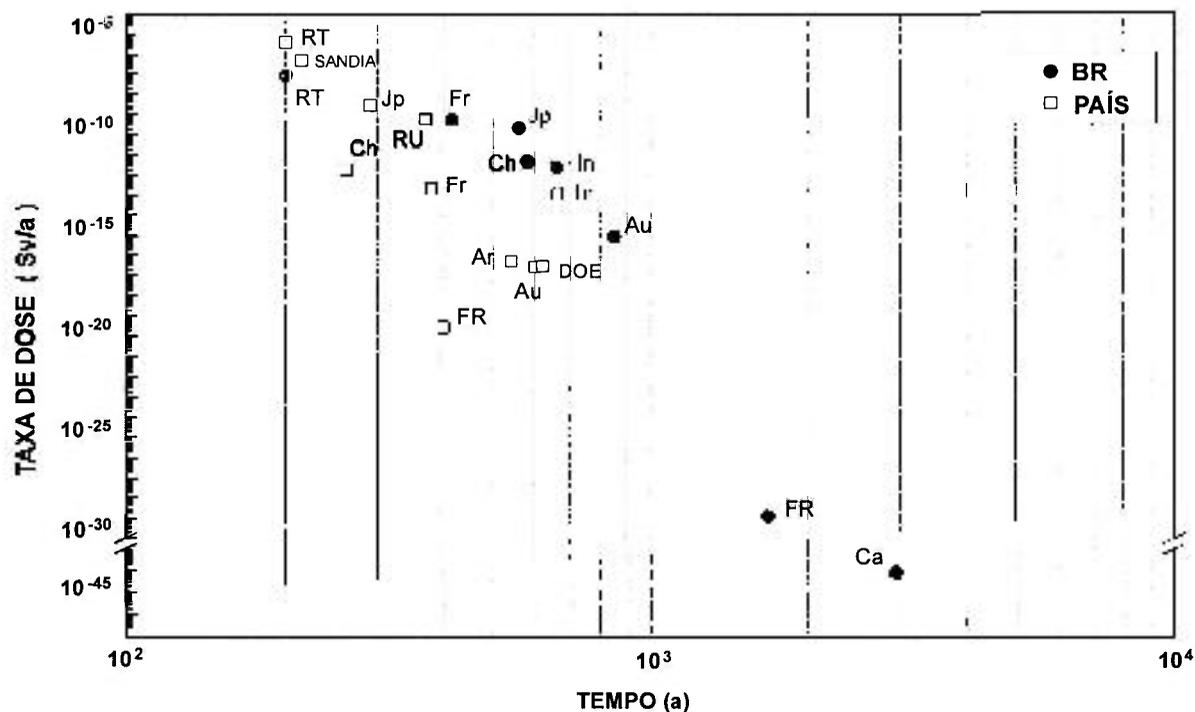


Figura 12 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o estrôncio (Sr-90) no poço.

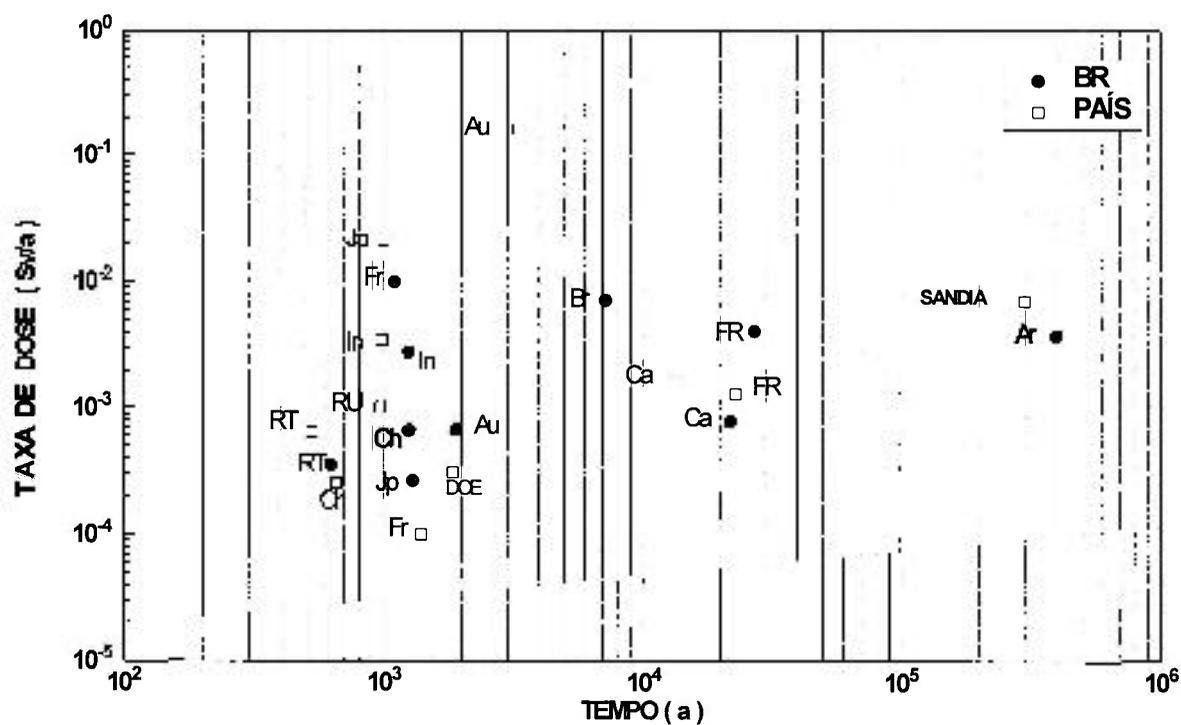


Figura 13 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o iodo (I-129) no poço.

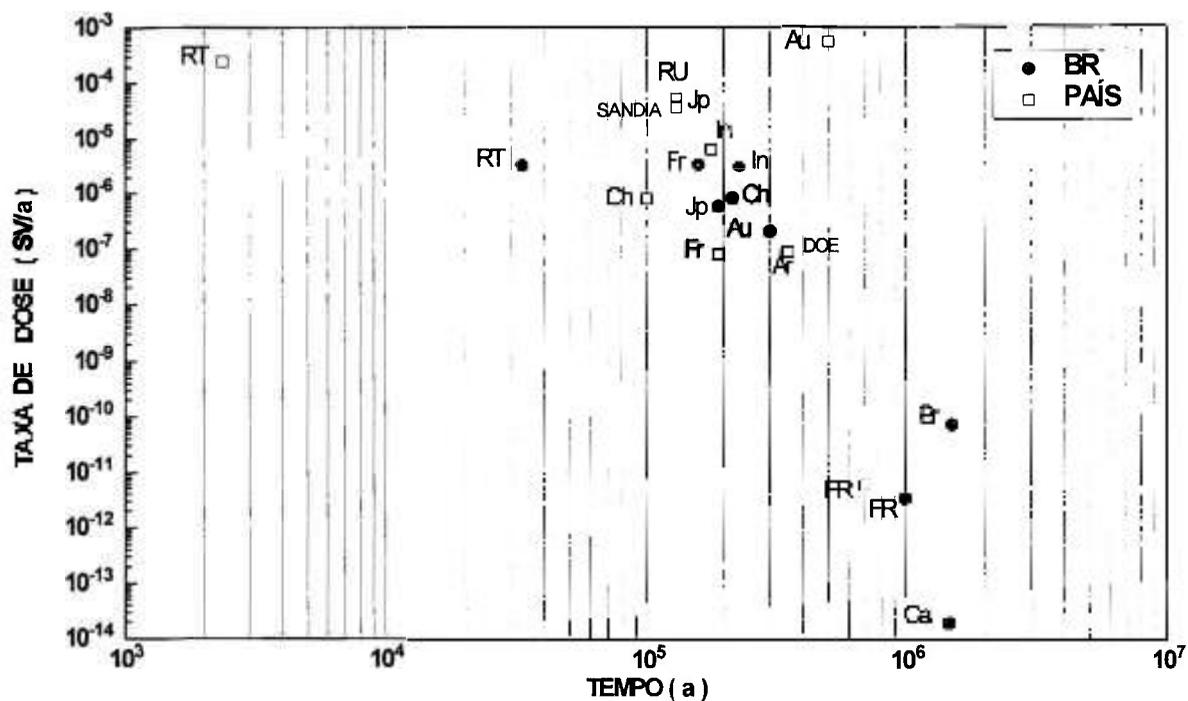


Figura 14 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o tório (Th-230) no poço.

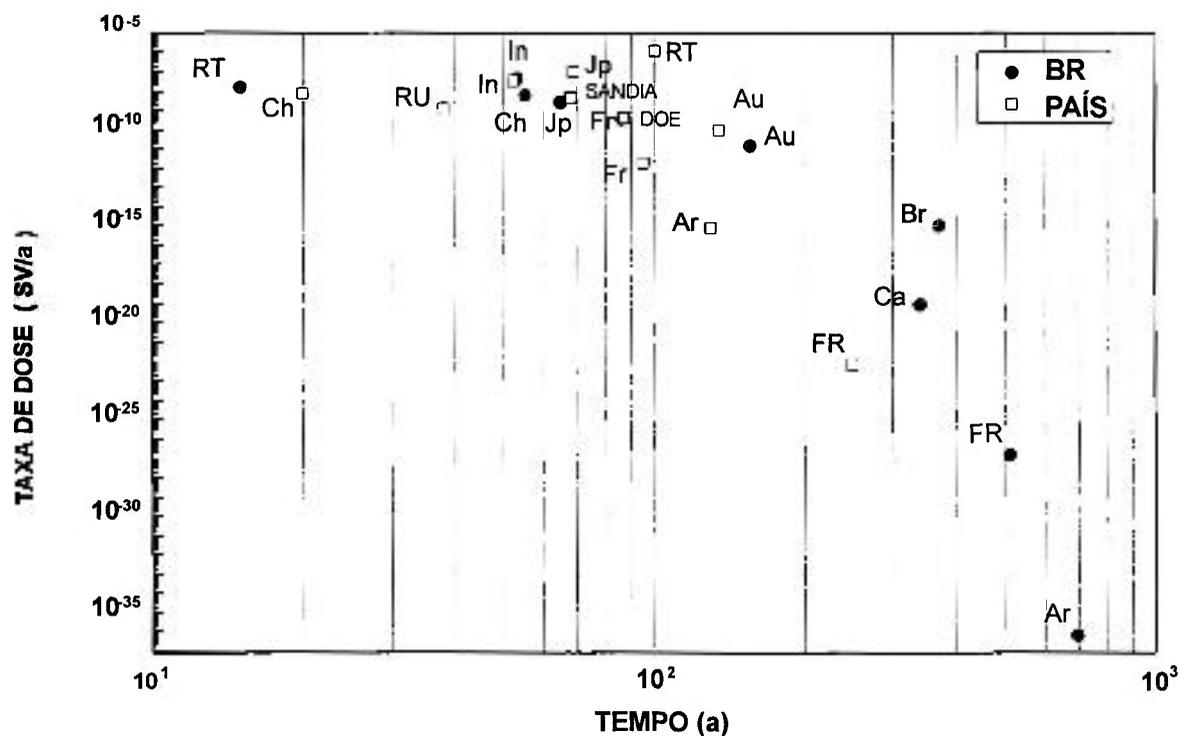


Figura 15 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o trício (H-3) na nascente.

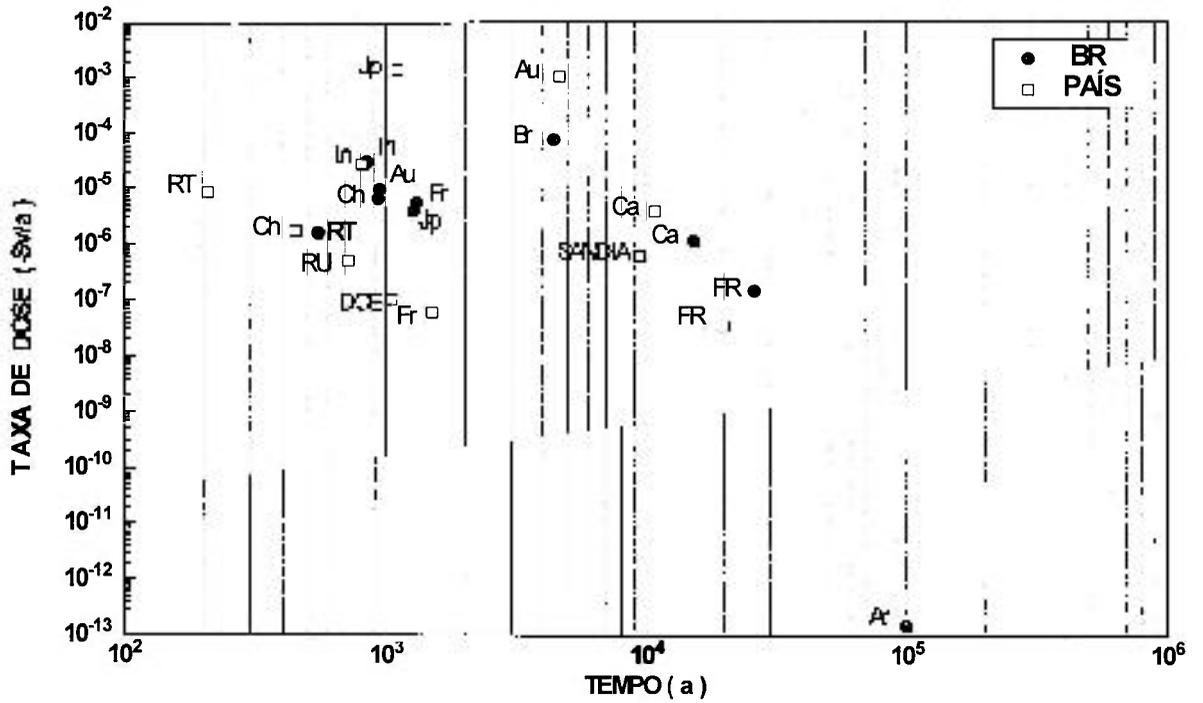


Figura 16 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o carbono (C-14) na nascente.

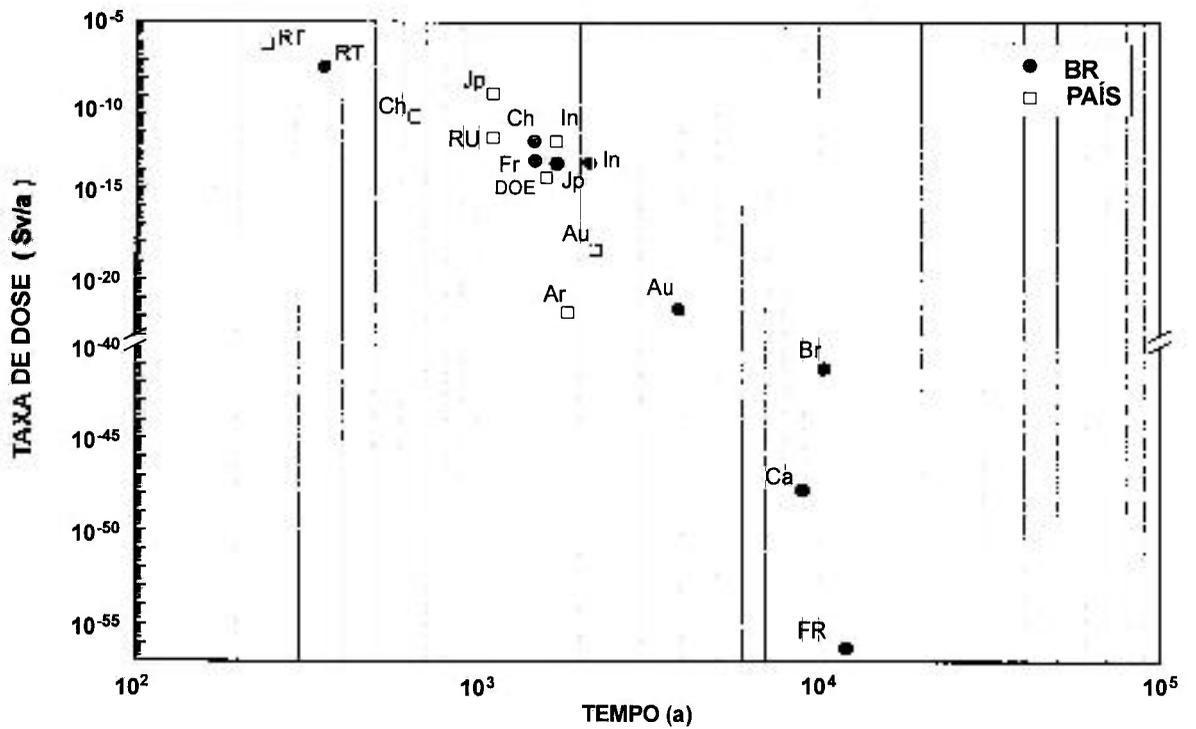


Figura 17 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o níquel (Ni-63) na nascente.

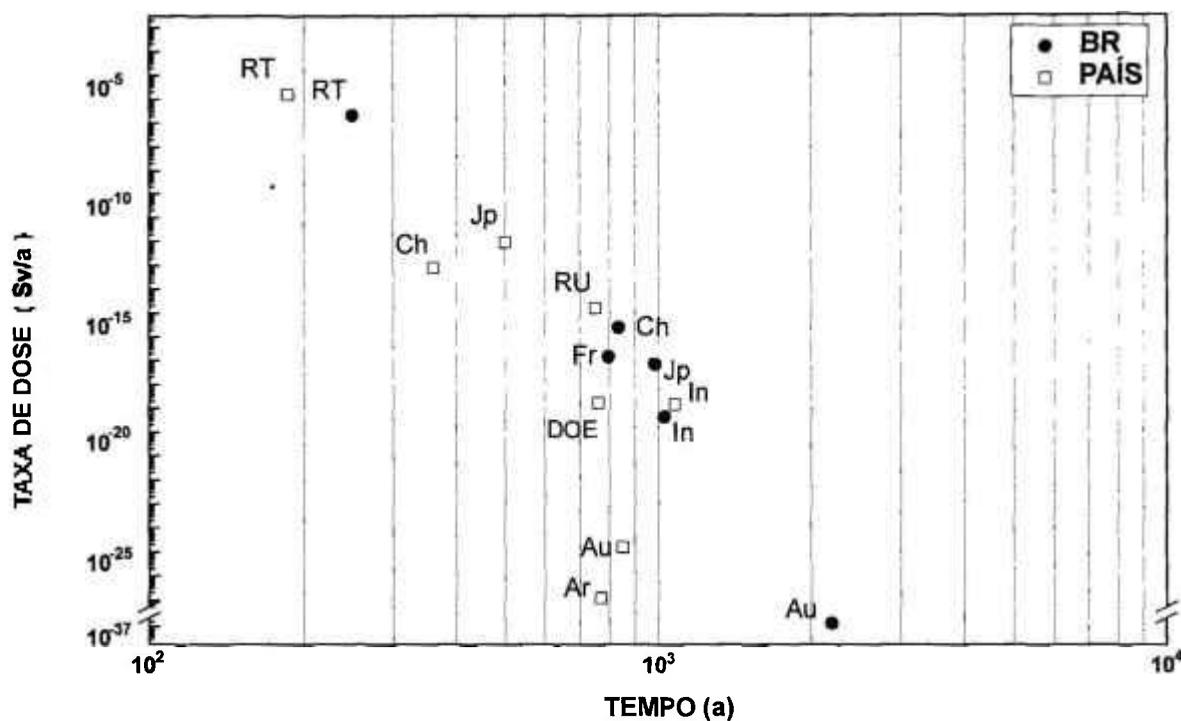


Figura 18 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o estrôncio (Sr-90) na nascente.

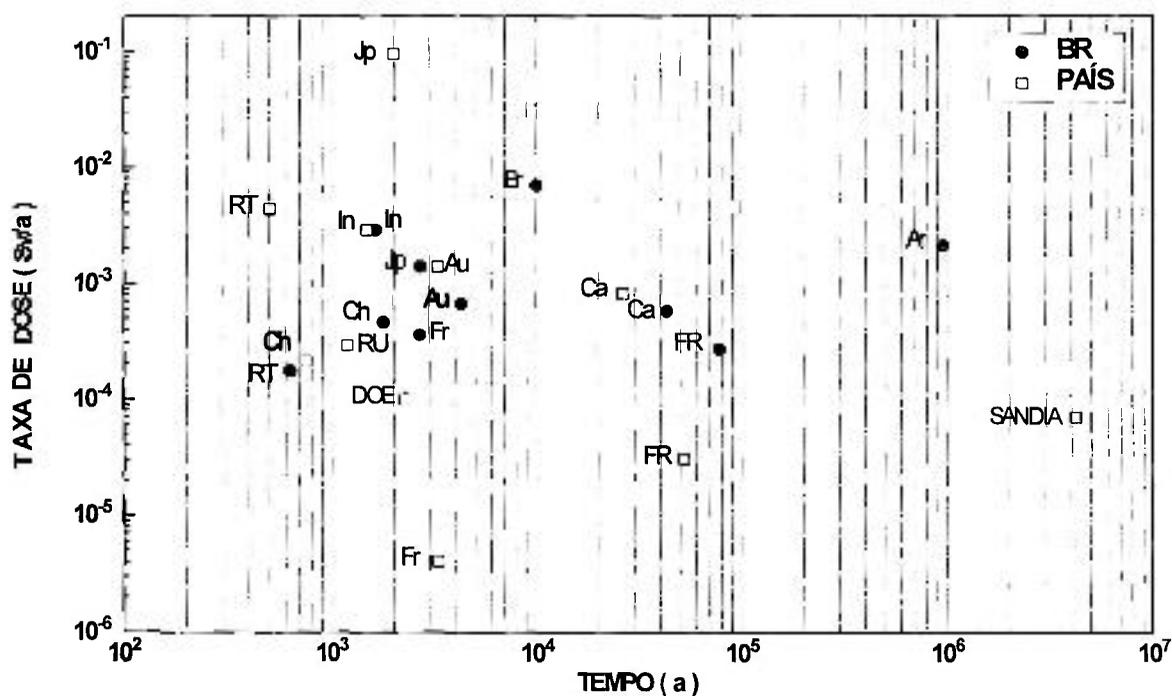


Figura 19 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o iodo (I-129) na nascente.

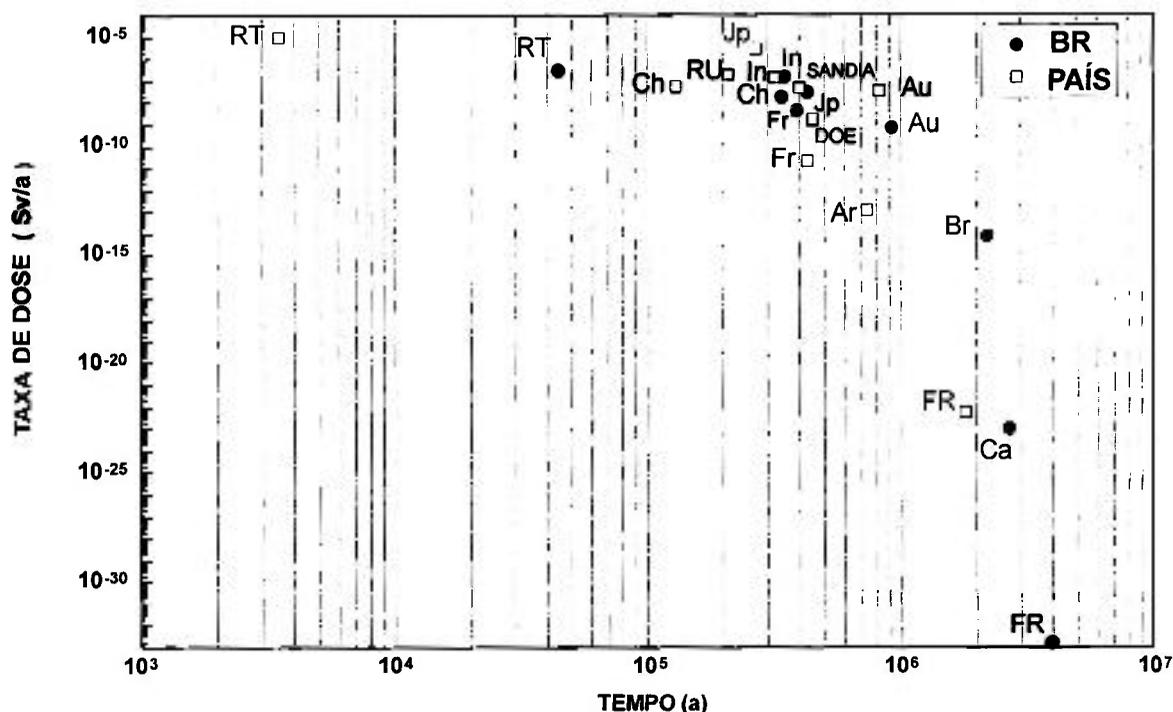


Figura 20 – Valores de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência para o tório (Th-230) na nascente.

4.5 Discussão dos resultados

4.5.1. Cenário poço

Na Figura 9 é apresentado a dose máxima e o respectivo tempo de ocorrência para o trício. Na figura observamos uma grande dispersão dos pontos, tanto para a dose máxima quanto para o tempo de ocorrência.

Os valores de dose máxima e tempo de ocorrência dos modelos dos países que estão relacionados na tabela III apresentam uma faixa entre $E-13$ a $E-6$ Sv/a e os valores do tempo de ocorrência estão entre 16 e 130 anos.

Considerando-se o modelo utilizado pelo IPEN, com os dados de entrada dos países relacionados na tabela III, observa-se também uma grande dispersão de valores de dose máxima e o respectivo tempo de ocorrência. A faixa de tempo varia de 13 a 250 anos e a faixa de dose máxima varia de E-17 a E-7 Sv/a.

A figura 10 mostra a distribuição dos valores de dose máxima do C-14 em função do tempo de ocorrência de máximo de dose. Os resultados obtidos pelos modelos dos respectivos países apresentaram dose máxima dentro do intervalo entre E-2 a E-9 Sv/a e o ano de ocorrência esta na faixa entre 187 a 9230 anos. Os resultados de dose máxima e o respectivo ano de ocorrência obtidos através do modelo utilizado pelo IPEN com os dados de entrada dos demais países, estão na faixa entre E-8 a E-5 Sv/a e de 540 a 35500 anos respectivamente.

A figura 11 mostra o intervalo de dose máxima para o Ni-63, que está entre E-32 a E-6 Sv/a; a faixa do respectivo tempo está entre 216 a 17770 anos.

A figura 12 mostra que o intervalo de dose máxima para o Sr-90 varia da ordem de E-58 a E-5 Sv/a e a faixa de ano de ocorrência do varia de 200 a 4570 anos.

A figura 13 mostra que a faixa de dose do I-129 varia de E-4 a E-1 Sv/a e o tempo máximo varia de 523 a 400000 anos.

A figura 14 mostra que o intervalo de dose máxima do Th-230 varia de E-16 a E-4 Sv/a e o respectivo intervalo de tempo de ocorrência varia de 2369 a 1800000 anos.

4.5.2. Cenário nascente

A figura 15 apresenta a dose máxima e o respectivo tempo de ocorrência para o trício. Os valores de dose máxima e o tempo de ocorrência do radionuclídeo dos países que estão relacionados na Tabela III apresentam uma faixa entre $E-23$ a $E-6$ Sv/a e os valores de tempo de ocorrência estão entre 38 e 370 anos.

Considerando-se modelo utilizado pelo IPEN, com os dados de entrada dos países relacionados na tabela III, observa-se também uma grande dispersão de valores de dose máxima e o respectivo tempo de ocorrência para o radionuclídeo. A faixa de dose máxima varia de $E-37$ a $E-6$ Sv/a e o intervalo do respectivo tempo de ocorrência varia de 15 a 695 anos.

A figura 16 mostra a distribuição dos valores de dose máxima para o C-14. O intervalo de dose máxima varia de $E-13$ a $E-3$ Sv/a e o ano de ocorrência varia de 210 a 100000 anos.

A figura 17 mostra a dispersão nos valores de dose máxima e o respectivo tempo obtidos para o Ni-63. Os valores de dose máxima estão dentro do intervalo entre $E-61$ e $E-6$ Sv/a e os anos de ocorrências estão dentro do intervalo entre 240 e 13800 anos.

A figura 18 mostra que o intervalo de dose máxima para o Sr-90 varia de $E-88$ a $E-5$ Sv/a e o intervalo de tempo varia de 186 a 7400 anos.

A figura 19 mostra a dispersão dos valores de dose máxima e tempo de ocorrência para o I-129. Na figura observamos uma dispersão relativamente menor nos valores de dose máxima e uma dispersão relativamente maior para o respectivo ano de ocorrência. Os valores de dose máxima estão dentro do intervalo que varia de E-5 a E-2 Sv/a e o respectivo tempo de ocorrência apresenta um intervalo entre 504 a 4200000 anos. Neste caso podemos constatar que a dispersão dos valores de dose máxima é menor em relação aos demais radionuclídeos.

A figura 20 mostra que o intervalo de dose máxima para o Th-230 varia de E-32 a E-5 Sv/a e o intervalo de tempo varia de 3480 a 3930000 anos.

4.5.3. Razão de dose e tempo

Para facilitar o estudo comparativo, calculou-se a razão entre os resultados de dose efetiva máxima e o respectivo tempo de ocorrência, após a liberação do repositório, obtidos pelos diferentes países, com os resultados que se obtém com o modelo utilizado pelo IPEN introduzindo-se os dados de entrada usados por cada país. A título ilustrativo, calculou-se também a razão de dose corrigida, para uma hipotética razão de tempo igual a 1. Os resultados são mostrados nas tabelas XXVIII a XXXVI e figuras 21 a 29.

Ao se comparar modelos matemáticos, há que se observar que mesmo a utilização de modelos conceituais e dados de entrada iguais, muito provavelmente resultará em doses diferentes, visto que as metodologias de

programação são diferentes e que há outros dados de entrada solicitados pelos códigos que não estão incluídos no presente estudo.

Portanto, pode-se afirmar que os resultados obtidos pelo IPEN apresentaram uma concordância razoável com aqueles obtidos pelo Canadá (figura 23), China (figura 24) e Índia (figura 27).

Tabela XXVIII – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da Argentina e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H- 3	1,34E+06	2,96E-01	6,89E+01
	Ni-63	7,20E+55	1,18E+00	5,85E+07
	Th-230	3,72E+03	9,80E-03	7,60E+10
N	H- 3	1,80E-01	1,00E+27	1,80E+07

Tabela XXIX – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da Austrália e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	2,05E+1	1,41E+00	8,82E+01
	C-14	5,08E+03	2,25E+00	5,87E+03
	Ni-63	1,97E-01	1,14E+00	7,87E-01
	Sr-90	3,04E-02	7,06E-01	7,42E-05
	I-129	2,40E+02	1,74E+00	2,40E+02
	Th-230	2,28E+03	1,67E+00	1,38E+04
N	H-3	6,90E+00	8,70E-01	2,12E+00
	C-14	1,46E+02	2,23E+00	2,02E+02
	Ni-63	1,64E+03	5,64E-01	1,25E-02
	Sr-90	1,11E+12	3,86E-01	8,61E-03
	I-129	2,66E+00	7,67E-01	2,66E+00
	Th-230	5,70E+01	9,21E-01	3,04E+01

Tabela XXX – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático do Canadá e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	C-14	2,96E+00	7,00E-01	2,32E+00
	I-129	2,27E+00	6,00E-01	2,27E+00
N	C-14	3,36E+00	7,00E-01	8,88E-01
	I-129	1,39E+00	6,00E-01	1,40E+00

Tabela XXXI – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da China e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	4,10E-01	5,00E-01	1,38E-01
	C-14	2,40E-01	4,90E-01	2,30E-01
	Ni-63	8,40E-01	4,50E-01	1,98E-02
	Sr-90	4,60E-01	4,50E-01	2,06E-04
	I-129	3,80E-01	5,20E-01	3,79E-01
	Th-230	1,04E+00	4,70E-01	3,68E-01
N	H-3	3,64E-01	2,23E+00	1,65E-01
	C-14	2,69E-01	4,80E-01	7,90E-02
	Ni-63	1,40E-02	4,45E-01	8,06E-02
	Sr-90	3,20E+02	4,30E-01	3,47E-03
	I-129	4,50E-01	4,17E-01	4,50E-01
	Th-230	4,50E-01	3,82E-01	3,28E-01

Tabela XXXII – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da Federação Russa e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	6,70E-02	8,97E-01	2,87E-02
	C-14	3,62E-01	1,00E+00	3,62E-01
	Ni-63	5,46E+04	4,41E+00	1,64E+37
	Sr-90	3,30E+13	2,40E-01	1,39E+00
	I-129	3,17E-01	8,49E-01	3,16E-01
	Th-230	1,28E-01	7,00E-01	8,63E-03
N	H-3	5,07E+04	4,90E-01	2,33E-02
	C-14	2,41E-01	7,63E-01	1,14E-01
	I-129	1,13E-01	6,67E-1	1,13E-01
	Th-230	9,65E+5	5,29E-1	1,59E+02

Tabela XXXIII – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da França e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	2,67E-02	1,23E+00	4,67E-02
	C-14	3,90E-02	1,13E+00	3,92E-02
	Ni-63	5,74E-04	1,22E+00	7,44E-03
	Sr-90	1,83E-05	9,55E-01	1,57E-04
	I-129	1,87E-02	1,63E+00	1,00E+01
	Th-230	9,31E-03	1,19E+00	2,91E-02
N	H-3	1,33E-03	1,28E-01	3,72E-03
	C-14	4,55E-03	1,15E+00	1,16E-02
	I-129	1,11E-02	1,22E+00	4,44E-04
	Th-230	5,12E-03	1,10E+00	7,33E-03

Tabela XXXIV – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da Índia e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	9,69E-01	9,69E-01	6,67E-01
	C-14	9,09E-01	7,87E-01	8,93E-01
	Ni-63	1,10E+00	9,27E-01	6,33E-01
	Sr-90	3,93E-02	1,00E+00	4,22E-02
	I-129	1,26E+00	7,82E-01	1,26E+00
	Th-230	2,07E+00	7,75E-01	1,30E+00
N	H-3	7,91E-01	9,80E-01	7,48E-01
	C-14	9,00E-01	9,54E-01	8,96E-01
	Ni-63	9,90E+00	8,45E-01	7,68E-01
	Sr-90	4,88E-03	1,05E+00	1,63E-02
	I-129	1,00E+00	9,02E-01	1,00E+00
	Th-230	9,23E-01	9,14E-01	7,03E-01

Tabela XXXV – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático do Japão e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	1,35E+01	1,13E+00	1,78E+01
	C-14	4,95E+01	8,65E-01	4,99E+01
	Ni-63	3,62E+01	6,70E-01	4,85E+00
	Sr-90	1,95E+00	5,18E-01	2,31E-02
	I-129	5,85E+01	7,60E-01	5,85E+01
	Th-230	6,30E+01	6,84E-01	3,67E+01
N	H-3	5,84E+01	1,06E+00	7,31E+01
	C-14	3,75E+02	8,66E-01	3,67E+02
	Ni-63	7,07E+03	6,47E-01	1,11E+02
	Sr-90	1,30E+05	5,10E-01	2,27E-01
	I-129	3,83E+02	7,41E-01	2,66E+02
	Th-230	1,09E+03	6,28E-01	2,57E+02

Tabela XXXVI – Resultados da razão de dose e a razão de tempo entre o modelo matemático da República Tcheca e o modelo matemático utilizado pelo IPEN com mesmos dados de entrada para ambos cenários.

Cenário	Radionuclídeo	Razão de dose	Razão de tempo	Razão de dose corrigida
P	H-3	5,36E+01	7,92E+00	8,37E+03
	C-14	4,48E+00	3,46E-01	4,30E+00
	Ni-63	2,42E+02	9,82E-01	5,00E+00
	Sr-90	4,32E+01	1,00E+00	2,47E+00
	I-129	1,81E+00	8,44E-01	1,81E+00
	Th-230	7,46E+01	7,18E-02	2,31E+01
N	H-3	8,05E+01	6,67E+00	4,46E+03
	C-14	5,38E+00	3,82E-01	2,60E+00
	Ni-63	2,90E+01	5,58E-01	7,48E+00
	Sr-90	8,00E+00	7,47 E-01	4,08E+00
	I-129	2,54 E+01	8,06E-01	1,33E+01
	Th-230	3,35E+01	7,91E-02	1,85E+01

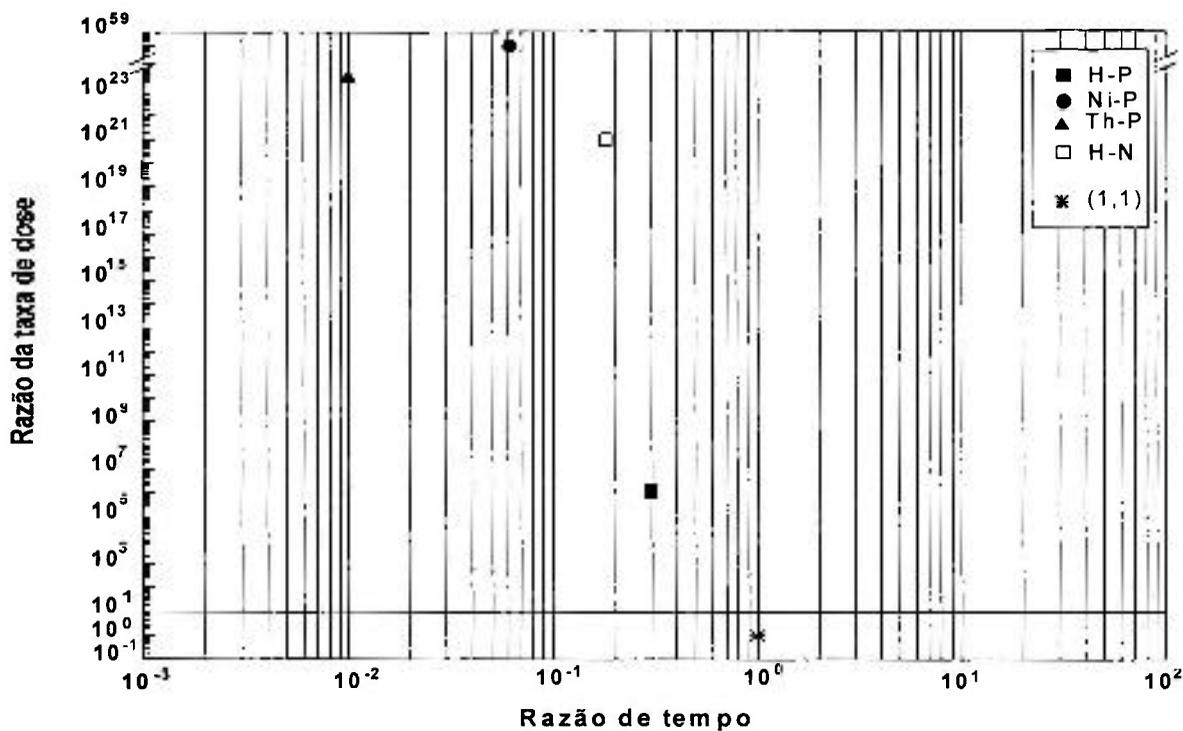


Figura 21 – Resultados da Argentina em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

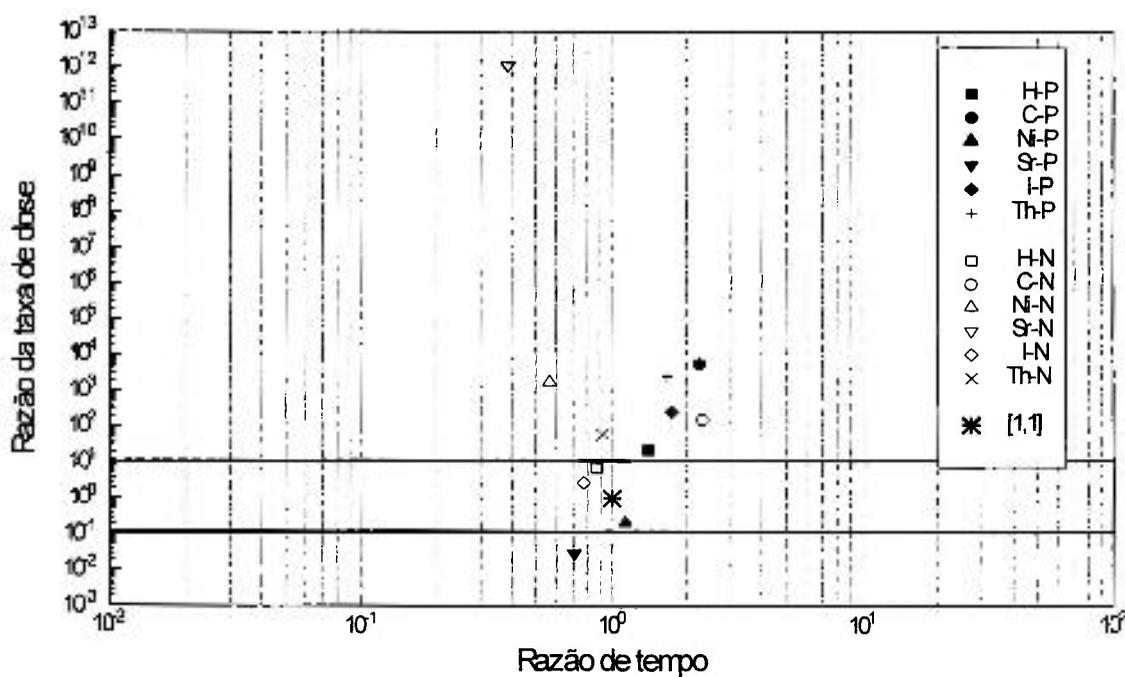


Figura 22 – Resultados da Austrália em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

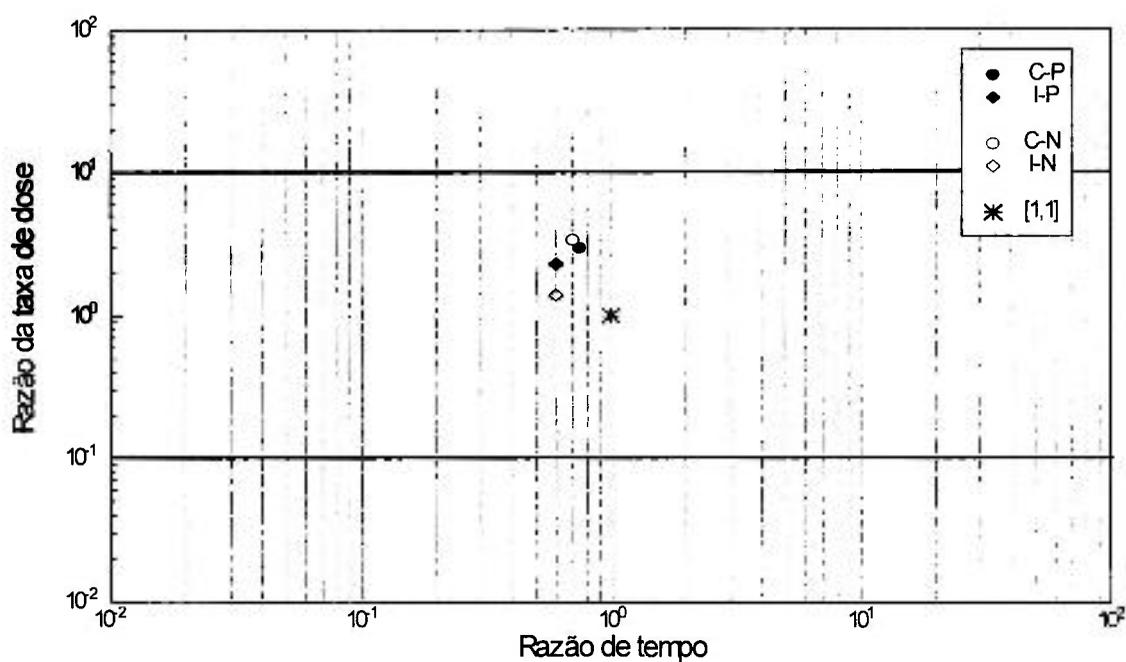


Figura 23 – Resultados do Canadá em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

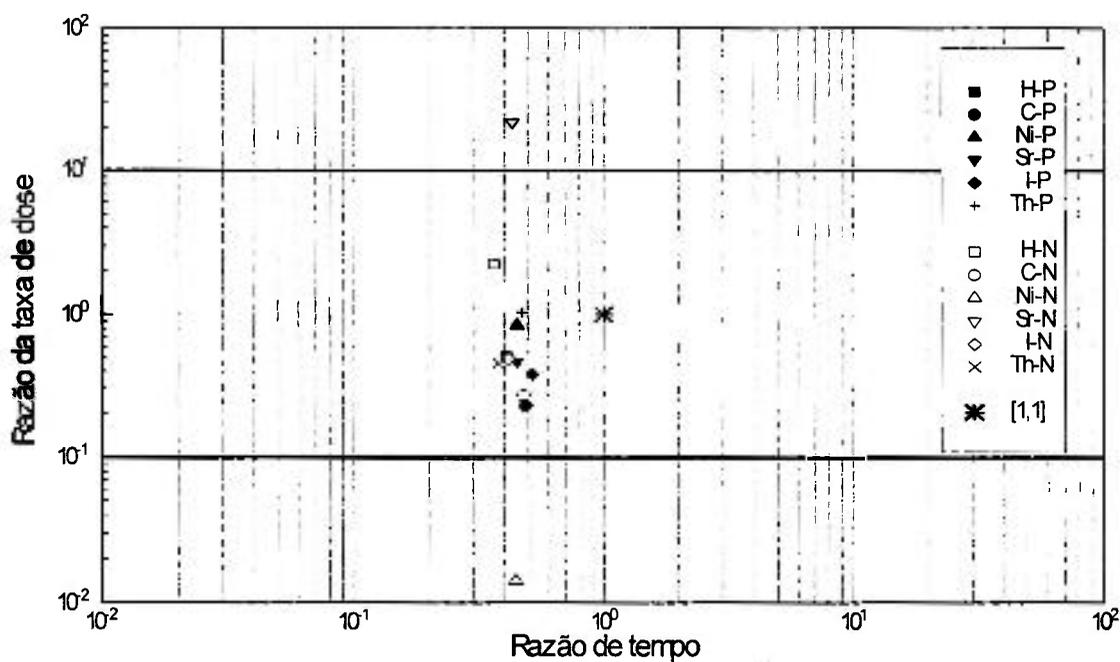


Figura 24 – Resultados da China em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

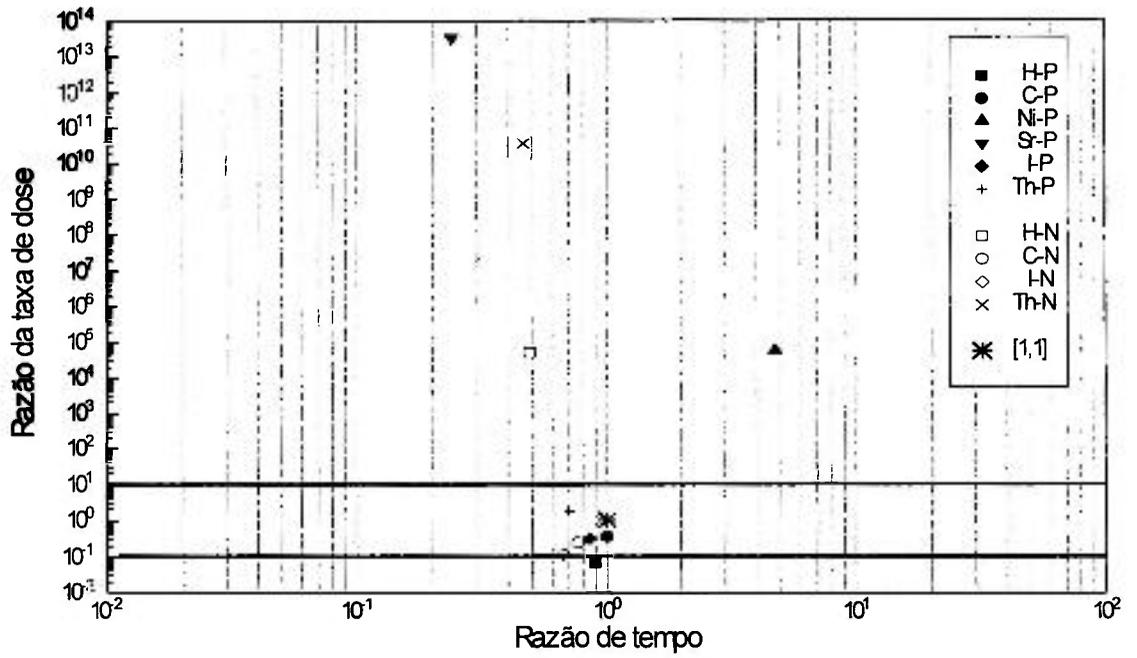


Figura 25 – Resultados da Federação Russa em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

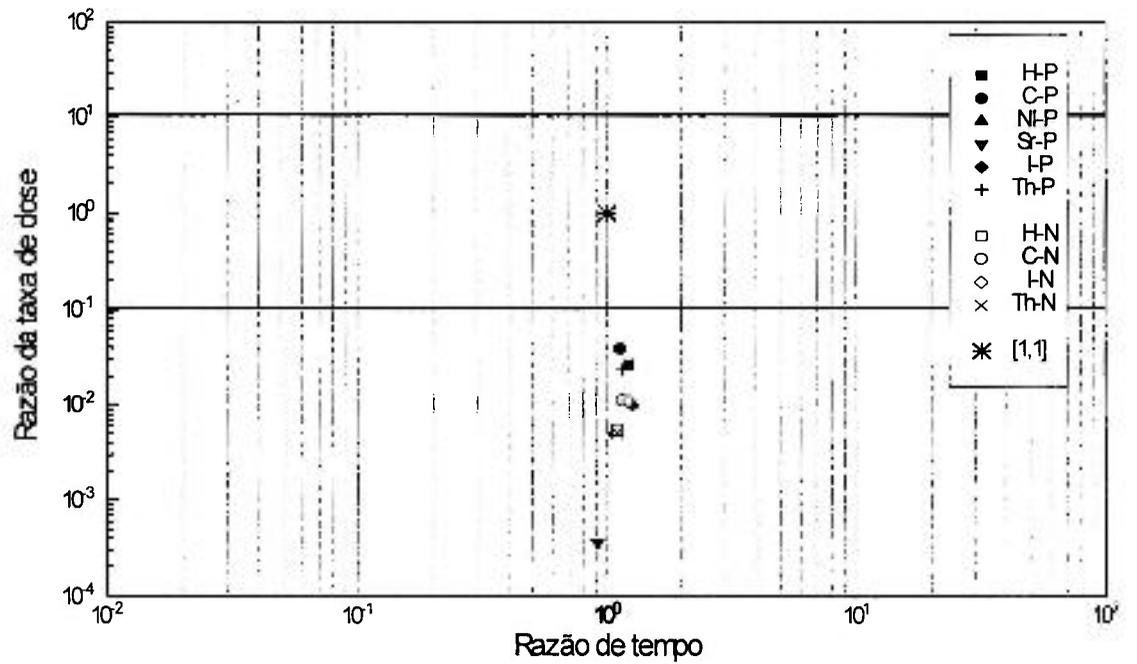


Figura 26 – Resultados da França em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

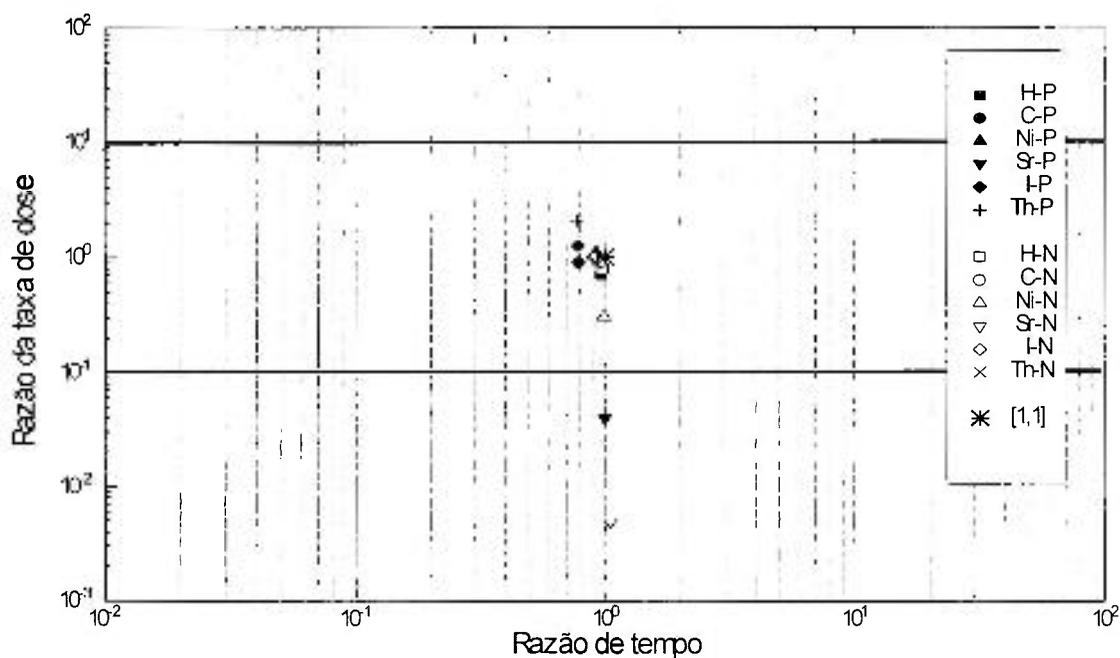


Figura 27 – Resultados da Índia em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

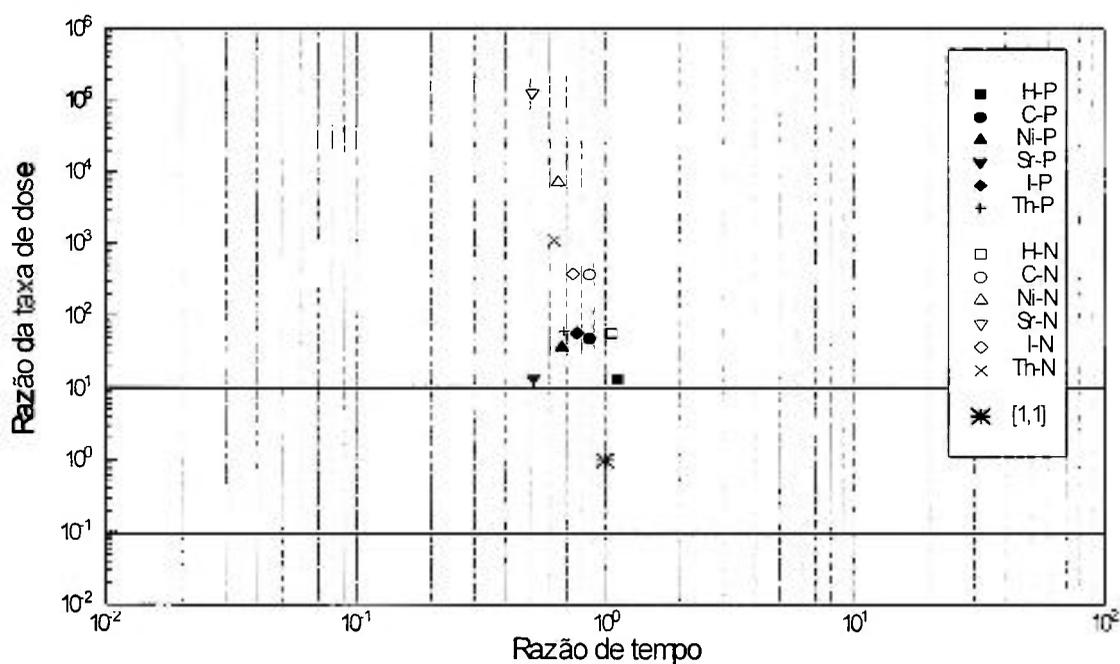


Figura 28 – Resultados do Japão em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P : poço; N : nascente).

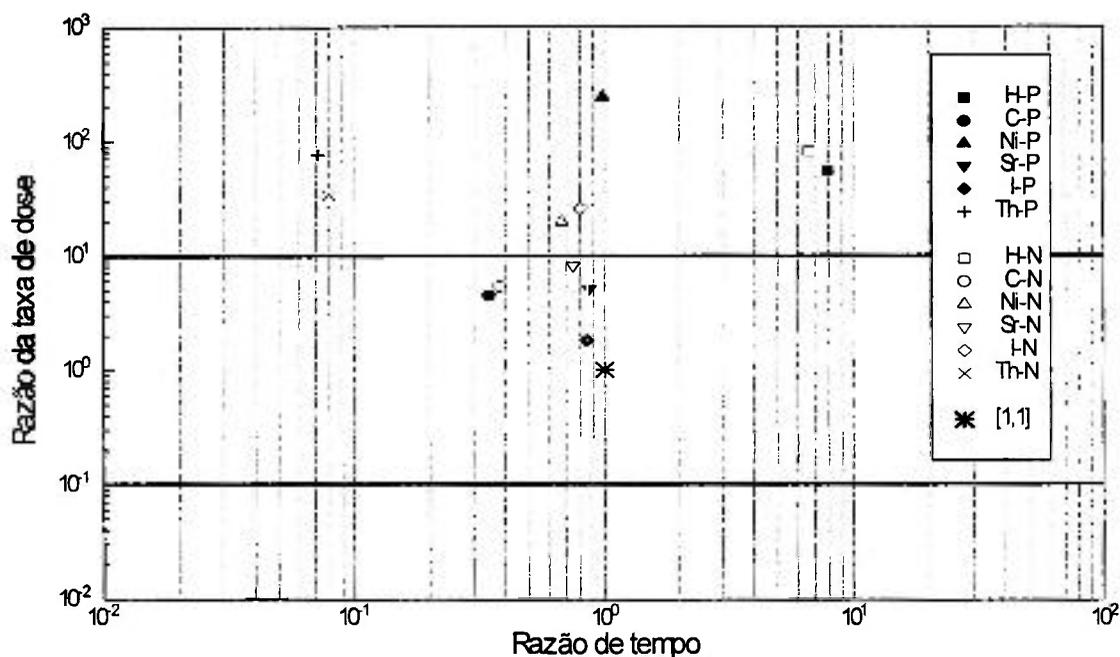


Figura 29 – Resultados da República Tcheca em relação ao IPEN, com os mesmos dados de entrada para os ambos cenários (P :poço; N : nascente).

Nota-se que as discrepâncias mais acentuadas são observadas para o Sr-90 e Ni-63. Esse resultado é esperado, visto que tais radionuclídeos são os que apresentam as menores relações meia-vida/fator de retardo, evidenciando a sensibilidade dos modelos a essa combinação de parâmetros.

Com os demais Países, os resultados obtidos foram muito discrepantes, tanto para o cenário poço quanto para a nascente, indicando a necessidade de estudos mais detalhados dos modelos utilizados sob aspecto de formulação conceitual, métodos de solução das equações utilizadas e outros parâmetros sensíveis nos respectivos modelos, não contemplados no presente estudo.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados mostram a elevada dispersão dos valores obtidos de dose efetiva máxima e respectivos tempos de ocorrência indicando que mesmo a partir de cenários específicos, a estimativa de dose decorrente da liberação de radionuclídeos de repositórios pode estar associada a incerteza de várias ordens de magnitude.

No presente estudo, a discrepância dos resultados pode ser creditada a uma série de fatores, principalmente àqueles relacionados à utilização de diferentes valores dos parâmetros hidrogeológicos, à adoção de soluções diferentes para as equações de fluxo e transporte de massa, bem como à própria interpretação dos cenários propostos no exercício.

Com informações disponíveis na documentação fornecida pelos participantes desse programa de estudos da AIEA, não é possível determinar exatamente as razões pelas quais foram obtidas doses tão discrepantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] ANDERSON, M.P. Movement of Contaminants in Groundwater : Groundwater Transport-advection and Dispersion". In : ANDERSON, M.P. **Groundwater contamination**. Washington,. D.C., National Academy, 1984 p. 37-45 .
- [2] BEAR, J. and VERRUIJT, A. **Modeling groundwater flow and pollution**. Dordrecht, Holland: D. Reidel, 1987.
- [3] BERG, R.C.; WEHRMANN, H.A. **Geological and hydrological factors for siting hazardous or low-level radioactive waste disposal facilities**. Champaign: Illinois State Geological Survey, 1989 (Circular 546).
- [4] BOND, K.A.; LINKLATER, C.M.; SHARLAND, S.M. Interpretative modelling of studies of sorption of radionuclides onto geological materials. In: INTERNATIONAL HIGH-LEVEL RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT CONFERENCE, 28 Apr - 3 May, 1991, Las Vegas. **Proceedings... Las Vegas**: ANS, 1991. p. 182-188.
- [5] CHEN, H.H, **Transient simulation and sensitivity analysis for transport of radionuclides in a saturated-unsaturated groundwater flow system**. Knoxville: 1980. Tese (Doutoramento) - The University of Tennessee.
- [6] CLEARY, R.W. Águas Subterrâneas. In: CLEARY, R.W. **Engenharia hidrológica**. Rio de Janeiro, R.J.: UFRJ, 1989. p. 293-404.

- [7] CLEARY, R.W. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo, S.P.: USP,. 1991.
(Coleção ABRH de recursos hídricos, 3).
- [8] CODELL, R.B., SCHREIBER, D. L. "NRC Models for evaluating the transport of radionuclides in groundwater. In: M. W. CARTER; A.A. MOGHISSI; B. KHAN (Eds). *Management of low-level radioactive waste*. New York, N.Y.: Pergamon, 1979 p. 1193.
- [9] CODELL, R.B.; DUGUID, J.D. Transport of radionuclides in groundwater. In: TILL, J.E.; MEYER, H.R. (Eds). *Radiological assessment*. Washington, D.C., U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1983 v. 1 p. 4-1 - 4-50.
- [10] COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radioativas. Rio de Janeiro, Nov. 1985. (CNEN-NE-6.05).
- [11] FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. *Groundwater*. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice-Hall, 1979.
- [12] GIBSON, D.K. *Report and results of the second meeting of the Co-Cordinated Research Programe on "The Safety Assessment Of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)"*. Sydney: Australian Nuclear Science Technology Organization, October 1992.
- [13] GUO, Z. *Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programe on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)"*. Taiyuan: China Institute Radiation Protection, October 1992.

- [14] GUSTAFSSON, E.; KLOCARCKARS, C.E. ***Studies on groundwater transport in fractured crystalline rock under controlled conditions using non- radioactive tracers.*** Uppsala, 1981 (SKB Technical Report 81-07).
- [15] HEATH, R.C. ***Basic ground - water hydrology.*** Washington. D.C. U.S. Geological Survey Water-Supply, 1982.
- [16] HIROMOTO, GORO. ***Analise de sensibilidade aplicada a modelos de transporte de rejeitos radiativos de atividade baixa.*** São Paulo: 1989. Tese (Doutoramento) - Instituto de Pesquisas Energéticas Nucleares.
- [17] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Radioactive wastes management glossory -2 ed.** Vienna, 1988. (IAEA - TECDOC-447).
- [18] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Underground disposal of radioactive wastes. Vienna, 1981.*** (Safety Series No. 54).
- [19] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Safety assessment for the underground disposal of radiactive waste. Vienna, 1981.*** (Safety Series N^o.56).
- [20] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Generic models and paramentrs for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases Exposures of critical groups. Vienna, 1982.*** (Safety Series N^o. 57).
- [21] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. ***Criteria for Underground disposal ofsolid radioactive wastes. Vienna, 1983.*** (Safety Series N^o 60).

- [22] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Classification of radioactive wastes. Vienna, 1994.** (Safety Series N^o. 111-G-1.1).
- [23] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Specification for test case 2A: Co-ordinated Research Programme on The safety assessment of near-surface radioactive waste disposal facilities - (NSARS).** Viena: AIEA, June, 1992.
- [24] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. **Limits for intakes of radionuclides by workers.** Oxford, Pergamon, 1983. (ICPR-30)
- [25] JOHANSSON, G.; HÄGG, C. Biosphere models in radioactive waste disposal assessment. **Reliability Engineering and System Safety**, v. 42, n. 2, p. 217-232, 1993.
- [26] KIMURA, H.; **Progress Report and Results of Test Case 2a for the International Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programme on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)".** Tokai: Japan Atomic Energy Research Institute, October 1992.
- [27] KLINGSBERG, C; DUGUID, J. **Status of Technology for Isolating High-Level Radioactive Wastes in Geologic Repositories** Washington, D.C.: U.S. Department of Energy, Oct. 1980 (DOE/TIC 11207).
- [28] KOZAK; M.W.; **Progress Report and Results of Test Case 2a for the International Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programme on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)".** Albuquerque: Sandia National Laboratories, October 1992.

- [29] KUMRA, M.S.; MATHUR, R.K.; OZARDE, P.D.; NARAYAN, P.K.; KRISHNAMURTHY, I.M. **Model development on transport of radionuclides through geosphere from near surface radioactive waste disposal facilities**. Bombay: Bhabah Atomic Research Centre, February, 1992.
- [30] LIETEVA, P. **Progress Report and Results of Test Case 2a for the International Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programme on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)"**. Nuclear Research Institute, October 1992.
- [31] LYON, R.B. Environmental assessment for nuclear fuel waste disposal - the canadian approach. In: WASTE MANAGEMENT, Feb. 1981 Tucson. **Proceedings of symposium on...Tucson**: EPA, 1981.
- [32] MARINER, P.E.; JACKSON, R.E. Surface complexation model prediction of Np and Pu distribution coefficients. In: INTERNATIONAL HIGH-LEVEL RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT CONFERENCE 25-28 Apr, 1993, Las Vegas. **Proceedings on... Las Vegas**: ANS, 1993. p. 1539-1546.
- [33] MATOS, L.A.T. **Análise preliminar sobre a disposição de rejeitos radioativos de alta atividade em formações geológicas do Estado de São Paulo**. São Paulo: 1980 Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
- [34] MARUMO, J.T. **Estudos de migração de radionuclídeos no solo**. São Paulo: 1981 (IPEN-Pub-241).

- [35] McCray, J. G., and NOWATZKI, E.A. **Site characterization field manual for near surface geological disposal of low-level radioactive waste.** Tucson, AZ University of Arizona Nuclear Fuel Cycling Research Program, 1985.
- [36] MEYER, G.L. Recent experience with the land burial of solid low-level radioactive wastes. In: **MANAGEMENT OF RADIOACTIVE WASTES FROM THE NUCLEAR FUEL CYCLE**, March 22-26, 1976 Viena. **Proceedings of a symposium on... held in Vienna:** IAEA, 1976, v. 2, p.383-95 (IAEA-SM-207/64).
- [37] PEPEER, D.W. Subsurface transport of radioactive material using adaptive finite element. In: **INTERNATIONAL HIGH-LEVEL RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT CONFERENCE**, Apr 25-28, Las Vegas. **Proceedings... Las Vegas:** ANS, 1993. p. 1581-1585.
- [38] PICKENS, J.F.; GRISAK, G.E. Modeling of scale -dependent dispersion in hidrogeologic systems. **Water Resources Research**, v. 17, n. 6, p. 1701-1711, 1981.
- [39] RADUAN,R.N., RZYSKI,B.M. Instalação de Repositórios de Subsuperfícies para Rejeitos Radioativos.Requisitos para avaliação do impacto ambiental. In: **ENERGIA NUCLEAR E MEIO AMBIENTE: anais do simpósio de ... realizado em Rio de Janeiro, 28 de junho - 1 de julho, 1993.** Rio de Janeiro, 1993.
- [40] ROBERTS, L.E.J. Radioactive waste management. **Annu. Rev. Nucl. Part. Sci.**, n. 40, p. 79-112, 1990.
- [41] RUNCHAL, A.K.; SAGAR,B. PORFLOW: A model for Fluid Flow, Heat and Mass Transport in Multfluid Multiphase Fractured or Porous Media. Users Manual Los Angels, 1992.

- [42] SANTOS, J.M.E. ***Análise quantitativa dos rejeitos radioativos a serem gerados no Programa Nuclear Brasileiro.*** São Paulo: 1979.
Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
- [43] SANTUCCI, P. ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programe on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)".*** Paris: Institut de Protection et de Sûrete Nuclérie, October 1992.
- [44] SASIDAHAR, P. ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programe on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)".*** Bombay: Bhabah Atomic Research Centre, October 1992.
- [45] SAVEROT, P. Boundary conditions for pathways safety analysis and basic criteria for low-level radiation waste site selection. ***JNMM***, v. 23 n. 1, p. 13-19, 1994.
- [46] SCHAWARTZ, F.W. Macroscopic dispersões in porous media. The controlling factors. ***Water Resource Res.***, v. 13 n. 4, p. 743-752, 1977.
- [47] SCHEIDEGGER, A.E. General Theory of Dispersion in Porous Media . ***Journal of Geophysical Research***, v. 66, n. 10, p. 3273-3278, 1961.
- [48] SELANDER, W.N.; ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programe on " The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)".*** Ontario: Atomic Energy of Canada Limited, October 1992.

- [49] SEREBRYAKOV, B.; ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programme on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)"*** Moscou: Institute of Biophysics, October 1992.
- [50] SIEFKEN, D., G. ***Site, suitability, selection, and characterization.*** Washington, D.C.: U.S. Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Safety and Safeguards, 1982 (NUREG-0902).
- [51] SIRAK, G. ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programme on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)"***. Bariloche: Comisión Nacional de Energía Atómica, October 1992.
- [52] SIRAK, G. RIVER, D.; Teleria, D. Evaluaciones de seguridad de sistemas superficiales de eliminacion de residuos radiactivos. In : SEGURIDAD RADIOLÓGICA Y NUCLEAR: proceeding of II congreso regionalon ...held in Zateca, 22-26 noviembre, 1993 Mexico, 1993.
- [53] SUAREZ, A.A. ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the International Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programme on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)"***. São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, October 1992.
- [54] THE INTERNATIONAL HIDROCOIN PROJECT ***Groundwater hydrology modelling strategies for performance assessment of nuclear waste disposal: Level 3 Uncertainty Analysis.*** Paris: Nuclear Energy Agency, 1991 (INIS-XN-393).

- [55] THORNE, D.J. ***Progress Report and Results of Test Case 2a for the Internacional Atomic Energy Agency Co-Cordinated Research Programe on "The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities (NSARS)."*** Colorado: Oak Ridge National Laboratory, October 1992.
- [56] VAN GENUCHTEN, M. T. A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated. ***Soils. Soil Science Soc. of America J.***, v. 44 p. 892 - 898, 1980.
- [57] WALDROP, W.R. A ***Review of field-scale physical solute transport processes in satured and unsatured porous media.*** Palo Alto: Eletric Power Research Institute, 1985 (EPRI - EA-4190).
- [58] WILSON, L.G., ***Monitoring in the vadose zone: A review of technical elements and methods.*** Wasington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1979. (GE 779-TMP-55).
- [59] YADIGAROGLU, G. and MUNERA, H.A. Transport of Pollutants: Summary Review of Physical Dispersion Models. ***Nuclear Technology***, v. 77, p. 125-149, 1987.