



Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares

Instituição de Ensino associada à Universidade de São Paulo

**Pós-Graduação Acadêmica
Programa de Tecnologia Nuclear**

Disciplina: TNA-5754

**Radioatividade no meio ambiente e
avaliação de impacto radiológico
ambiental**

Prof^a. Dr^a. Barbara Paci Mazzilli
Prof. Dr. Marcelo Francis Máduar
Prof^a. Dra. Marcia Pires de Campos

Sumário

INTRODUÇÃO	4
1.1 FUNDAMENTOS DE RADIOATIVIDADE.....	4
1.2 GRANDEZAS E UNIDADES EM RADIOPROTEÇÃO AMBIENTAL	5
FONTES NATURAIS DE RADIAÇÃO	14
2.1 RADIAÇÃO CÓSMICA E RADIONUCLÍDEOS COSMOGÊNICOS.....	16
2.2 RADIAÇÃO TERRESTRE	18
2.2.1 Irradiação externa.....	18
2.2.2 Irradiação interna.....	20
2.3 NORM E TENORM.....	23
2.4 RADÔNIO	25
2.4.1 Construção civil.....	28
2.5 OUTRAS FONTES	33
FONTES ARTIFICIAIS DE RADIAÇÃO	36
3.1 CICLO DO COMBUSTÍVEL NUCLEAR.....	36
3.1.2 Beneficiamento do minério de urânio	41
3.1.3 Conversão e purificação	41
3.1.4 Enriquecimento isotópico.....	42
3.1.5 Fabricação do elemento combustível.....	42
3.1.6 Reatores nucleares.....	43
3.1.7 Reprocessamento do elemento combustível.....	44
3.1.8 Disposição de rejeitos	45
3.2 EXPLOSÕES NUCLEARES.....	47
3.3 FONTES MÉDICAS	48
3.4 OUTRAS FONTES DE EXPOSIÇÃO	50
COMPORTAMENTO DOS RADIONUCLÍDEOS NO ECOSISTEMA	52
4.1 MECANISMOS DE TRANSPORTE.....	53
4.2 FATORES QUE AFETAM OS MECANISMOS DE TRANSPORTE.....	55
4.3 PROPRIEDADES DOS RADIONUCLÍDEOS	57
4.4 COMPORTAMENTO DE GRUPOS ESPECÍFICOS DE RADIONUCLÍDEOS.....	58
MODELAGEM DA TRANSFERÊNCIA DE RADIONUCLÍDEOS NO AMBIENTE	64
5.1 DISPERSÃO ATMOSFÉRICA	64
5.1.1 Inclusão de construções	65
5.1.2 Depleção da pluma.....	73
5.2 TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS – RIOS	74
5.2.1 Transporte em rios.....	75
5.2.2 Efeitos da sedimentação.....	78
5.3 TRANSPORTE DE RADIONUCLÍDEOS NA CADEIA ALIMENTAR	80
5.3.1 Cadeia alimentar terrestre	81
5.3.2 Cadeia alimentar aquática	84
AValiação DE IMPACTO RADIOLÓGICO AMBIENTAL	86
6.1 PRINCÍPIOS PARA ESTABELECIMENTO DE LIMITES DE LIBERAÇÃO DE EFLUENTES.....	86
6.2 PROGRAMA DE MONITORAÇÃO AMBIENTAL.....	87
6.2.1 Programa de monitoração ambiental pré-operacional.....	87
6.2.2 Programa de monitoração ambiental operacional	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

Capítulo 1

Introdução

1.1 Fundamentos de radioatividade

1.2 Grandezas e unidades em radioproteção ambiental

Introdução

1.1 Fundamentos de radioatividade

No início dos anos cinquenta surgiu nos países desenvolvidos uma grande preocupação com os efeitos das radiações ionizantes. Esta preocupação teve sua origem na triste experiência das bombas de Hiroshima e Nagasaki como também na contaminação radioativa que ocorreu com o advento dos testes nucleares.

Na época os efeitos da precipitação radioativa eram ainda desconhecidos, razão pela qual aumentou a especulação sobre possíveis conseqüências deletérias para a saúde decorrente de exposições prolongadas à radiação.

Poucos assuntos científicos têm provocado tanta controvérsia pública quanto os efeitos da radiação.

É bem verdade que a radiação pode matar. Quando as doses recebidas são altas ela pode causar danos severos aos tecidos. Baixas doses podem também causar câncer e induzir efeitos genéticos nos descendentes das pessoas irradiadas.

Porém, as fontes de radiação mais importantes para o público não são as que atraem mais a sua atenção. As fontes naturais são responsáveis pela maior parte da exposição. A energia núcleo-elétrica contribui com uma pequena parcela da exposição à radiação decorrente de atividades humanas. Atividades menos controvertidas, como a utilização de raios-x na medicina, produzem doses muito maiores. Outras atividades quotidianas, como viajar de avião e viver em casas aquecidas, podem causar um aumento substancial da exposição à radiação natural.

O UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) foi criado pela Assembléia Geral da ONU em 1955, com a finalidade de avaliar as doses, efeitos e riscos da radiação em escala mundial.

As principais organizações envolvidas no estabelecimento de critérios em radioproteção são:

- ICRP, International Committee on Radiological Protection, comitê técnico que fornece as diretrizes básicas de radioproteção, baseado no conhecimento científico atual;
- IAEA, International Atomic Energy Agency, órgão da ONU que fornece diretrizes e recomendações a serem adotados nos países membros;
- CNEN, Comissão Nacional de Energia Nuclear, que elabora normas e diretrizes nacionais relativas à área nuclear no Brasil.

1.2 Grandezas e unidades em radioproteção ambiental

Tanto os elementos radioativos quanto a radiação emitida por eles existem no nosso planeta muito antes do aparecimento da vida no mesmo.

A radiação teve sua origem na “grande explosão” que ocorreu há 20.000 milhões de anos. Desde então tem se dispersado pelo cosmo. Entretanto, faz pouco mais de um século que a humanidade descobriu esse fenômeno.

Em 1896, Henri Becquerel, um cientista francês, colocou em uma gaveta várias chapas fotográficas juntamente com um material que continha urânio. Ao revelar as chapas verificou que haviam sido afetadas pela radiação, atribuída então ao urânio.

Marie Curie deu continuidade às experiências, dando ao fenômeno o nome de “radioatividade”. Em 1898, ela e seu marido Pierre descobriram que, à medida que o urânio emitia radiação se transformava em outros elementos.

Tanto o trabalho de Becquerel como o do casal Curie se baseou numa descoberta científica anterior, que ocorreu em 1895 quando um físico alemão, Roentgen (também por casualidade) descobriu os raios-x.

Algum tempo depois Becquerel experimentou uma das desvantagens da radiação: o efeito deletério que ela pode causar nos tecidos vivos. Um tubo de vidro contendo rádio, que levava em seu bolso produziu lesões na pele. Marie Curie morreu de uma enfermidade do sangue, provavelmente devida à sua exposição à radiação. Pelo menos 336 trabalhadores neste campo morreram devido às doses recebidas, antes que fossem perfeitamente conhecidos os efeitos deletérios da radiação.

Apesar desta evidência, um pequeno grupo de cientistas embrenhou-se nos segredos mais profundos da matéria. Seu trabalho conduziu à explosão das bombas atômicas no final da II Guerra Mundial (1945), com grandes perdas humanas, e à operação da primeira central nuclear, no Reino Unido (1956).

Simultaneamente, desde a descoberta de Roentgen verificou-se uma expansão contínua dos usos médicos da radiação.

O foco da investigação dos cientistas era o átomo e em particular sua estrutura. O tamanho do núcleo é 10^{-5} vezes menor do que o tamanho do átomo, entretanto é tão denso que apresenta quase toda a sua massa.

O número de prótons presentes no núcleo determina o elemento químico a que pertence o átomo. Cada átomo tem o número de elétrons orbitais igual ao número de prótons. Como resultado, o átomo é neutro.

As demais partículas localizadas no núcleo se denominam nêutrons por não possuírem carga elétrica. Os átomos de um mesmo elemento químico têm sempre o mesmo número de prótons no núcleo, porém podem ter números diferentes de nêutrons. Os que apresentam número diferente de nêutrons, porém mesmo número de prótons, pertencem ao mesmo elemento químico e são chamados de “isótopos”.

Assim, o U-238 tem 92 prótons e 146 nêutrons; o U-235 tem os mesmos 92 prótons, mas 143 nêutrons.

Alguns nuclídeos são estáveis, isto é, se encontram num estado de equilíbrio. Entretanto, eles são uma minoria. A maioria é instável e tende a atingir seu equilíbrio transformando-se em outros nuclídeos.

Como exemplo, as partículas do núcleo do átomo de U-238 são capazes apenas de manter-se unidas. De repente, aleatoriamente, um conjunto de seus prótons e nêutrons se desprende do núcleo. O U-238 se converte então no Th-234 (com 90 prótons e 144 nêutrons). Entretanto, o Th-234 também é instável e decai por um processo diferente: um de seus nêutrons transforma-se em um próton e um elétron. Desta forma, o Th-234 se converte no Pa-234, com 91 prótons e 143 nêutrons, emitindo o elétron que se formou. Assim, através de transformações sucessivas e dispersão de partículas do átomo, obtém-se o chumbo estável.

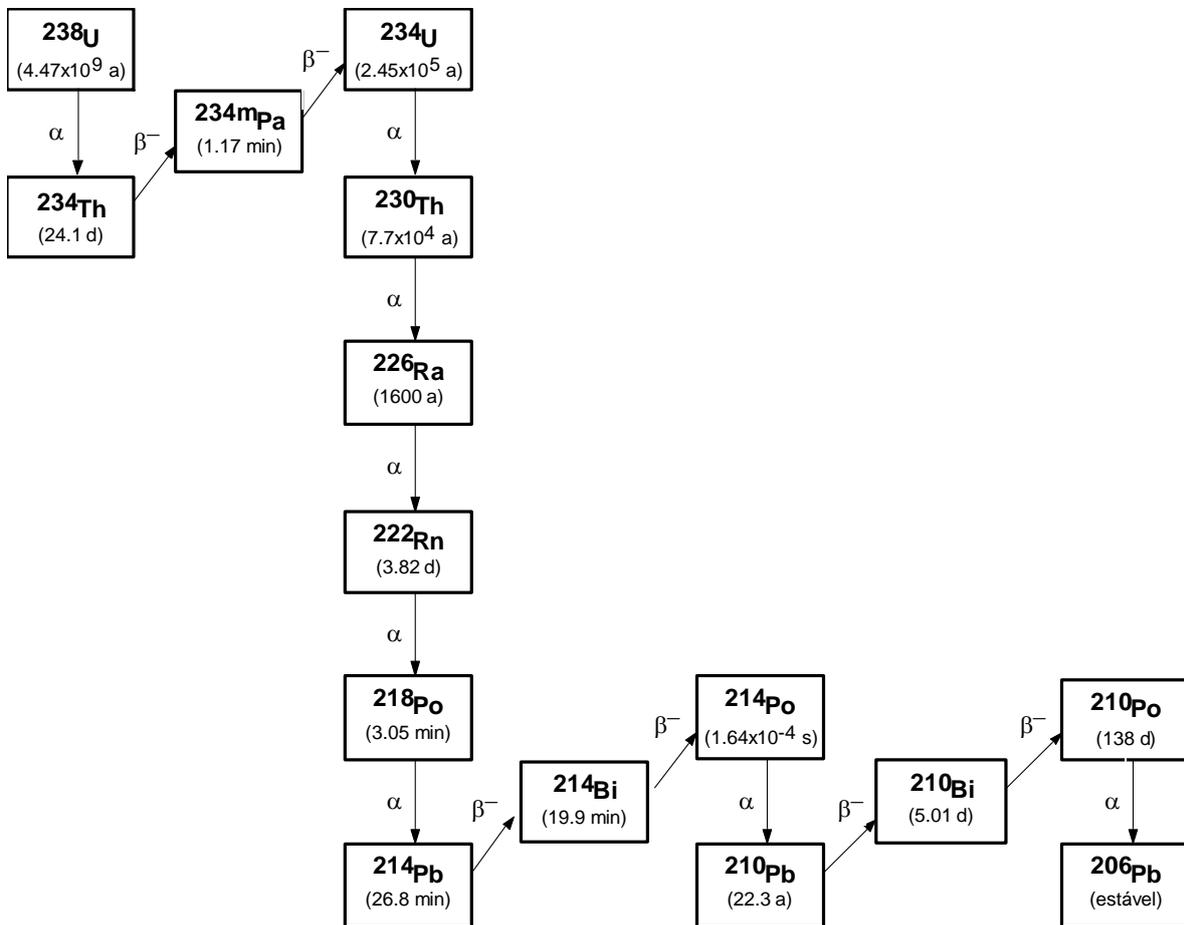
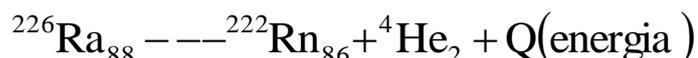


Figura 1.1 Série de decaimento natural do U-238

Existem, naturalmente, muitas outras seqüências de decaimento, com uma grande variedade de esquemas e combinações. Em cada transformação que ocorre, verifica-se uma liberação de energia na forma de radiação.

A emissão simultânea de um conjunto de prótons e nêutrons, como no caso do U-238, é chamada de radiação “alfa”; a emissão de um elétron de origem nuclear, como no caso do Th-234, de radiação “beta”. Freqüentemente, o nuclídeo instável decai para um estado excitado e a emissão de partículas não será suficiente para que o átomo atinja o estado de equilíbrio. Nesses casos, ocorre a emissão de energia pura denominada radiação “gama”. Como os raios-x, a radiação gama não acarreta a emissão de partículas.

A emissão de uma partícula alfa de um átomo de ^{226}Ra , por exemplo, pode ser representada por:



Praticamente toda a energia liberada pela reação é transformada em energia cinética da partícula alfa. Esta energia cinética será responsável pela distância percorrida pela partícula alfa num determinado tecido e pelo eventual dano biológico.

O valor de Q pode então ser calculado partindo-se do princípio que a energia provém de parte da massa original do átomo de rádio e que massa e energia devem ser conservadas de acordo com a equação de Einstein, $E=mc^2$, onde E é a energia em erg, m é a massa em gramas e C é a velocidade da luz ($2,998 \times 10^{10}$ cm/s). Considerando-se que:

$$\begin{aligned} \text{massa de } ^{226}\text{Ra} &= 226,025438 \text{ uma} \\ \text{massa de } (^{222}\text{Rn} + ^4\text{He}) &= 226,020213 \text{ uma} \end{aligned}$$

A diferença de massa de 0,005225 é equivalente ao valor da energia Q. Este valor pode ser calculado por meio da equação $E = mc^2$

$$Q (\text{erg}) = (0,005225 \text{ uma}) (1,6605 \times 10^{-24} \text{ g/uma}) (2,998 \times 10^{10} \text{ cm/s})^2$$

$$Q = 7,80 \times 10^{-6} \text{ erg} = 4,87 \text{ MeV}$$

O valor de 4,87 MeV encontrado será dividido entre a energia cinética da partícula alfa e o átomo de radônio na razão inversa de suas massas. A partícula alfa terá então uma energia cinética de 4,78 MeV, ou seja 98% do total.

A radiação gama, por outro lado, é constituída de ondas eletromagnéticas com comprimento de onda muito baixo. As ondas eletromagnéticas ou fótons são desprovidos de massa e consistem basicamente de campos magnéticos e elétricos que se propagam através do espaço com a velocidade da luz. Suas energias, entretanto, variam consideravelmente.

A energia contida em um fóton é inversamente proporcional ao seu comprimento de onda. Para se calcular a energia, E, de um fóton com comprimento de onda 10^{-10} cm, por exemplo, usa-se a seguinte equação:

$$E = hv = hc/\lambda$$

onde E é a energia em erg, h é a constante de Planck ($6,6 \times 10^{-27}$ erg.s), e v é a freqüência em s^{-1} . Substituindo-se pelos valores numéricos obtém-se:

$$E = (6,6 \times 10^{-27} \text{ erg.s}) (3 \times 10^{10} \text{ cm/s}) / (10^{-10} \text{ cm}) = 1,98 \times 10^{-6} \text{ erg} = 1,23 \text{ MeV}$$

Portanto, a energia de um fóton com comprimento de onda de 10^{-10} cm é igual a 1,23 MeV.

A radioatividade pode, portanto, ser definida como um processo no qual um radionuclídeo pai sofre uma desintegração espontânea, liberando uma certa quantidade de radiação e formando um nuclídeo filho.

O número de desintegrações nucleares por unidade de tempo é proporcional à quantidade de material radioativo na amostra (massa ou número de átomos). Simbolicamente:

$$dN/dt = -\lambda N$$

onde N é o número de átomos radioativos, t é o tempo, e λ é a constante de decaimento.

Portanto, λ é uma medida direta da instabilidade do radionuclídeo. A constante de decaimento é sempre a mesma para um determinado tipo de decaimento de um radionuclídeo específico, porém este parâmetro varia amplamente para radionuclídeos diferentes.

Integrando-se a equação descrita acima se obtém uma expressão de N em função do tempo.

$$\int dN/N = -\lambda \int dt$$

$$\ln N = -\lambda t + C$$

A constante de integração, C, pode ser calculada se considerarmos que num tempo $t = 0$, $N = N_0$

$$\ln N_0 = C$$

Finalmente, fazendo as substituições devidas, obtém-se a expressão:

$$N = N_0 e^{-\lambda t}$$

Embora, por definição, todos os radionuclídeos sejam instáveis, alguns o são mais do que outros. O Pa-234, por exemplo, se transforma rapidamente enquanto que o U-238 o faz lentamente. A metade dos átomos de Pa-234 se transforma em pouco mais de um minuto, enquanto que a metade dos átomos de U-238 leva $4,5 \times 10^9$ anos para se converter no Th-234.

O intervalo de tempo necessário para que uma determinada quantidade de átomos de um dado radionuclídeo se reduza à metade por desintegração é chamado de tempo de meia-vida física. Esse processo ocorre sem interrupção.

Simbolicamente:

$$N = \frac{1}{2} N_0 \quad e \quad t = T_{1/2}$$

Substituindo-se estes valores na equação de decaimento radioativo obtém-se:

$$\ln N_0/2 - \ln N_0 = \lambda T_{1/2}$$

$$T_{1/2} = 0,693 / \lambda$$

A equação acima define a relação entre a constante de decaimento e a meia-vida de um radionuclídeo. A meia-vida física de um radionuclídeo está diretamente relacionada com os possíveis efeitos deletérios da radiação. Uma pequena quantidade de um radionuclídeo com meia-vida da ordem de minutos não irá persistir um tempo suficiente para causar um efeito significativo.

Por outro lado, um radionuclídeo com uma meia-vida da ordem de anos pode causar efeitos a longo prazo e se dispersar pelos vários compartimentos do ecossistema.

Essa afirmação não significa, entretanto, que isótopos de meia-vida curta não sejam prejudiciais. Uma quantidade comparável (N) de um isótopo de meia-vida curta pode liberar tanta radioatividade quanto um outro isótopo de meia-vida longa, embora por um período mais curto. Esta situação pode ser crítica para um determinado órgão, pois os efeitos da radiação são mais severos se a dose for liberada rapidamente.

Outra grandeza importante quando se deseja estudar o comportamento ambiental de um radionuclídeo assim como seus efeitos biológicos é a atividade específica, definida como a razão entre a atividade e a massa de material que da origem a essa radioatividade. A taxa instantânea de desintegrações nucleares é definida como o produto da constante de decaimento pelo número de átomos. Usando-se a notação A ao invés de dN/dt , pode-se escrever:

$$A^* = \lambda N$$

onde a unidade de A^* é desintegrações por unidade de tempo. A atividade é, portanto, proporcional ao número de átomos radioativos. O número de átomos radioativos N em uma amostra de um radionuclídeo específico é dado por:

$$N = mN_A/A$$

onde m é a massa da substância em gramas, N_A é o número de Avogadro ($6,025 \times 10^{23}$ átomos/mol) e A é o peso atômico do radionuclídeo em gramas/mol. Fazendo-se as substituições necessárias obtém-se:

$$A^* = 0,693mN_A/T_{1/2}A$$

$$A^*/m = 0,693N_A/T_{1/2}A$$

Onde: A^*/M é a atividade específica do radionuclídeo em questão. Esta expressão mostra que radionuclídeos com peso atômico baixo e meia-vida curta apresentam uma atividade específica alta.

Por exemplo, um grama de Ra-226 e de I-131 apresentam as seguintes atividades específicas:

Para o Ra-226

$$A^* = (0,693) (1 \text{ g}) (6,025 \times 10^{23} \text{ átomos/mol}) / (1600 \text{ a}) (5,26 \times 10^5 \text{ min/a}) (226 \text{ g/mol})$$

$$A^* = 2,2 \times 10^{12} \text{ desintegrações / min}$$

Para o I-131

$$A^* = (0,693) (1 \text{ g}) (6,025 \times 10^{23} \text{ átomos/mol}) / (8,08 \text{ dias}) (1,44 \times 10^3 \text{ min/dia}) (131 \text{ g/mol})$$

$$A^* = 2,7 \times 10^{17} \text{ desintegrações / min}$$

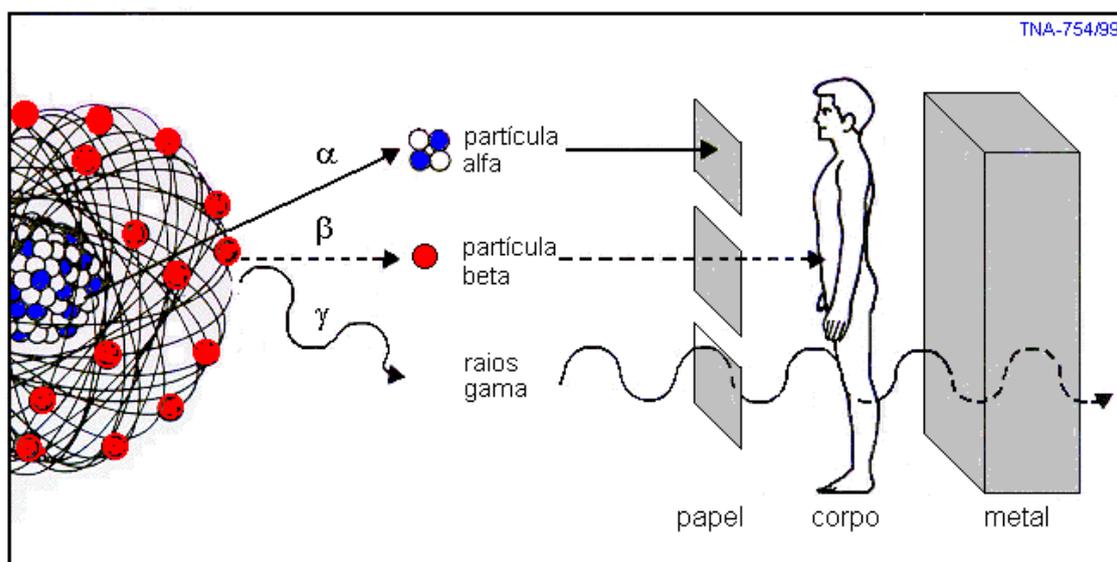
Verifica-se que 1 grama de I-131 é aproximadamente 125.000 vezes mais radioativo do que um grama de Ra-226. Por outro lado, um grama de qualquer uma dessas substâncias representa uma grande quantidade de radioatividade.

Na utilização de radionuclídeos como traçadores radioativos em pesquisa, atividades da ordem de 10^7 desintegrações por minuto são freqüentemente usadas. No caso do I-131 esta atividade corresponde a somente $3,7 \times 10^{-11}$ gramas. Embora essa quantidade de I-131 seja facilmente medida por detectores da radiação, ela não pode ser medida por métodos físicos ou químicos comuns. Uma quantidade tão diminuta de massa provavelmente não obedece às leis da química, a não ser que uma quantidade significativa de iodo estável seja adicionada como carregador.

A atividade se mede em uma unidade chamada becquerel.

Cada becquerel (Bq) equivale a uma desintegração por segundo. A unidade antiga correspondente é o Ci (Curie) que equivale a $3,7 \times 10^{10}$ desintegrações por segundo ($1 \mu\text{Ci} = 3,7 \times 10^4 \text{ Bq}$).

As diversas formas de radiação são emitidas com diferentes energias e poder de penetração e, portanto, produzem efeitos diferentes nos seres vivos.



Três tipos de radiação e seu poder de penetração

Figura 1.2 Tipos de radiação e poder de penetração

Por exemplo, a radiação alfa, com sua massa de prótons e nêutrons, é barrada por uma folha de papel e no caso de irradiação de seres vivos penetra apenas na camada superficial da

pele, constituída normalmente de células mortas. Por essa razão, não é perigosa, a não ser no caso em que a substância que a emite seja introduzida no corpo através de uma ferida, ou seja, ingerida ou inalada, quando se torna especialmente perigosa. A radiação beta é mais penetrante: desde alguns milímetros até centímetros nos tecidos vivos, conforme a sua energia. A radiação gama, que apresenta a velocidade da luz, é muito mais penetrante: segundo a energia que possui pode chegar a atravessar blocos de chumbo ou concreto.

É a energia da radiação que é absorvida a que produz o dano; a quantidade absorvida por unidade de massa de material irradiado (por exemplo, tecido vivo) é chamada de “dose”.

A dose pode ser produzida por qualquer radionuclídeo ou conjunto de radionuclídeos, fora ou dentro do corpo, neste caso em decorrência da inalação ou ingestão de água ou alimentos. As doses são expressas de várias formas dependendo da parte do corpo que foi irradiada, do número de pessoas expostas que se deseja avaliar e do tempo durante o qual a dose se acumulará.

A quantidade de energia absorvida por grama de tecido denomina-se dose absorvida (D) e mede-se em uma unidade chamada Gray (Gy). Um Gray corresponde a 100 rad na unidade antiga e a 1 J.kg^{-1} no sistema internacional.

$$D = dE/dm$$

Porém, esta grandeza não explicita se a dose foi produzida por radiação alfa (muito mais deletéria) ou radiação beta ou gama e, portanto, não pode inferir os efeitos biológicos que poderiam advir desta absorção. Por essa razão, as doses devem ser ponderadas em termos da potencialidade de produzir dano que cada tipo de radiação apresenta, vinte vezes maior para a radiação alfa do que para as outras. Esta dose ponderada denomina-se “dose equivalente” (H), definida pelo produto de D·Q, onde D é *dose absorvida* média no órgão ou tecido e Q é o *fator de qualidade da radiação*.

$$H = D \cdot Q$$

O fator de qualidade Q representa a transferência linear de energia, L, de partículas carregadas num meio e é definida como o quociente de dE/dl , onde dl é a distância percorrida pela partícula e dE é a energia perdida pelas colisões. Na prática essa transferência linear de energia mede a energia absorvida num percurso de $1 \mu\text{m}$. Para fins de proteção radiológica o meio utilizado é a água por suas semelhanças com o tecido mole. Na prática, o valor de Q pode ser substituído pelo fator de ponderação da radiação, WR, que um número adimensional pelo qual a dose absorvida é multiplicada de forma a refletir a efetividade da radiação.

A dose equivalente é medida em uma unidade chamada Sievert (Sv). Para a maioria das aplicações práticas, o fator de ponderação é 1, isto é, 1 sievert corresponde a 1 gray ($1 \text{ Sv}=100 \text{ rem}$, $1 \text{ rem} = 1 \text{ cJ/kg}$).

Certas partes do corpo são mais vulneráveis à radiação que outras: por exemplo, é mais provável que uma determinada dose equivalente de radiação produza câncer fatal no pulmão do que na glândula tireóide, enquanto que os órgãos reprodutores apresentam um risco de dano genético. Portanto, dá-se um peso diferente a cada parte do corpo. Dose efetiva (H_E) é, portanto, definida como a dose equivalente ponderada para expressar a sensibilidade dos diversos órgãos à exposição à radiação.

Com o objetivo de limitar o risco de efeitos estocásticos, a Comissão Internacional de Proteção Radiológica introduziu o conceito de limitação da exposição ponderada média no corpo inteiro. Esta está baseada no princípio de que para certo nível de proteção, o risco deve ser o mesmo se o corpo todo é irradiado uniformemente, ou se a irradiação é parcial ou não uniforme.

Esta condição é satisfeita aplicando-se a seguinte expressão:

$$E = \sum_T \cdot w_T \cdot H_T$$

onde: E é a dose efetiva, w_T é um fator que representa a proporção do risco devido a efeitos estocásticos resultantes no tecido ou órgão T, com relação ao risco total por efeitos estocásticos quando o corpo inteiro é irradiado uniformemente e H_T é a dose equivalente no tecido ou órgão. Os valores de w_T recomendados pela norma CNEN-NE.3.01 (tabela 1.1) são apresentados a seguir.

Tabela 1.1 - Fatores de ponderação para tecidos ou órgãos w_T

Órgão	Fator de ponderação para tecidos ou órgãos w_T
Gônadas	0,20
Medula óssea (vermelha), Estômago	0,12
Cólon, Pulmão	0,12
Bexiga, Mama	0,05
Fígado, Esôfago	0,05
Tireóide	0,05
Pele	0,01
Osso (superfície)	0,01
Restante do corpo	0,05

Na determinação da dose efetiva não interessa em princípio se a dose equivalente em um determinado órgão resulta de uma irradiação interna ou externa. O que é necessário na avaliação é a determinação da dose equivalente de cada órgão e depois multiplicá-lo pelo correspondente fator de ponderação e efetuar a soma dos resultados.

A unidade da dose efetiva é o Sievert já que o fator peso w_T é um número adimensional.

Todas as grandezas apresentadas até o momento se referem exclusivamente a doses individuais. Se a dose média nos membros da população for multiplicada pelo número de integrantes da mesma, o resultado será a dose efetiva coletiva, expressa em Sievert-homem. Devido ao fato de muitos radionuclídeos apresentarem um tempo de meia-vida muito longa, deve-se considerar também a dose efetiva coletiva que será recebida pelas gerações futuras e que se denomina “dose efetiva coletiva comprometida”.

Capítulo 2

Fontes naturais de radiação

2.1 Radiação cósmica e radionuclídeos cosmogênicos

2.2 Radiação terrestre

2.2.1 Irradiação externa

2.2.2 Irradiação interna

2.3 NORM e TENORM

2.4 Radônio

2.4.1 Construção civil

2.5 Outras fontes

Fontes naturais de radiação

O homem e seu meio ambiente sempre estiveram sujeitos à radiação ionizante, sendo continuamente expostos à radiação proveniente do espaço (radiação cósmica), dos radionuclídeos presentes no solo (radiação terrestre ou radionuclídeos primordiais) ou em alimentos, água e ar por ele consumido.

A liberação de materiais radioativos, decorrente de atividades antropogênicas, como utilização de reatores nucleares e testes de explosões nucleares, pode eventualmente contribuir elevando os níveis de radioatividade no meio ambiente e aumentando a dose de radiação dos indivíduos expostos, atingindo valores que podem ser considerados significativos.

Entretanto, a maior parte da dose de radiação recebida pela população mundial provém de fontes naturais (Figura 2.1), que vêm atingindo a superfície da Terra ao longo de toda a história da humanidade.

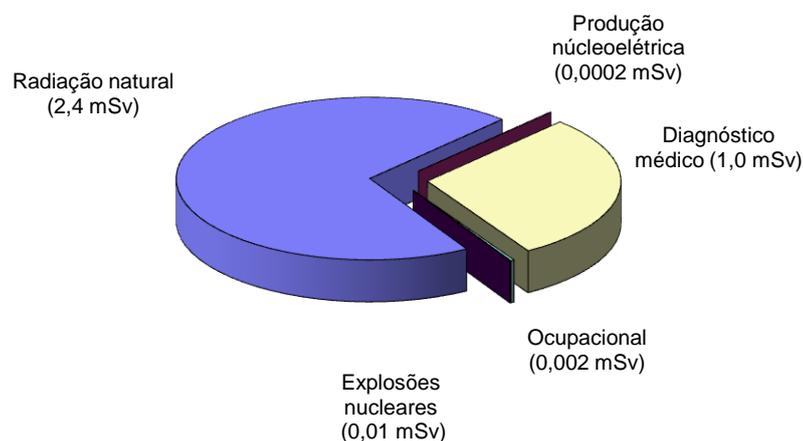


Figura 2.1 Dose individual média anual decorrente de fontes naturais e artificiais

Ainda que todos os habitantes da Terra estejam expostos à radiação natural, alguns são mais irradiados do que outros, uma vez que os níveis de radiação natural variam consideravelmente dependendo da região. Existem áreas específicas no mundo onde o nível de radiação natural é muito mais alto que o normal.

Outro fator importante é a forma de vida: a utilização de determinados materiais de construção civil, a isolamento térmica dos ambientes, a altitude, bem como as viagens de avião também podem aumentar de forma considerável a exposição do homem à radiação natural.

As fontes terrestres são responsáveis pela maior parte da dose recebida pelo homem decorrente da radiação natural. Em condições normais produzem mais de 5/6 das doses efetivas individuais, sendo a maioria por irradiação interna, como pode ser visto na Figura 2.2. Os raios cósmicos são responsáveis pelo resto da exposição natural, principalmente pela irradiação externa.

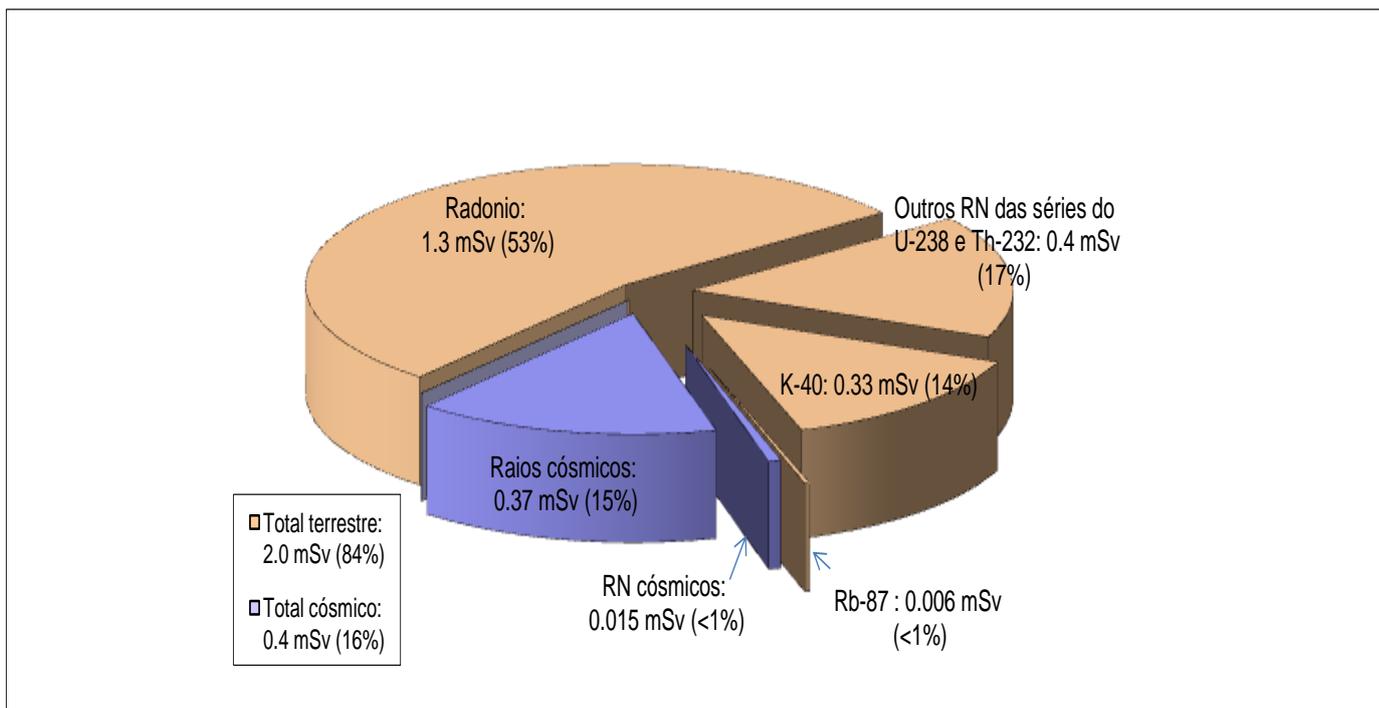


Figura 2.2 Dose individual média anual decorrente de fontes naturais

Este capítulo contempla, primeiramente a irradiação externa produzida por fontes cósmicas e terrestres, em seguida a irradiação interna, com ênfase no radônio, um gás radioativo que constitui a fonte individual mais importante das doses devidas à radiação natural. Finalmente, enfoca várias atividades, desde a queima de carvão até a utilização de fertilizantes, que acarretam um acréscimo de exposição do homem às fontes terrestres.

2.1 Radiação cósmica e radionuclídeos cosmogênicos

Os raios cósmicos são responsáveis por pouco menos da metade da exposição do homem à radiação natural externa (Figura 2.2).

Ainda que ninguém escape deste bombardeio invisível, algumas partes do globo terrestre são mais afetadas do que outras. As zonas polares recebem um fluxo maior de partículas de origem cósmica do que as zonas equatoriais, uma vez que nesta região a radiação é desviada pelo campo magnético terrestre. A exposição aumenta também com a altitude acima do nível do mar, sendo este fator mais importante que o anterior, uma vez que a proteção decorrente da camada de atmosfera será menor.

Tabela 2.1 - Radionuclídeos produzidos pelos raios cósmicos

Radionuclídeo	Meia-vida	Razão de produção atmosférica (átmos/cm ² .seg)	Detectado e medido em
¹⁰ Be	2,7 x 10 ⁶ anos	4,5 x 10 ⁻²	Sedimentos profundos do mar
³⁶ Cl	3,1 x 10 ⁵ anos	1,1 x 10 ⁻³	Rochas, chuva
¹⁴ C	5568 anos	1,8	Material orgânico, CO ₂
³² Si	500 anos	1,6 x 10 ⁻⁴	Esponjas marinhas, água do mar
³ H	12,3 anos	0,25	Água, ar
²² Na	2,6 anos	5,6 x 10 ⁻⁵	Chuva, ar, material orgânico
³⁵ S	88 dias	1,4 x 10 ⁻³	Chuva, ar, material orgânico
⁷ Be	53 dias	8,1 x 10 ⁻²	Chuva, ar
³³ P	25 dias	6,8 x 10 ⁻⁴	Chuva, ar, material orgânico
³² P	14,3 dias	8,1 x 10 ⁻⁴	Chuva, ar, material orgânico
²⁷ Na	15,1 horas		Chuva
³⁸ S	2,9 horas		Chuva
³⁹ Cl	55 minutos	1,6 x 10 ⁻³	Chuva
³⁸ Cl	37 minutos		Chuva

Extraída da Health Physics, volume 11 (2), 1297, 1965.

Na Figura 2.3, na próxima página, são mostrados os níveis de dose de radiação cósmica em função da altitude acima do nível do mar.

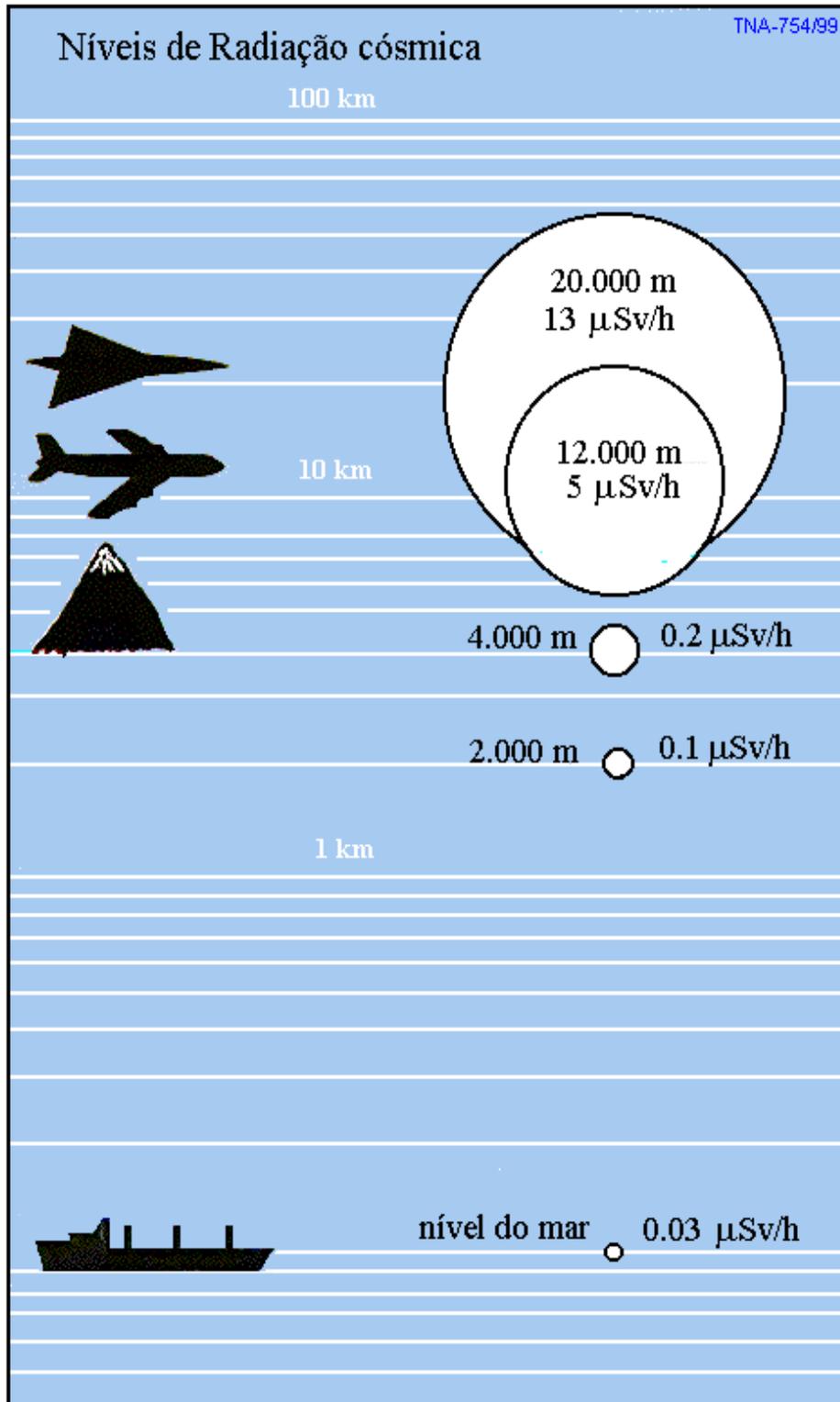


Figura 2.3 - Níveis de radiação cósmica

2.2 Radiação terrestre

2.2.1 Irradiação externa

A radiação terrestre pode ser encontrada em todo o meio ambiente em vários níveis, dependendo da concentração da atividade presente nas rochas, solos, água, alimentos e mesmo no corpo humano. As fontes de radiação terrestre mais importantes são o $^{40}_{19}\text{K}$, o $^{87}_{37}\text{Rb}$ e as duas séries de elementos radioativos que tem sua origem no decaimento do $^{238}_{92}\text{U}$ e $^{232}_{90}\text{Th}$. Outros radionuclídeos da série de decaimento do $^{235}_{92}\text{U}$ têm pouca influência na exposição à radiação.

Estes radionuclídeos são chamados de primordiais e foram originados durante o processo de formação do Universo. No entanto, nos bilhões de anos em que a Terra existe, os radionuclídeos de meia vida curta desapareceram. Os radionuclídeos que até hoje se mantêm são aqueles cuja meia vida é comparável à idade da Terra.

Estudos realizados mostraram que aproximadamente 95% da população mundial vivem em áreas onde a dose média oscila entre 0,3 e 0,6 mSv/ano. Aproximadamente 3% da população recebem doses da ordem de 1mSv/ano e 1,5% acima de 1,4 mSv/ano, existindo lugares em que os níveis de radiação terrestre são muito mais elevados.

Próxima à cidade de Poços de Caldas, Minas Gerais, existe uma colina chamada Morro do Ferro onde os níveis de radiação atingem valores da ordem de 250 mSv/ano. Este lugar não é habitado. Na cidade de Guarapari, entretanto, onde vivem cerca de 12.000 habitantes, podendo receber até 30.000 visitantes durante as férias de verão, são encontrados níveis da ordem de 175 mSv/ano, em algumas praias cujas areias são ricas em tório. Os níveis normalmente observados nas casas da região variam de 8 a 15 mSv/ano.

No porto de pescadores de Meaípe, situado 50 quilômetros ao sul de Guarapari, também se verifica a presença de areias ricas em tório.

No outro extremo do mundo, na costa sudoeste da Índia, 70.000 pessoas vivem numa faixa de terreno de 55 quilômetros que também contém areias ricas em tório. Estudos realizados em 8.513 pessoas mostraram que a dose é em média 3,8 mSv/ano. Mais de 500 pessoas recebem doses de mais de 8,7 mSv, cerca de 60 recebem mais de 17 mSv (50 vezes a dose média devida à radiação terrestre).

Tabela 2.2 - Radionuclídeos primordiais

Radionuclídeo	Meia-vida (anos)	Radiação
⁴⁰ K	$1,26 \times 10^9$	β, γ
⁵⁰ V	6×10^{15}	β, γ
⁸⁷ Rb	$4,8 \times 10^{10}$	β
¹¹⁵ In	6×10^{14}	β
¹²³ Te	$1,2 \times 10^{13}$	CE*
¹³⁸ La	$1,1 \times 10^{11}$	β, γ
¹⁴² Ce	$>5 \times 10^{16}$	α
¹⁴⁴ Nd	$2,4 \times 10^{15}$	α
¹⁴⁷ Sm	$1,1 \times 10^{11}$	α
¹⁴⁹ Sm	$>1 \times 10^{15}$	α
¹⁵² Gd	$1,1 \times 10^{14}$	α
¹⁷⁴ Hf	2×10^{15}	α
¹⁷⁶ Lu	$2,2 \times 10^{10}$	β, γ
¹⁸⁰ Ta	$>1 \times 10^{12}$	β
¹⁸⁷ Re	$4,3 \times 10^{10}$	β
¹⁹⁰ Pt	$6,9 \times 10^{11}$	α

* Captura Eletrônica

Extraída de Eisenbud, M., Environmental Radioactivity, 2^a ed., Nova Iorque, 1973.

Tabela 2.3 - Níveis de exposição à radiação gama terrestre em diversas localidades

Localização	Taxa de exposição (mR/ano)
Clallam Bay, Washington	24
"Típica" para EUA	60
Denver, Colorado	114
Localidades atipicamente altas	
Kerala, Índia	1.600
Floresta Negra, Alemanha	1.800
Cidade Central, Colorado	2.200
Guarapari, Brasil	17.000
União Soviética	70.000

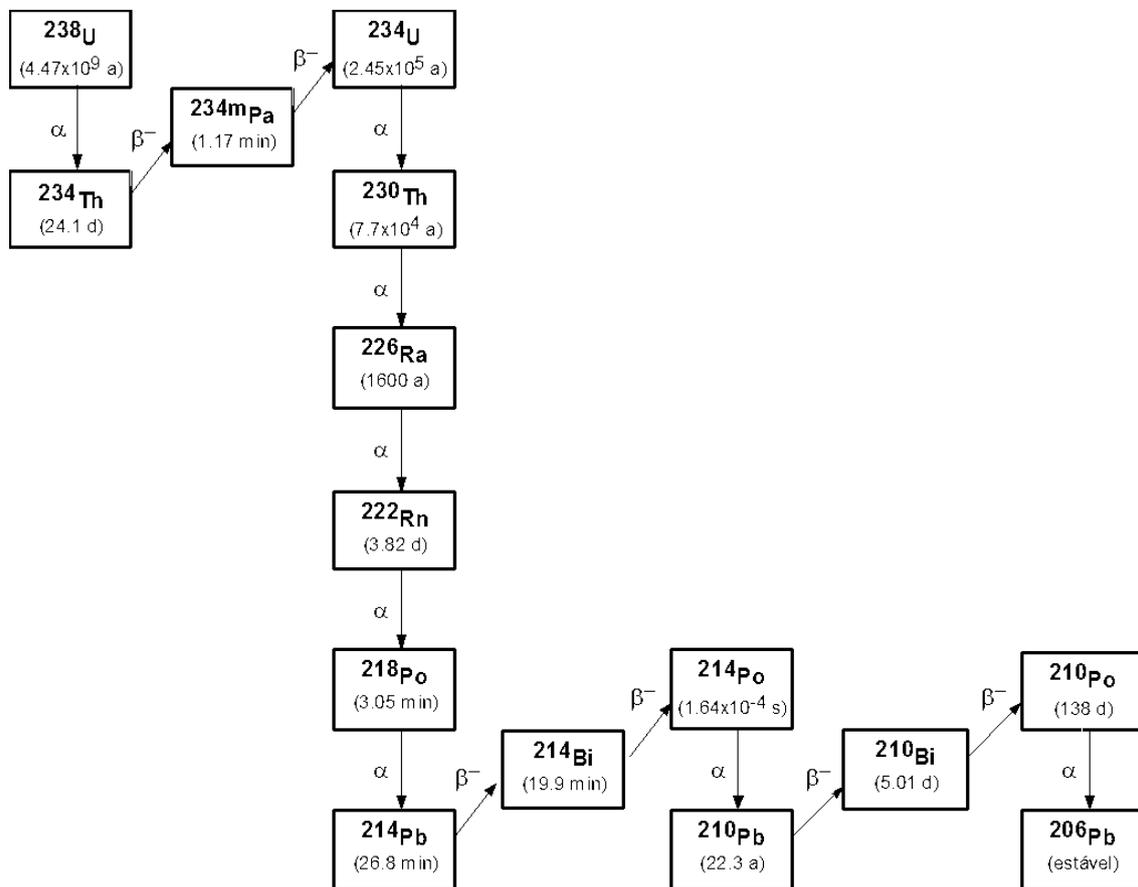
A UNSCEAR estimou que em média a população mundial recebe uma dose equivalente da ordem de 350 μ Sv/ano, que é uma dose ligeiramente superior àquela decorrente da radiação cósmica recebida pelas pessoas que vivem ao nível do mar.

2.2.2 Irradiação interna

Aproximadamente 2/3 da dose equivalente efetiva recebida pelo homem decorrente das fontes naturais são provenientes de substâncias radioativas que se encontram no ar que respira, nos alimentos e água por ele consumidos.

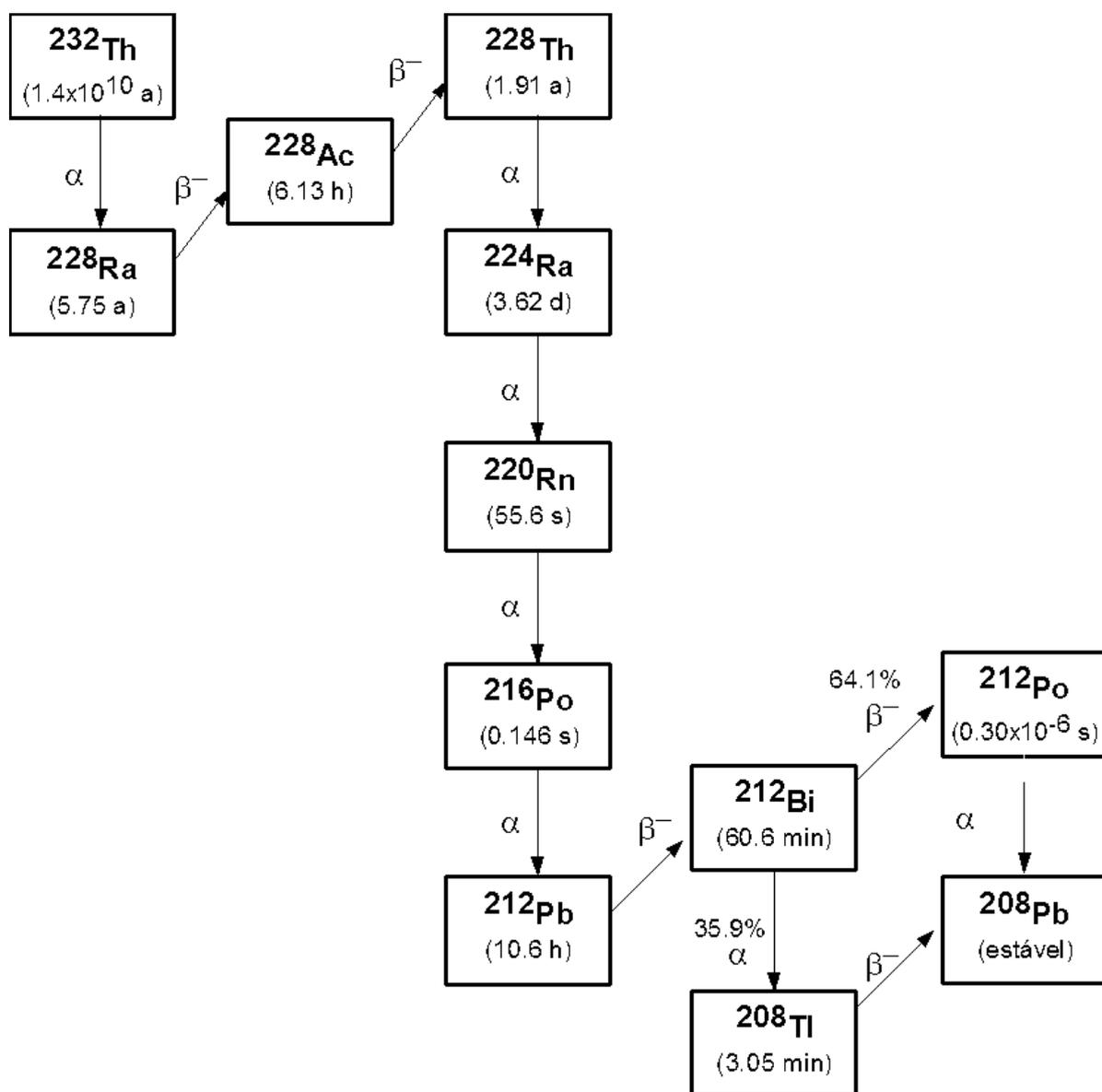
Uma pequena fração desta dose é proveniente de radionuclídeos tais como ^{14}C e ^3H , pela radiação cósmica. O restante é decorrente das fontes naturais terrestres.

O homem recebe, em média, $180\ \mu\text{Sv/ano}$ de ^{40}K incorporado juntamente com o potássio não radioativo, que é um elemento essencial para o seu organismo. No entanto, a maior parte da dose provém dos radionuclídeos das séries naturais do ^{238}U e ^{232}Th (Figura 2.4 e 2.5).



Série de decaimento do ^{238}U

Figura 2.4 - Série de decaimento radioativo do urânio



Série de decaimento do ^{232}Th

Figura 2.5 - Série de decaimento radioativo do tório

Alguns deles tais como ^{210}Pb e ^{210}Po , são introduzidos no organismo com os alimentos, especialmente peixes e mariscos que concentram estes elementos.

Os habitantes que vivem no extremo setentrional do hemisfério norte alimentam-se basicamente de carne de rena. A carne deste animal contém concentrações elevadas dos radionuclídeos mencionados, em particular o ^{210}Po . Este fato ocorre porque durante o inverno as

renas alimentam-se de líquens, que acumulam de forma significativa o ^{210}Po . Essas pessoas recebem doses 35 vezes superiores aos valores normais.

No outro extremo do mundo, no oeste da Austrália, que é uma região rica em urânio, as pessoas recebem doses 75 vezes superiores aos valores normais em virtude do fato de consumirem carne de ovinos e cangurus.

As substâncias radioativas percorrem no meio ambiente vários compartimentos, conhecidos como vias de transferência, até atingirem o homem. Essas vias de transferência são utilizadas com freqüência para calcular as doses de radiação devidas a determinadas fontes. A Figura 2.6 mostra um exemplo simplificado de um conjunto de tais vias de transferência.

Principais vias de transferência dos radionuclídeos primordiais e descendentes, no ecossistema terrestre

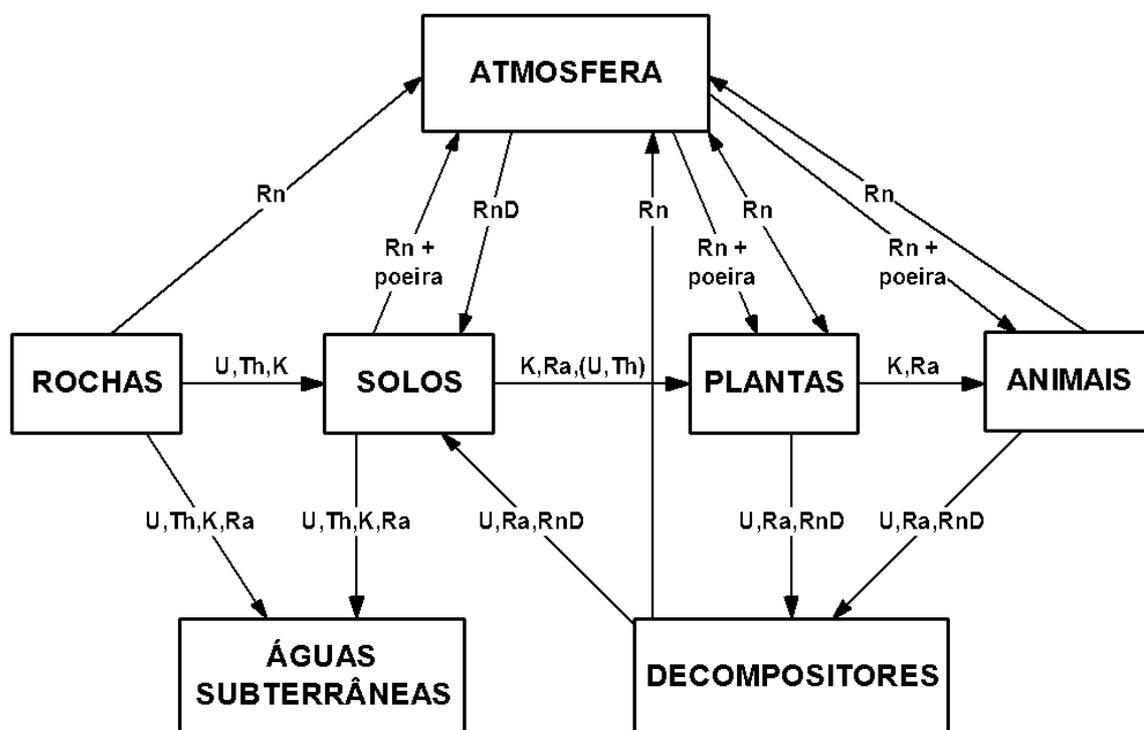


Figura 2.6 - Trajetória dos radionuclídeos primordiais nos vários compartimentos do ecossistema

2.3 NORM e TENORM

NORM é um acrônimo de “Naturally Occurring Radioactive Material”, o qual inclui elementos radioativos encontrados na natureza. Os radionuclídeos de meia vida longa de interesse incluem o U, Th e K e seus produtos de decaimento, especialmente o Ra e o Rn. Esses elementos encontram-se presentes na crosta terrestre e em todos os seres vivos. Embora a concentração dos NORM na maioria das substâncias naturais seja relativamente baixa, altas concentrações podem ocorrer devido a atividades humanas. Quando o processamento industrial de um material leva à concentração de radionuclídeos naturais e ao aumento do nível de radioatividade nesse material, ele é denominado TENORM, do inglês, “Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material”. Um exemplo típico é a mineração e processamento da rocha fosfática para obtenção do ácido fosfórico, gerando um resíduo contendo TENORM, o fosfogesso.

Os radionuclídeos das séries do ^{238}U e do ^{232}Th , além do ^{40}K , geralmente encontram-se presentes nos materiais classificados como NORM e TENORM e o seu uso pode causar um incremento significativo na exposição da população, que não pode ser desprezado.

Existe uma grande controvérsia mundial sobre o destino de produtos e resíduos contendo material radioativo natural tecnologicamente aumentado (TENORM), e, conseqüentemente, diferentes abordagens para tratar desta questão. Alguns países, especialmente os da comunidade européia, tratam os produtos TENORM como rejeitos de baixa atividade; outros não aplicam qualquer regra, chegando a descartá-lo no oceano sem qualquer controle. No cenário internacional, a Agência Internacional de Energia Atômica e a Comunidade Européia publicaram recomendações sobre a aplicação dos conceitos de exclusão, isenção e dispensa para as atividades com produtos TENORM.

O conceito de exclusão é definido como a inaplicabilidade de controle regulatório para exposições cuja intensidade ou probabilidade de ocorrência não sejam susceptíveis a tal controle, a critério do órgão regulador. A exposição ao K-40 presente no corpo humano, à radiação cósmica e aos radionuclídeos presentes em algumas matérias primas, são exemplos da aplicação do conceito de exclusão.

Isenção é o ato regulatório que isenta uma prática ou fonte associada a uma prática de posterior controle regulatório, sob o ponto de vista de proteção radiológica. Cabe ressaltar que essa prática ou fonte associada deve obedecer ao princípio da justificativa, ou seja, deve produzir benefícios, para os indivíduos expostos ou para a sociedade, suficientes para compensar o dano correspondente, tendo-se em conta fatores sociais e econômicos, além de outros fatores pertinentes.

A dispensa é caracterizada pela retirada do controle regulatório de materiais ou objetos radioativos associados a uma prática autorizada. Enquanto a isenção é usada como parte de um processo para determinar a natureza e extensão da aplicação do sistema de controle regulatório, a dispensa tem o propósito de estabelecer qual material sob controle regulatório pode ser liberado desse controle. Assim como a isenção, a dispensa pode ser concedida pelo órgão regulador para a liberação de um material associado a uma prática.

Para os radionuclídeos naturais, os níveis de isenção e dispensa recomendados são de 1 Bq/g para os elementos das séries naturais e de 10 Bq/g para K-40 e levam em consideração a distribuição global da concentração de radionuclídeos no solo, minas e areias monazíticas.

No Brasil, a Comissão Nacional de Energia Nuclear publicou uma norma (CNEN-NN-4.01) sobre as atividades em instalações mínero-industriais que manipulam, processam e armazenam minérios, matérias-primas, estéreis, resíduos, escórias e rejeitos contendo radionuclídeos das séries naturais do U-238 e Th-232, simultaneamente ou em separado, e que possam a qualquer momento do seu funcionamento ou da sua fase pós-operacional causar exposições indevidas aos indivíduos do público e aos trabalhadores à radiação ionizante. Segundo a norma, devido aos níveis de radioatividade presentes no fosfogesso, a indústria de fosfato é classificada como categoria III, pois suas instalações apresentam atividade específica das substâncias radioativas sólidas naturais ou concentradas inferior a 10 Bq/g ou a dose a que seus trabalhadores possam estar submetidos seja superior a 1,0 mSv por ano, acima do nível de radiação de fundo local. Para atender à norma a instalação deve avaliar o impacto ambiental da disposição do fosfogesso. Contudo, ainda não existe uma norma brasileira que contemple as recomendações sobre os critérios de isenção e dispensa aplicados especificamente ao fosfogesso.

2.4 Radônio

Nos últimos anos, os pesquisadores têm constatado que a fonte mais importante de radiação natural é o radônio. O radônio é um gás inerte, inodoro e insípido, sete vezes mais pesado que o ar.

A UNSCEAR estimou que o radônio e os seus produtos de decaimento contribuem com cerca de 3/4 da dose efetiva anual recebida pelo homem decorrente das fontes terrestres e com aproximadamente metade da dose recebida em virtude de todas as fontes naturais. A maior contribuição é devida à inalação do radônio em ambientes fechados e posterior decaimento radioativo dentro do organismo.

O radônio apresenta dois radionuclídeos principais, o ^{222}Rn , produto de decaimento do ^{238}U , e o ^{220}Rn , produto de decaimento do ^{232}Th . Embora o ^{222}Rn seja aproximadamente 20 vezes mais importante do que o ^{220}Rn , o termo genérico radônio é normalmente utilizado para ambas as formas, apesar da maior parte das doses serem causadas não tanto pelo gás mas principalmente pelos seus produtos de decaimento.

Por ser um gás inerte, o radônio emana do solo em todas as direções. O grau de exposição ao radônio aumenta de forma significativa em ambientes fechados. Nas zonas temperadas a concentração de radônio no interior das moradias chega a ser oito vezes superior à existente no ambiente externo.

No ambiente externo, a céu aberto, o radônio e seus produtos de decaimento apresentam baixos níveis de concentração devido a sua contínua dispersão na atmosfera. Entretanto, em ambientes fechados, como no caso das minas subterrâneas, das casas e edifícios e de locais de trabalho onde haja materiais radioativos e onde normalmente as taxas de ventilação e renovação do ar são reduzidas, sua concentração pode atingir níveis bastante elevados. Nas zonas temperadas a concentração de radônio no interior das moradias chega a ser oito vezes superior à existente no ambiente externo.

Quanto menos ventilada a moradia, maior a concentração de radônio no seu interior. As taxas de exposição dependem do teor de urânio e tório presentes no solo e dos níveis de radioatividade dos materiais de construção utilizados. Os níveis de exposição podem alcançar valores significativos, especialmente quando o terreno ou os materiais de construção apresentam níveis altos de radioatividade. O isolamento térmico pode agravar ainda mais a situação.

O ^{222}Rn é um gás inerte e não interage com o trato respiratório; os danos devidos à sua inalação são, na realidade, causados pelos seus filhos de meia-vida curta, os radioisótopos ^{218}Po , ^{214}Pb e ^{214}Bi , que se depositam no pulmão. Os filhos do radônio são isótopos de metais pesados que se fixam facilmente aos aerossóis presentes na atmosfera e seu decaimento radioativo se dá por emissão de partículas alfa e beta e raios gama.

Quando níveis elevados de radônio estão presentes em um ambiente, o risco individual de câncer de pulmão pode ser alto e medidas remediadoras são altamente justificadas e recomendadas.

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP-65) estabeleceu valores de concentração de ^{222}Rn no ar para ajudar na tomada de decisão sobre a necessidade ou não de medidas mitigadoras em um ambiente. O caso de radônio em residências é tratado pela ICRP no contexto de intervenção, ou seja, situações em que a fonte e as vias de exposição já estão presentes e a única ação possível para reduzir a exposição é a intervenção. A ICRP recomenda o

uso do nível de ação como critério para o início da intervenção e para a recomendação de medidas remediadoras em residências.

O nível de ação é definido como a taxa de dose ou concentração de atividade acima da qual medidas remediadoras ou protetoras devem ser adotadas para reduzir a exposição dos indivíduos. Para residências o nível de ação recomendado é de 400 Bq m^{-3} .

O nível de investigação é definido como a taxa de dose ou concentração de atividade acima da qual as condições de exposição a um tipo específico de fonte de radiação natural devam ser investigadas ou avaliadas. O propósito da avaliação deve ser determinar ou aconselhar se alguma forma de controle da exposição deve ser adotada para aquela fonte. Desta forma, o nível de investigação pode ser considerado como um nível abaixo no qual o uso irrestrito de uma fonte é aceitável sob circunstâncias normais. O nível de investigação recomendado para radônio em residências é de 200 Bq m^{-3} .

Medidas remediadoras em residências devem ser consideradas quando a concentração média anual na área habitada exceder 200 Bq m^{-3} . No intervalo ente 200 e 400 Bq m^{-3} , medidas simples e de baixo custo, tais como, melhorias nas condições de ventilação do ambiente são recomendadas.

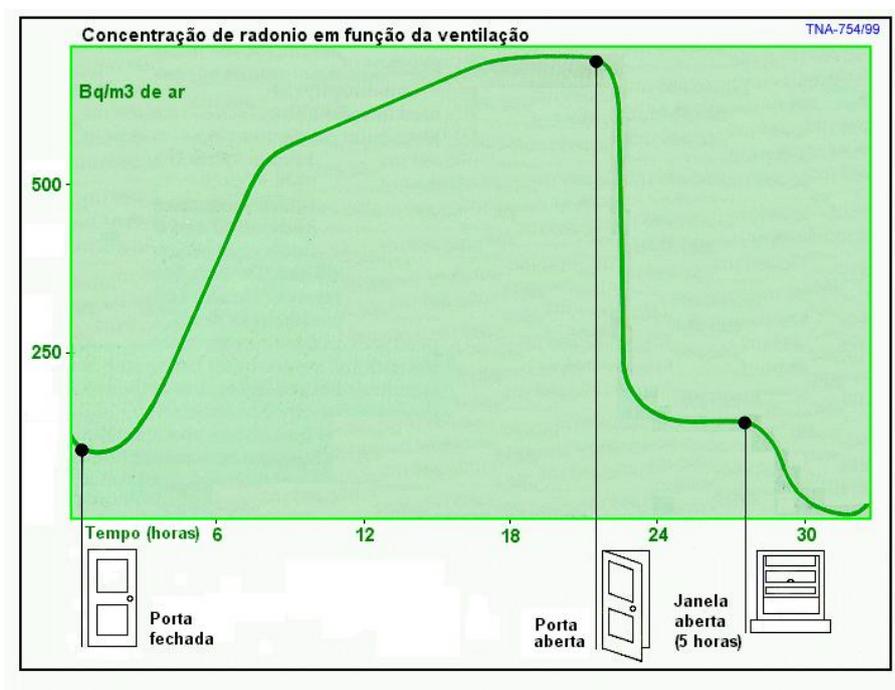
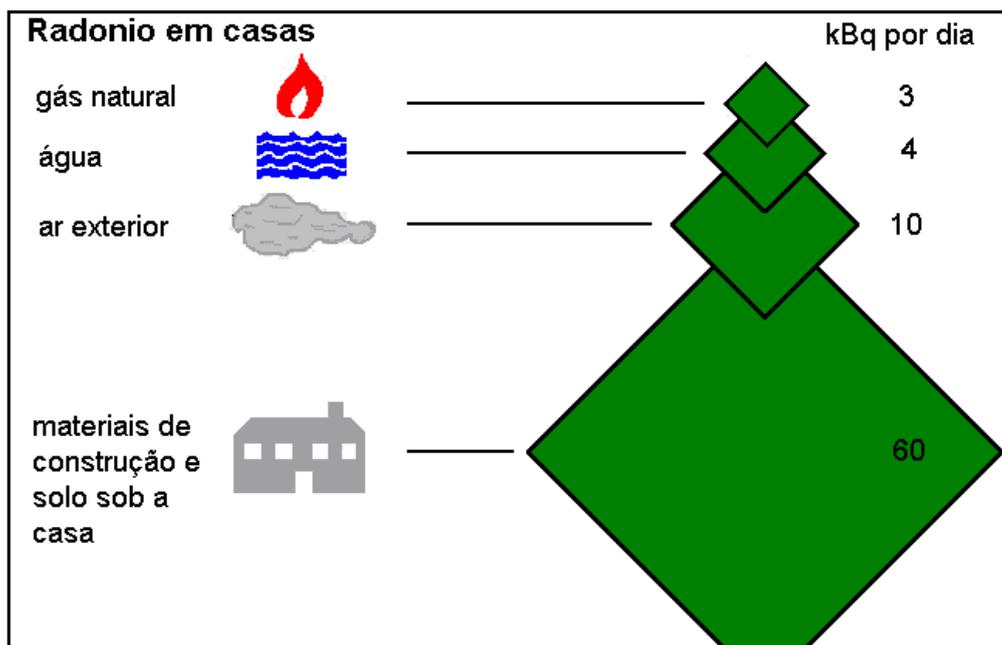


Figura 2.7 Variação da concentração de radônio no interior de uma moradia

Apesar da grande preocupação com os materiais de construção, o solo, no qual são construídas as edificações, é quase sempre a maior fonte de radiação. Em alguns casos, estas foram construídas sobre antigos depósitos de resíduos radioativos, incluindo resíduos da mineração de urânio no Colorado, resíduos de alumínio na Suécia, resíduos originados da produção de rádio na Austrália e terrenos recuperados da mineração de fosfatos na Flórida.

Por essa razão, os níveis de radônio presente nas moradias podem ser reduzidos revestindo-se pisos e paredes. A utilização de ventiladores em sótãos, também, constitui um meio eficiente de reduzir as quantidades de radônio dos ambientes fechados. Pode-se como alternativa



pintar a parede ou recobri-la com materiais plásticos. O papel de parede, por exemplo, pode reduzir a emissão de radônio de 30%.

Figura 2.8 - Contribuição relativa de diversas fontes de radônio nas moradias

A água e o gás natural constituem outra fonte importante de radônio nas moradias. A UNSCEAR estimou que pelo menos 1% da população mundial consome água que contém mais de um milhão de bequeréis de atividade por metro cúbico e que pelo menos 10% bebe água com mais de 100.000 Bq/m³.

No entanto, o consumo de água que contenha concentrações elevadas de radônio não é o principal problema do ponto de vista radiossanitário, uma vez que grande parte desta água é utilizada para cozinhar alimentos. Mesmo a ingestão de água não é relevante, uma vez que o radônio é eliminado rapidamente do organismo por ser quimicamente inerte.

O maior risco é causado pela inalação do radônio, especialmente durante o banho. Estudos realizados em residências finlandesas mostraram que, em média, a concentração de radônio presente nos banheiros é 3 vezes superior à existente na cozinha e 40 vezes mais alta que a detectada em salas de estar. No mesmo sentido, um estudo realizado no Canadá revelou que a concentração de radônio e seus produtos de decaimento aumentam durante uma ducha quente e que somente após 1,5 hora a concentração retorna aos níveis iniciais.

A dose equivalente efetiva total decorrente da exposição ao radônio e seus filhos é de aproximadamente 1,2 mSv/ano, ou seja, metade da dose total estimada para todas as fontes naturais.

2.4.1 Construção civil

É fato conhecido que a radioatividade em materiais de construção e a radiação que provém do solo são responsáveis pela maior parte da exposição à radiação a qual estão submetidos os seres humanos (UNSCEAR, 2000). O ^{222}Rn e seus filhos contribuem em média com 50% de toda dose de radiação recebida pela população do planeta. Exposições crônicas dos seres humanos a baixas doses de radiação podem causar danos à saúde humana, cujos efeitos só podem ser percebidos passados muitos anos da exposição.

A exposição à radiação devida aos materiais de construção pode ser dividida em exposição externa e exposição interna. Como exemplo, um morador que vive em uma moradia feita de concreto com concentrações de atividade de 40 Bq kg^{-1} , 30 Bq kg^{-1} e 400 Bq kg^{-1} para ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , respectivamente, recebe uma dose anual efetiva de aproximadamente $0,25 \text{ mSv}$, excetuando-se a dose externa à moradia que provem do solo. Níveis elevados de radionuclídeos naturais em materiais de construção podem causar dose da ordem de alguns mSv por ano.

A exposição externa é causada pela radiação gama direta. Os radionuclídeos responsáveis pela exposição externa à radiação gama são os radionuclídeos emissores gama das séries naturais do U e do Th juntamente com o ^{40}K . Na série de decaimento do U, a sub-série que tem início no ^{226}Ra é a mais importante do ponto de vista radiológico e, portanto, este radionuclídeo é referenciado com frequência em substituição ao U. As concentrações médias mundiais de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K na crosta terrestre são da ordem de 40 Bq kg^{-1} , 40 Bq kg^{-1} e 400 Bq kg^{-1} , respectivamente.

A exposição interna é causada pela inalação de radônio (^{222}Rn) e torônio (^{220}Rn) e seus produtos de decaimento de meia vida curta. Por ser um gás inerte, o radônio pode se movimentar livremente através dos poros do material de construção, embora somente uma fração do gás produzido alcance a superfície do material e exale para o ar. O valor da concentração média mundial de ^{222}Rn observado no interior das residências é da ordem de 40 Bq m^{-3} . Neste contexto, torna-se importante fazer uma distinção entre a emissão do ^{222}Rn , que é um processo que controla o movimento dos átomos de radônio do interior das partículas sólidas para o espaço poroso que a contém e a exalação do ^{222}Rn , que é um processo de transferência dos átomos de radônio do espaço poroso para a atmosfera. A fonte principal de ^{222}Rn dentro das moradias é o solo abaixo da moradia, mas em alguns casos os materiais de construção podem contribuir de forma significativa. Valores típicos de concentração de ^{222}Rn devido aos materiais de construção são da ordem de 10 a 20 Bq m^{-3} , mas em alguns casos estas concentrações podem exceder 1000 Bq m^{-3} . Os materiais de construção são as maiores fontes de torônio dentro das moradias, entretanto, essas concentrações normalmente são muito baixas, devido à meia-vida curta de 55 segundos e à dificuldade de difusão nos materiais. As concentrações de torônio podem se tornar fontes importantes de exposição, quando os materiais de construção contêm altas concentrações de tório.

O objetivo do controle regulatório sobre a radioatividade presente nos materiais de construção é limitar a exposição à radiação devido aos materiais que apresentem níveis elevados de radionuclídeos naturais, de modo que as doses para os indivíduos do público sejam mantidas tão baixas quanto razoavelmente exequível, considerando-se os fatores econômicos e sociais, respeitando dessa forma o princípio ALARA (*As Low As Reasonable Achievable*).

A concentração dos radionuclídeos naturais em materiais de construção varia significativamente conforme a origem do material, embora todos os materiais de construção apresentem certa quantidade de radioatividade natural.

A restrição ao uso de certos materiais de construção pode ter conseqüências econômicas, ambientais e sociais. Para estabelecer o controle regulatório deve-se avaliar e considerar essas conseqüências, assim como determinar os níveis de radioatividade nos materiais de construção que serão utilizados na região em que o controle será aplicado.

A quantidade de ^{226}Ra nos materiais de construção deve ser restrita a um nível em que seja improvável que a concentração de ^{222}Rn no ar ambiente exceda o nível de investigação recomendado pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica de 200 Bq m^{-3} .

Quando as doses de radiação devido à radiação gama são limitadas a níveis menores que 1 mSv a^{-1} , a concentração de ^{226}Ra nos materiais de construção é restrita, na prática, a níveis em que é mínima a possibilidade de que as concentrações de radônio no interior do ambiente excedam o nível de investigação.

De acordo com a publicação 112 da Comissão Européia, o controle sobre a radioatividade presente nos materiais de construção pode ser baseado nos seguintes princípios e critérios radiológicos:

a) Critério de dose

O controle deve ser baseado em um critério de dose que considere as circunstâncias específicas de cada país. Na União Européia, por exemplo, doses excedendo 1 mSv a^{-1} devem ser consideradas sob o ponto de vista de proteção radiológica. Doses mais altas devem ser aceitas apenas em alguns casos muito excepcionais, onde os materiais são utilizados em locais e situações específicos. O controle pode ser baseado em um critério de dose mais restritivo, se isso for conveniente e não levar a um tipo de controle impraticável. É, portanto recomendável que o controle seja baseado em um intervalo de dose de $0,3$ a 1 mSv a^{-1} .

b) Nível de isenção

Materiais de construção devem ser isentos de todas as restrições devido à radioatividade que apresentam, se a radiação gama proveniente deles aumenta a doses efetiva anual para os indivíduos do público em no máximo $0,3 \text{ mSv a}^{-1}$.

Outras limitações devem ser consideradas sobre o radônio ou torônio que exala dos materiais de construção, se avaliações prévias mostrarem que os materiais contribuem significativamente para os níveis desses elementos no interior dos ambientes.

Em termos da exposição gama, para propósitos práticos de monitoração e devido ao fato de que mais de um radionuclídeo contribui para a dose, torna-se adequado apresentar níveis de investigação na forma de um índice de concentração de atividade (índice gama). O índice de concentração de atividade deve também levar em consideração as quantidades e formas típicas em que o material é usado na construção. O índice de concentração de atividade (I) pode ser usado para verificar se o critério de dose é satisfeito para um determinado material:

$$I = \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_{Th}}{200} + \frac{C_K}{3000}$$

Onde: C_{Ra} , C_{Th} , C_K são as concentrações de atividade de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K (Bq kg^{-1}) no material de construção.

No denominador da equação são apresentados os valores de concentração de Ra, Th e K que atendem ao critério de dose de 1 mSv a^{-1} , obtidos por meio de uma expressão para o cálculo da dose efetiva para exposição externa devido à radiação gama, considerando-se um quarto padrão com paredes de concreto com as seguintes características.

Para atender ao critério de dose de 0,3 mSv a⁻¹ os valores das concentrações presentes no denominador da equação são: 121 Bq kg⁻¹, 101 Bq kg⁻¹ e 1390 Bq kg⁻¹, para ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K, respectivamente.

O índice de concentração de atividade não deve exceder os valores apresentados na tabela 2.4, dependendo do critério de dose adotado e da forma e quantidade em que o material é usado na construção.

Tabela 2.4: Valores dos índices de concentração de atividade.

Critério de dose	0,3 mSv a⁻¹	1 mSv a⁻¹
Materiais usados em grandes quantidades ex.: concreto	I ≤ 0.5	I ≤ 1
Materiais superficiais e com uso restrito ex.: telhas, placas divisórias	I ≤ 2	I ≤ 6

O índice de concentração de atividade deve ser usado somente como uma ferramenta de investigação para identificar materiais que possam ser de interesse em uma determinada situação. Qualquer decisão real sobre a restrição ao uso de um material deve ser baseada em uma avaliação dosimétrica mais detalhada, baseada no cenário onde o material será utilizado. Cenários com doses super estimadas em situações teóricas pouco prováveis devem ser evitados.

A atividade equivalente de rádio é um índice bastante utilizado como padrão de segurança na avaliação da exposição da população em residências. Por meio dele são comparadas as concentrações de ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K nos materiais utilizados na construção, levando-se em conta o risco associado a cada um deles. Este índice é baseado na estimativa de que 1 Bq·kg⁻¹ de ²²⁶Ra, 0,7 Bq·kg⁻¹ de ²³²Th e 13 Bq·kg⁻¹ de ⁴⁰K produzem a mesma taxa de dose devido à irradiação gama. A equação a seguir apresenta o cálculo da atividade equivalente de rádio.

$$Ra_{eq} = A(^{226}\text{Ra}) + 1,43 A(^{232}\text{Th}) + 0,07 A(^{40}\text{K})$$

Onde: A (²²⁶Ra), A(²³²Th) e A(⁴⁰K) são as concentrações de ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K nos materiais de construção (Bq·kg⁻¹).

O uso de materiais de construção cuja atividade equivalente de rádio (Ra_{eq}) excede 370 Bq·kg⁻¹ é desaconselhado, a fim de evitar riscos por exposição externa.

Outro índice a ser considerado na avaliação da exposição provocada por materiais de construção é o índice de risco externo (H_{ex}). O critério utilizado para este modelo pondera as concentrações de ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K no material e considera que a dose por exposição externa deve ser limitada a 1,5 mSv·a⁻¹.

O índice de risco externo (H_{ex}) é calculado a partir da equação abaixo.

$$H_{ex} = \frac{C_{Ra}}{370} + \frac{C_{Th}}{259} + \frac{C_K}{4810}$$

onde: C_{Ra}, C_{Th}, C_K são as concentrações de ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K nos materiais de construção (Bq·kg⁻¹).

O valor máximo do índice de risco externo (H_{ex}) deve ser menor que a unidade para que o risco de exposição à radiação externa seja considerado desprezível. O modelo para a determinação do índice H_{ex} é bastante conservador, baseado em paredes de espessura ilimitada sem janelas e portas.

Além do índice de risco por exposição externa devido à presença de emissores gama nos materiais de construção, existe o risco ao sistema respiratório devido à inalação do radônio e seus produtos de decaimentos de meia-vida curta. O risco de exposição interna pela inalação do radônio e seus produtos de decaimento é quantificado pelo índice de risco interno (H_{in}), obtido a partir da equação a seguir.

$$H_{in} = \frac{C_{Ra}}{185} + \frac{C_{Th}}{259} + \frac{C_K}{4810}$$

Onde: C_{Ra} , C_{Th} , C_K são as concentrações de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nos materiais de construção ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Para o uso seguro de um material na construção de residências H_{in} também deve ser menor que a unidade.

Numa residência, o cálculo da dose efetiva anual depende da concentração dos radionuclídeos presentes nos materiais de construção, da forma e do tamanho da residência, do fator de ocupação e do fator de conversão de dose.

A avaliação da dose efetiva anual no interior de uma residência são normalmente realizadas a partir do conceito de quarto padrão para a obtenção dos parâmetros utilizados no cálculo da dose.

A metodologia citada prevê o conhecimento da taxa de dose absorvida no ar provocada pelos radionuclídeos emissores gama presentes nas placas. Essa taxa de dose absorvida é calculada por meio da equação abaixo.

$$D_R = (q_K A_{K,i} + q_{Ra} A_{Ra,i} + q_{Th} A_{Th,i}) \times m_i$$

onde:

D_R taxa de dose absorvida no ar ($\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$)

q_{Ra} , q_{Th} e q_K fatores de conversão da concentração de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nos materiais de em dose absorvida no ar ($\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ por $\text{Bg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

$A_{Ra,i}$, $A_{Th,i}$ e $A_{K,i}$ Concentrações de ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas placas de fosfogesso ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

m_i fração porcentual de massa do material de construção do tipo i no quarto padrão

Os fatores de conversão (q_{Ra} , q_{Th} e q_K) variam de acordo com as dimensões, densidade do material e espessura das paredes dos quartos em estudo. É de fundamental importância a escolha desses fatores para a obtenção de valores de dose absorvida os mais realistas possíveis, evitando-se assim a super estimativa da dose em uma residência devido à radiação gama. Existem na literatura valores de fatores de conversão para diversos tipos de habitações.

A dose efetiva anual devido à exposição externa é calculada por meio da equação que considera a taxa de dose absorvida, o fator de ocupação, a fração do material no local de estudo e o fator de conversão de dose absorvida no ar para dose efetiva.

$$E = D_R \times T \times f \times \text{FCD} \times 10^{-6}$$

Onde:

E dose efetiva anual devida à exposição externa ($\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$)

D_R taxa de dose absorvida no ar ($\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$)

T 8760 horas por ano

f fator de ocupação na residência

FCD fator de conversão de dose absorvida no ar para dose efetiva ($\text{Sv}\cdot\text{Gy}^{-1}$)

Para o fator de ocupação interna, utiliza-se o valor de 0,8, supondo que os indivíduos gastam 80% de seu tempo no interior das residências e para o fator de conversão de dose absorvida no ar para dose efetiva recebida pelos moradores utiliza-se o valor de 0,7, ambos sugeridos pelo UNSCEAR.

Os materiais de construção mais comuns, madeira, tijolos e cimento exalam relativamente pouco radônio. O granito e a pedra pombo, esta última utilizada na Rússia e Alemanha, são muito mais radioativas.

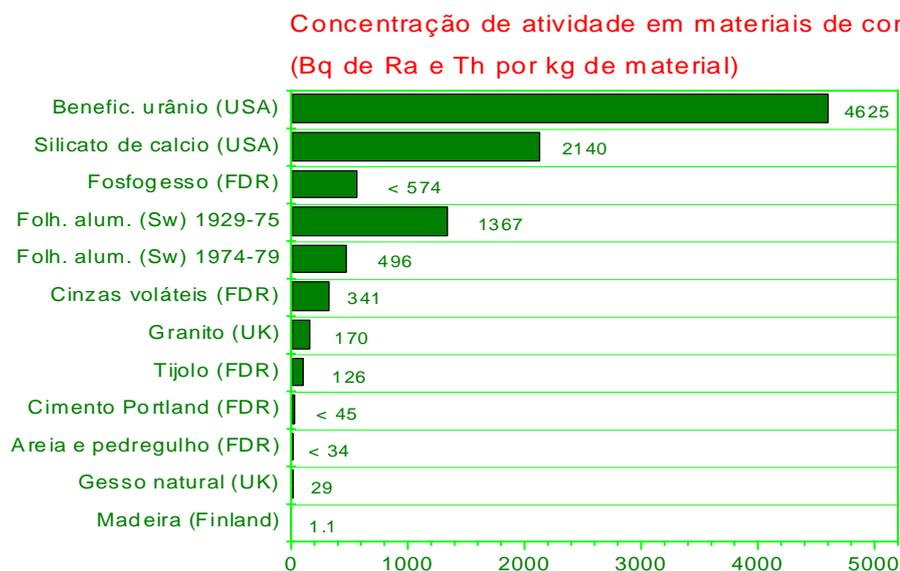


Figura 2.9 Concentrações de atividade médias em materiais de construção, medidas em diversos países.

Alguns materiais de construção apresentam níveis de radioatividade surpreendentemente elevados. Na Suécia, por exemplo, utilizou-se durante várias décadas folhelho aluminoso na fabricação de cimento, utilizado para a construção de 350.000 a 700.000 casas. Mais tarde, verificou-se que esse material era altamente radioativo. Seu emprego foi reduzido nos anos setenta e finalmente eliminado.

Os resíduos de silicato de cálcio, um subproduto altamente radioativo do tratamento de minerais de fosfato, são utilizados na fabricação de cimento e outros materiais de construção nos Estados Unidos. Sua presença foi verificada em edificações dos Estados de Idaho e Flórida e do Canadá.

O fosfogesso, subproduto de outro processo de tratamento de minerais de fosfato, tem sido amplamente utilizado na fabricação de blocos e placas de gesso. Por ser mais barato que o gesso e ser um resíduo, sua utilização foi bem aceita pelos ambientalistas, que acreditaram estar desta forma preservando fontes naturais e reduzindo a contaminação ambiental. Somente no Japão, três milhões de toneladas deste material foram utilizados na construção em 1974. Entretanto o fosfogesso é mais radioativo do que o gesso natural proporcionando um acréscimo de 30% de exposição à radiação nas moradias que se utilizam deste material. Estima-se que sua utilização origina uma dose efetiva coletiva comprometida de 300.000 sievert.homem.

Outros subprodutos radioativos utilizados na construção são os óxidos de ferro, titânio e alumínio, as escórias derivadas do tratamento de ferro nos fornos e as cinzas provenientes da combustão do carvão.

2.5 Outras fontes

O carvão, como a maioria dos materiais naturais, contém traços de radionuclídeos primordiais. Sua combustão acarreta a sua liberação ao meio ambiente, podendo afetar o homem.

Embora as concentrações variem bastante dependendo da origem, o carvão contém geralmente uma quantidade de material radioativo inferior ao valor médio encontrado na crosta terrestre. Porém, durante a queima, a maior parte do material se transforma em cinzas, concentrando as substâncias radioativas. As cinzas mais pesadas geralmente se acumulam no fundo das caldeiras das centrais térmicas convencionais. Porém, as cinzas mais leves saem para o meio ambiente por meio das chaminés. A quantidade liberada depende da eficácia dos filtros eventualmente utilizados para reduzir a contaminação ambiental. A nuvem irradia as pessoas e se espalha sobre os campos contaminando os cultivos. Parte dela pode retornar ao solo na forma de poeira. Estima-se que a produção de cada gigawatt.ano de energia elétrica dá origem a uma dose equivalente efetiva coletiva comprometida total de 2 sievert.homem, o que significa que em 1979 as centrais elétricas a carvão do mundo causaram uma dose equivalente efetiva coletiva comprometida de aproximadamente 2.000 sievert.homem. Na Figura 2.10 é apresentada a dose comprometida estimada decorrente da produção de energia elétrica utilizando-se fontes distintas. Verifica-se que as maiores doses se originam da queima do carvão, estando a produção de energia núcleo elétrica em segundo lugar.

A quantidade de carvão utilizada para cozinhar ou aquecer as moradias é muito menor, entretanto provoca uma liberação maior de cinzas. Por isso, pode-se afirmar que o uso doméstico de carvão emite uma quantidade de cinzas equivalente à liberação das centrais térmicas. Além do mais, normalmente as moradias tem chaminés baixas e localizam-se em centros densamente ocupados, provocando uma contaminação direta dos habitantes. Este tema tem despertado pouco interesse, apesar da estimativa de que o emprego doméstico de carvão em 1979 possa ter originado uma dose equivalente efetiva coletiva comprometida de 100.000 sievert.homem.

Pouco se sabe, também, sobre o efeito das cinzas voláteis retidas pelos filtros. Em diversos países, mais de um terço destas cinzas são reutilizadas na produção de cimento e concreto. Em alguns concretos, as cinzas constituem 4/5 de sua composição. As cinzas podem ser utilizadas, também, para a construção de estradas e como complemento de solos agrícolas. Todas estas aplicações podem estar aumentando os níveis de radiação, entretanto há muita pouca informação a respeito.

A energia geotérmica constitui outra fonte de incremento de exposição à radiação. Em alguns países reservas de vapor e água quente são utilizadas para gerar eletricidade ou aquecer moradias. Em Larderello (Itália), uma fonte deste tipo é utilizada para mover as turbinas de uma central elétrica desde o começo do século. O estudo da emissão desta central e de outras de menor porte existentes na Itália mostrou que acarretam uma dose equivalente efetiva coletiva comprometida de 6 sievert.homem por gigawatt.ano de energia produzida, três vezes maior que a causada pelas centrais térmicas a carvão. Devido ao fato de somente 0,1% da produção elétrica mundial ser decorrente da energia geotérmica, sua contribuição à exposição é muito pequena. Entretanto sua importância pode aumentar significativamente no futuro devido ao seu enorme potencial energético.

Os fosfatos são explorados extensivamente em todo o mundo; sendo utilizados principalmente na produção de fertilizantes - 30 milhões de toneladas de fosfatos em 1977. A maioria das jazidas de fosfato em exploração contém concentrações significativas de urânio. A extração e processamento do mineral produzem a liberação de radônio, enquanto que os fertilizantes obtidos são radioativos e contaminam os alimentos. Normalmente esta contaminação não é significativa, exceto quando os fertilizantes são utilizados na forma líquida ou se os produtos derivados dos fosfatos são empregados como ração animal. Tais produtos são amplamente empregados como complemento da alimentação animal, acarretando aumentos significativos nos níveis de rádio em leite. Todos estes aspectos da industria de fosfatos causaram, em 1977, uma dose efetiva coletiva comprometida ao redor de 6.000 sievert.homem, comparável com o valor de 300.000 sievert.homem originado pelo fosfogesso.

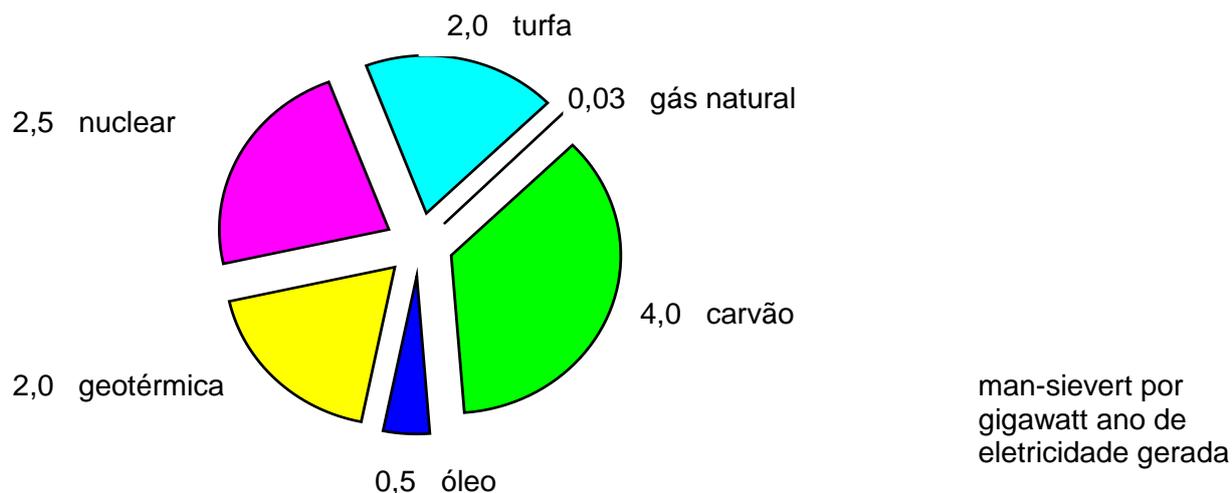


Figura 2.10 Dose comprometida estimada decorrente da produção de energia elétrica

CAPÍTULO 3

Fontes artificiais de radiação

3.1. Ciclo do combustível nuclear

3.1.1 Mineração

3.1.2 Beneficiamento do minério de urânio

3.1.3. Conversão e purificação

3.1.4. Enriquecimento isotópico

3.1.5 Fabricação do elemento combustível

3.1.6 Reatores nucleares

3.1.7 Reprocessamento do elemento combustível

3.1.8 Disposição de rejeitos

3.2. Explosões nucleares

3.3. Fontes médicas

3.4. Outras fontes de exposição

Fontes artificiais de Radiação

O homem tem gerado uma grande quantidade de radionuclídeos a partir de matérias-primas naturais. Alguns destes radionuclídeos são produzidos para servir a um determinado propósito, enquanto outros se formam como produtos indesejáveis e são considerados rejeitos.

Alguns radionuclídeos estão associados com as aplicações pacíficas da energia nuclear, enquanto outros são decorrentes da produção de potentes armas de guerra.

Desta maneira, se considerarmos um certo lugar e um intervalo de tempo, todos estes radionuclídeos gerados poderão vir a se encontrar dispersos em grau variável na biosfera ou no ecossistema deste local.

3.1 Ciclo do combustível nuclear

O crescimento na demanda mundial de energia levou o homem a avaliar cuidadosamente todas as formas de produzi-la.

A produção de energia nuclear, embora não tenha crescido significativamente em comparação com outras formas de se obter energia, continua a ser uma alternativa viável e que deve ser analisada. Sua participação na geração de energia elétrica mundial corresponde a 17%, situando-a em terceiro lugar, após a queima de carvão e a energia hidrelétrica (Figura 3.1). Quando as outras fontes de energia alternativa são comparadas com a nuclear em termos de segurança, confiabilidade, economia e impacto ambiental, há quem acredite que a opção nuclear irá claramente emergir como uma das formas mais praticáveis.

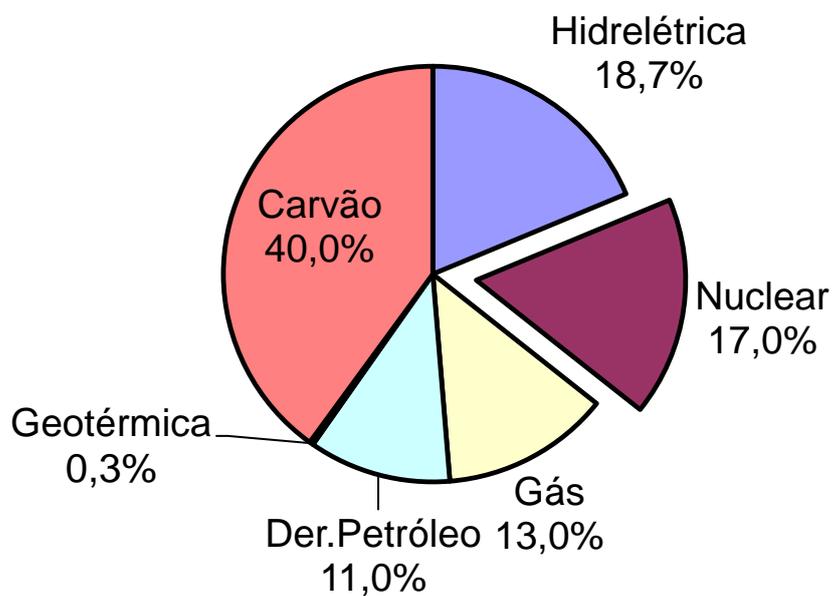


Figura 3.1 Geração de energia elétrica mundial

Na verdade, existe a necessidade de se desenvolver todas as alternativas viáveis de energia simultaneamente, tendo-se em vista as reservas de matéria prima, as limitações econômicas e ambientais bem como a realidade política de cada país. Na Figura 3.2 são apresentadas as reservas mundiais de urânio de baixo custo.

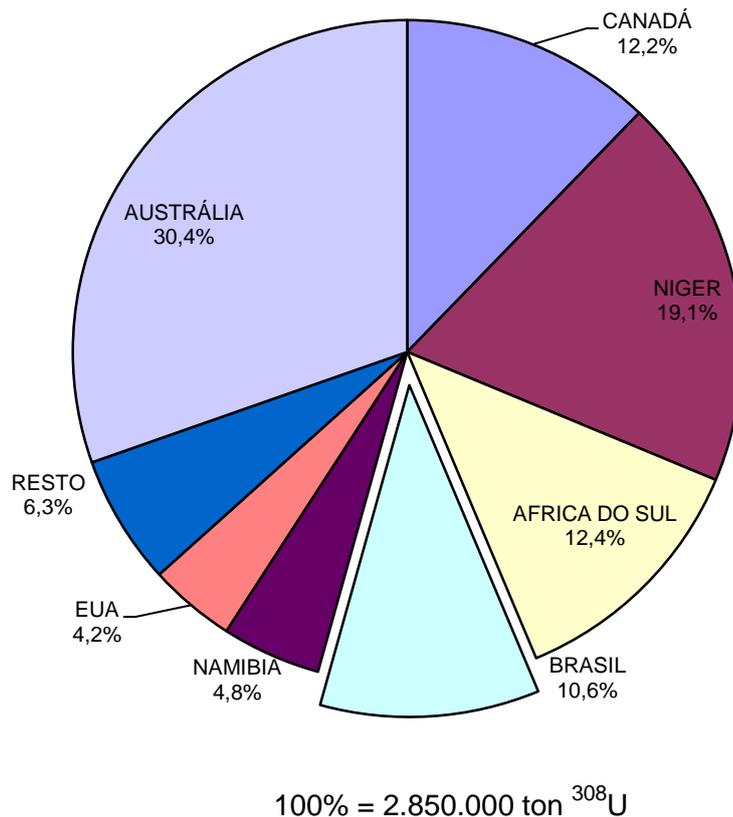


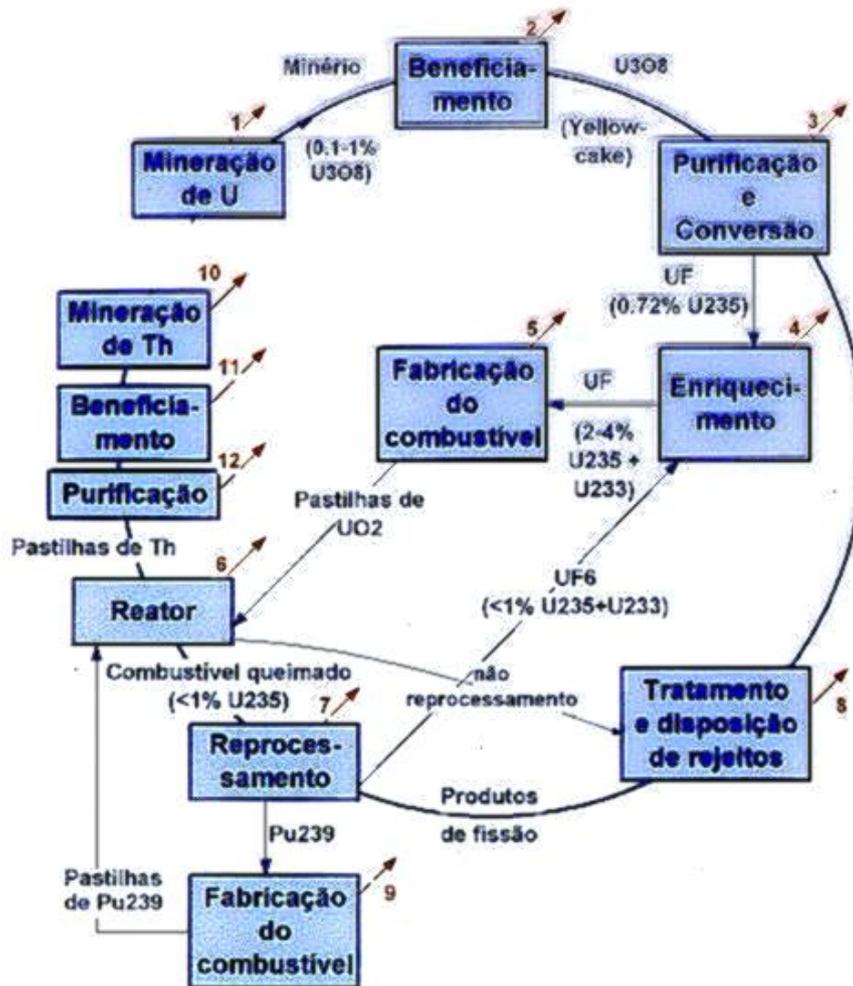
Figura 3.2 Reservas mundiais de urânio de baixo custo

A operação de uma central nuclear envolve muitas etapas além da construção de torres de refrigeração, transformadores e linhas de transmissão para conduzir a energia gerada. Com a finalidade de manter o funcionamento de um reator nuclear deve-se constantemente abastecê-lo com um novo combustível, enquanto o combustível gasto deve ser convenientemente tratado e estocado.

O ciclo do combustível nuclear inclui a extração do minério de urânio, o beneficiamento deste para transformá-lo em um concentrado que possa ser economicamente transportado, a conversão química, a purificação, o enriquecimento no isótopo de urânio físsil, o U-235, e a fabricação do elemento combustível. Quando se faz necessário, o elemento combustível gasto precisa ser substituído e deve ser estocado para aguardar o decaimento dos produtos de fissão de meia-vida curta. A partir daí, deve ser reprocessado para separar o material físsil não queimado dos rejeitos que não tem uso prático, os quais são adequadamente tratados e armazenados.

As etapas envolvidas no ciclo do combustível nuclear, assim como os principais elementos que podem ser liberados para o meio ambiente em cada uma delas são apresentados na Figura 3.3.

Ciclo do combustível : prováveis liberações ao meio ambiente



- | | |
|--|--|
| 1. U, Th, Ra, Rn, RnD | 7. Kr85, H3, I131, I129, outros PF, transurânicos, prod. quim. |
| 2. Th, Ra, Rn, RnD, (U)+Produtos químicos | 8. Transurânicos e PF de meia-vida longa |
| 3. NO ₂ , HF, CaF, (UF ₆), (Th ²³⁴) | 9. Produtos químicos, (Pu) |
| 4. Calor, emissões da queima de carvão, (UF ₆) | 10. Th, Ra, Rn, RnD |
| 5. Produtos químicos, F ₂ , HNO ₃ | 11. Ra, Rn, RnD, (Th)+prod. quim. |
| 6. H ₃ , Kr85, Xe133, Ar37, I131, outros PF, calor | 12. Produtos químicos, Th |

Figura 3.3 - O ciclo do combustível nuclear

É evidente em todo o ciclo do combustível apresentado na Figura 3.3 que o urânio natural é o elemento essencial para abastecer o reator. Contudo, embora exista muito urânio natural, as reservas minerais com altos teores de U são restritas e a abundância do isótopo físsil ²³⁵U é somente 0,72%. Além disso, há o problema do enriquecimento isotópico, que é um processo difícil e caro. Por isso, existe o incentivo econômico de reciclar o ²³⁵U não utilizado, assim como o isótopo físsil ²³⁹Pu, que é formado no reator na captura de nêutrons pelo ²³⁸U, o isótopo de urânio mais abundante, de acordo com a reação:



Uma alternativa para o ciclo seria o uso de tório natural. Pastilhas de Th purificadas colocadas no núcleo do reator levam a produção de um outro isótopo físsil de urânio, o ${}^{233}\text{U}$, por meio da reação:



A produção de ${}^{239}\text{Pu}$ e de ${}^{233}\text{U}$ é chamada "breeding" e os precursores destas substâncias físseis, o ${}^{238}\text{U}$ e o ${}^{232}\text{Th}$, são chamados férteis. O reator "breeder" é um reator nuclear que apresenta uma produção de combustível maior do que o seu consumo. Esse reator foi, nas décadas de 1940 a 1960, bastante considerado devido à sua alta performance e economia de combustível. Um reator normal consome menos do que 1% do urânio natural disponível enquanto que o reator "breeder" aproveita praticamente todo o combustível, gerando menos rejeito para a mesma quantidade de energia produzida. Nos reatores "breeder", o urânio pode ser substituído pelo tório, que passa a ser competitivo devido ao preço internacional cada vez mais alto do urânio.

O minério de urânio pode ser obtido diretamente de jazidas de U_3O_8 natural. Atualmente, é considerada economicamente viável a extração de minérios de urânio com teor de U_3O_8 de aproximadamente 0,01%. Contudo, a maior parte dos minérios extraídos apresenta teores médios entre 0,04 a 0,42% de U_3O_8 .

Os métodos de mineração envolvem a abertura de galerias subterrâneas e minas a céu aberto. O método de minas a céu aberto é usado para retirar minério de jazidas que se encontram a algumas dezenas de metros de profundidade, quando o corpo do minério é fácil de ser removido à superfície. Minas subterrâneas são mais praticáveis para corpos de minérios mais profundos que uma centena de metros ou aqueles localizados abaixo de uma camada rochosa muito dura. O principal impacto ambiental da mineração do urânio envolve alterações na paisagem, atividades humanas com equipamentos pesados, a produção de poeira e a dispersão de radionuclídeos.

Os radionuclídeos liberados das minas incluem isótopos de U, Th e Ra, os quais estão associados com as partículas de poeira e Rn, que emana do minério como gás e decai originando uma série de filhos radioativos. A água subterrânea que comumente pode ser bombeada para fora das minas para mantê-las secas, também contém radionuclídeos da série do urânio. Mineradores que trabalhavam em galerias pobremente ventiladas adquiriram câncer nos pulmões advindo dessas atividades. Nas últimas décadas, têm sido amplamente implementadas medidas de segurança com a finalidade de evitar possíveis efeitos na saúde dos mineradores.

Em comparação com o impacto ambiental convencional provocado nas pessoas pelo uso de equipamentos pesados ao redor da mina de urânio, o impacto causado pela radiação é desprezível. Embora a modificação na paisagem em uma mina de urânio se estenda por centenas de acres e pareça muito significativa, o impacto é pequeno em comparação com o causado por uma mina de carvão que produz a mesma quantidade de energia útil. Esta comparação é resultado do fato de que uma certa quantidade de minério não refinado de urânio contém 100 vezes mais energia que a mesma quantidade de carvão.

3.1.2 Beneficiamento do minério de urânio

O processo de beneficiamento do minério de urânio tem por finalidade extrair o U_3O_8 do minério bruto de modo que ele possa ser transportado numa forma razoavelmente pura para as usinas de purificação e conversão. Este processo apresenta uma eficiência de 90 a 95% na extração do urânio do minério.

Os métodos de beneficiamento geralmente se baseiam na extração do urânio usando a lixiviação ácida ou alcalina. As etapas do processamento abrangem a trituração e a moagem do minério, a lavagem com ácido sulfúrico ou carbonato de sódio, o branqueamento para remover os resíduos sólidos, a concentração usando a precipitação química, a troca iônica ou a extração com solventes e a filtração e secagem do produto final. O urânio é embalado em tonéis para ser transportado como óxido de urânio ou sal concentrado, denominado "yellowcake". O "yellowcake" contém de 70 a 90% de U_3O_8 em massa.

Os resíduos do processo de beneficiamento do urânio são usualmente recolhidos em reservatórios para a retenção de líquidos e sólidos. Estas "lagoas" permitem a sedimentação dos sólidos e a evaporação de uma parte dos líquidos. Os líquidos previnem que os sólidos sequem e cheguem ao ar como material particulado.

Devido à presença de substâncias ácidas, básicas ou outros produtos químicos, não existe qualquer forma de vida nestas lagoas.

O minério de urânio contém todos os radionuclídeos da série do urânio. Em muitos casos, pode ser assumido que as atividades dos membros da série estão em equilíbrio secular com o precursor ^{238}U . Os radionuclídeos de meia-vida longa ^{230}Th , ^{226}Ra são os mais críticos em termos radiológicos, além do mais o ^{226}Ra decai para o ^{222}Rn que por ser um gás pode escapar do sistema de retenção. Os produtos de decaimento do ^{222}Rn de meia vida longa, tais como o ^{210}Pb e o ^{210}Po , podem causar uma exposição mensurável na biota ao redor da mina. O rádio forma compostos solúveis e pode, desta maneira, contaminar as águas subterrâneas, dependendo das condições hidrogeológicas do local. Os efeitos provocados pelos resíduos químicos têm sido pouco estudados.

3.1.3 Conversão e purificação

O "yellowcake" obtido no beneficiamento do urânio é convertido num gás muito puro, o UF_6 , que é usado no processo de enriquecimento. Dois processos são utilizados para converter o "yellowcake" à UF_6 : o método que emprega o fluoreto de hidrogênio a seco, que processa diretamente o concentrado e o método de extração com solventes. As formas químicas intermediárias do urânio nos processos de conversão incluem o UO_2 , o UO_3 e o UF_4 .

As etapas de conversão envolvem o manuseio de concentrados de urânio em forma de pó, gerando conseqüentemente a dispersão de material particulado. Com a finalidade de prevenir a dispersão do pó são empregados modernos sistemas de filtração de ar, mas mesmo assim uma pequena fração de partículas de urânio pode ser liberada para o meio ambiente.

Os efluentes químicos liberados nestes processos são mais significantes que as descargas de urânio. Estes efluentes podem conter principalmente NO_2 , HF , H_2S e outros solventes

orgânicos. Os rejeitos sólidos consistem basicamente de cinzas que são convenientemente tratadas e armazenadas para deposição.

3.1.4 Enriquecimento isotópico

O enriquecimento no isótopo de urânio físsil, ^{235}U , é a etapa mais cara e difícil no ciclo do combustível nuclear. Possuindo abundância natural de somente 0,7%, os átomos físséis de ^{235}U presentes no concentrado de urânio não enriquecido são insuficientes para sustentar uma reação nuclear em cadeia. O elemento combustível para reatores nucleares deve conter cerca de 3% de ^{235}U , enquanto que para armas nucleares o urânio deve ser enriquecido acima de 90%.

O procedimento utilizado para o enriquecimento envolve a difusão gasosa do urânio na forma de UF_6 . Este método baseia-se no fato de as moléculas de $^{235}\text{UF}_6$ serem cerca de 0,85% mais leves que as moléculas de $^{238}\text{UF}_6$. Como as moléculas de UF_6 passam através de um sistema de múltiplos estágios na usina de difusão, a razão $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ aumenta gradualmente.

O enriquecimento por difusão gasosa é um método caro e requer quantidades consideráveis de energia. Outro método mais eficiente de enriquecimento isotópico é a centrifugação.

A maior parte dos efluentes liberados para o ambiente, resultantes das operações de difusão gasosa não são radioativos. Os principais elementos liberados são constituídos por partículas de carvão queimado e cinzas. A liberação de efluentes radioativos inclui pequenas quantidades de UF_6 e de ^{234}Th e de ^{234}Pa , que são produtos de decaimento do ^{238}U .

3.1.5 Fabricação do elemento combustível

Após o enriquecimento, o hexafluoreto de urânio é transportado para uma planta de fabricação de elemento combustível onde é hidrolisado na forma de fluoreto de uranila, convertido a diuranato de amônio e finalmente calcinado na forma de dióxido (UO_2). O pó obtido é então peletizado, sinterizado e encapsulado em varetas de aço ou zircaloy para evitar o escape dos produtos de fissão. Durante este processo, uma pequena quantidade de urânio enriquecido pode ser liberada para o meio ambiente, entretanto os efluentes químicos (F_2 e HNO_3) são encontrados na forma sólida, líquida e gasosa.

3.1.6 Reatores nucleares

O processo de fissão que ocorre no núcleo do reator produz um largo espectro de fragmentos de fissão radioativos, uma grande quantidade de nêutrons e de energia na forma de calor. Os nêutrons são necessários para que ocorra a reação em cadeia e o calor é convertido em vapor que é usado para acionar turbinas e gerar eletricidade. A maioria dos 200 produtos de fissão apresenta uma meia vida curta e, portanto, decaem durante a vida útil do elemento combustível. Entretanto alguns dos produtos de fissão apresentam uma meia vida suficientemente grande para permitir que o seu decaimento ocorra muito tempo após a utilização do elemento combustível. Alguns dos produtos de fissão produzidos num reator nuclear de importância biológica são apresentados na Tabela 3.1. Os nêutrons produzidos na reação em cadeia reagem com uma série de elementos não físséis presentes no elemento combustível e produzem uma grande quantidade de elementos radioativos chamados de produtos de ativação (tabela 3.2).

Tabela 3.1 - Produtos de fissão de importância biológica

Radionuclídeo	Rendimento de fissão (%)	Radiação	Meia-vida	Elementos análogos importantes
^3H	0,01	β	12 anos	H
^{85}Kr	0,29	β, γ	10 anos	-
^{90}Sr	5,77	β	28 anos	Ca
^{89}Sr	4,79	β	51 dias	Ca
^{137}Cs	6,15	β, γ	27 anos	K
^{131}I	3,1	β, γ	8,1 dias	I
^{129}I	0,9	β, γ	$1,7 \times 10^7$ anos	I
^{144}Ce	6,0	β, γ	285 dias	-
^{103}Ru	3,0	β, γ	40 dias	-
^{106}Ru	0,38	β, γ	1,0 ano	-
^{95}Zr	6,2	β, γ	65 dias	-
^{140}Ba	6,32	β, γ	12,8 dias	Ca
^{91}Y	5,4	β, γ	58 dias	-
^{143}Ce	5,7	β, γ	33 horas	-
^{147}Nd	2,7	β, γ	11 dias	-

Tabela 3.2 - Produtos de ativação formados em reatores nucleares

Radionuclídeo	Radiação	Meia-vida	Elementos análogos importantes
^3H	β	12,3 anos	H
^{14}C	β	5568 anos	C
^{24}Na	β, γ	15 horas	Na
^{32}P	β	14 dias	P
^{35}S	β	87 dias	S
^{41}Ar	β, γ	110 minutos	-
^{45}Ca	β	164 dias	Ca
^{54}Mn	γ	291 dias	Mn
^{55}Fe	χ (CE)*	2,6 anos	Fe
^{59}Fe	β, γ	45 dias	Fe
^{57}Co	γ	270 dias	Co
^{58}Co	β^+, γ	71 dias	Co
^{60}Co	β, γ	5,2 anos	Co
^{65}Zn	β^+, γ	245 dias	Zn
^{239}Pu	α, γ	24,360 anos	-
^{239}Np	β, γ	2,3 dias	-
^{241}Am	α, γ	470 anos	-
^{242}Cm	α, γ	163 dias	-

* Captura eletrônica

Na maioria dos reatores o circuito primário de refrigeração é fechado e desta forma não ocorre escape de radionuclídeos para o meio ambiente. Entretanto, pequenas quantidades podem passar para os circuitos secundários e terciários podendo ser detectadas nos efluentes líquidos e gasosos. Essas descargas como todas as outras dentro do ciclo do combustível nuclear devem ser mantidas abaixo dos limites permissíveis que são baseados nos limites de dose para o público.

3.1.7 Reprocessamento do elemento combustível

A finalidade desta etapa do ciclo do combustível nuclear é recuperar o ^{235}U e ^{239}Pu do ^{238}U ou o ^{233}U do ^{232}Th por meio de um reprocessamento químico.

O reprocessamento químico envolve a dissolução do elemento queimado em ácido nítrico e um processo de extração com TBP chamado processo "Purex", para separar o urânio e plutônio dos produtos de fissão. O urânio recuperado é quimicamente transformado em UF_6 que retorna

para a instalação de enriquecimento isotópico, enquanto que o plutônio é convertido para a forma de dióxido. Os produtos de fissão são acondicionados na forma de rejeitos sólidos, sendo os radionuclídeos mais críticos o ^{90}Sr e ^{137}Cs .

O nível de radioatividade presente no combustível queimado é altíssimo e o reprocessamento requer a operação por controle remoto para proteger o operador, além do mais a instalação deve ter um sistema de auto-contenção que evite o escape de material radioativo para o meio ambiente.

Esta etapa do ciclo do combustível nuclear é a mais crítica em termos de descarga de material radioativo para o meio ambiente.

3.1.8 Disposição de rejeitos

Rejeito é considerado como sendo todo material que se encontra de tal forma que seu reaproveitamento torna-se economicamente inviável. Todas as etapas do ciclo do combustível geram rejeitos radioativos. A disposição final desse rejeito radioativo de forma segura quer para a geração presente quer para as futuras é certamente um dos desafios maiores da indústria nuclear. Isto porque o sistema de armazenamento utilizado deve ser confiável, durante um tempo da ordem de grandeza da meia vida dos radionuclídeos presentes no rejeito, o que pode alcançar até 10^9 anos.

Os produtos de fissão (principalmente ^{137}Cs e ^{90}Sr) são os que apresentam maior risco potencial se considerarmos os próximos 500 a 1.000 anos. Além dos 1.000 anos, os actínídeos de meia vida longa representam certamente um risco maior do que os produtos de fissão.

O ^{99}Tc permanece estável por aproximadamente 30.000 anos, pois sua meia vida é de 2×10^5 anos. O ^{238}U por outro lado com sua meia vida de $4,5 \times 10^9$ anos, constitui um risco quase permanente.

Existem duas possibilidades de se manipular resíduos radioativos. Uma delas consiste em diluir o material no meio ambiente (ar, solo ou água) até concentrações consideradas inócuas. Este foi, por exemplo, o destino de enormes quantidades de radioatividade liberadas na atmosfera pelos testes nucleares. Na prática, esta opção é usada rotineiramente pela indústria nuclear ao liberar para o meio ambiente rejeitos de baixa atividade. A segunda possibilidade é o isolamento do material o que se faz necessário quando o rejeito apresenta média ou alta atividade. Nesse caso são necessárias barreiras artificiais ou naturais.

Na Figura 3.4, pode-se ter uma idéia das doses coletivas por gigawatt ano de eletricidade produzida nos indivíduos ocupacionalmente expostos e nos indivíduos do público decorrentes do ciclo do combustível nuclear.

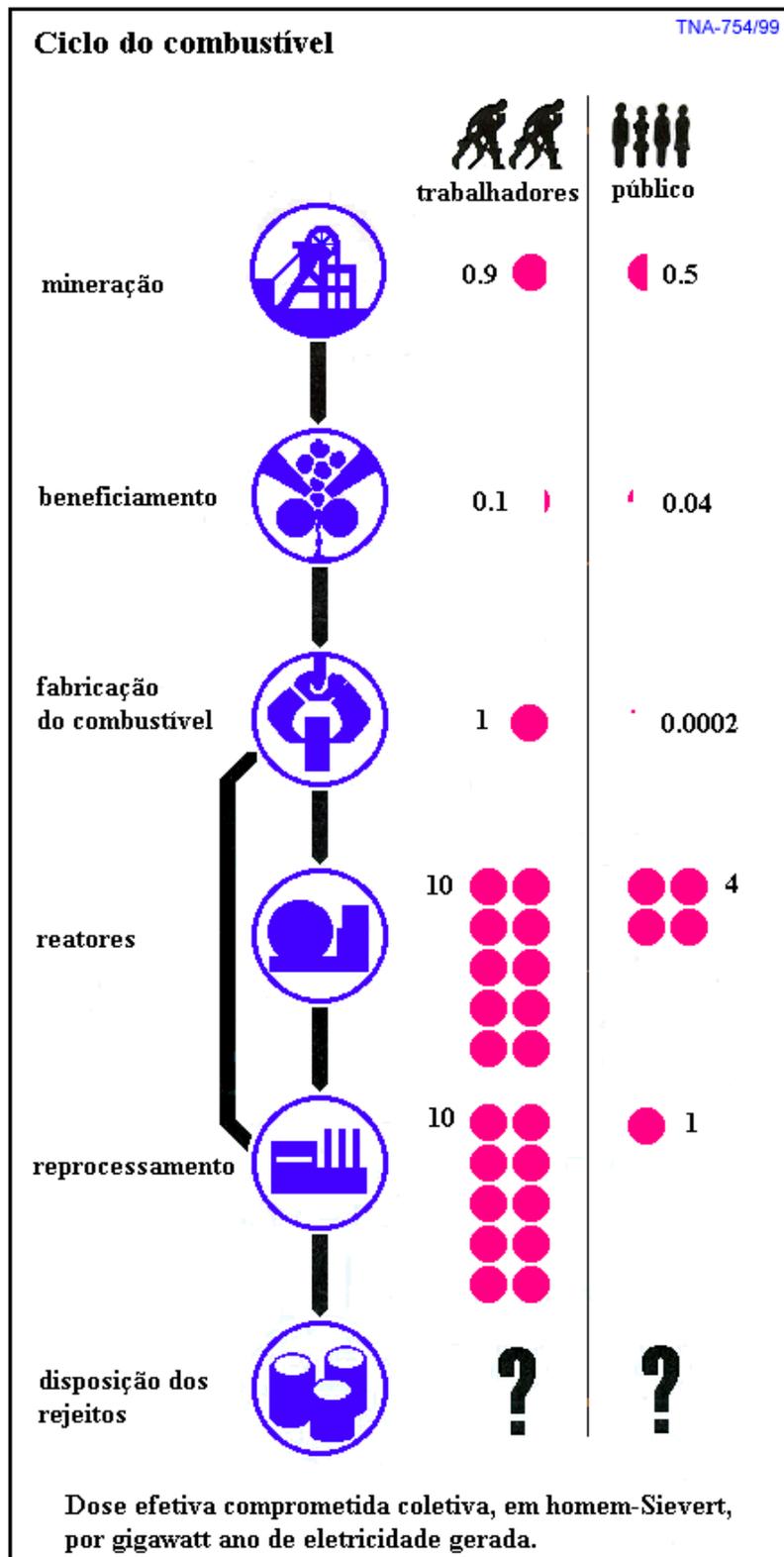


Figura 3.4 - Dose efetiva comprometida coletiva em Sv.homem por gigawatt ano de eletricidade produzida

3.2 Explosões nucleares

De todas as atividades humanas que provocaram uma distribuição de radioatividade artificial na biosfera, o "fallout" das explosões nucleares na atmosfera é sem dúvida o mais importante. A localização geográfica aonde ocorreu os testes nucleares influenciaram a distribuição global do "fallout". A maioria dos testes foi realizada no hemisfério norte, sendo a França e o Reino Unido os únicos países a usarem o Pacífico. Por essa razão, o hemisfério sul apresenta uma concentração bem menor dos radionuclídeos artificiais.

A quantidade de radioatividade liberada pelos testes nucleares pode ser estimada pelo rendimento da fissão e pela atividade dos radionuclídeos produzidos por megaton de rendimento. A tabela apresenta o rendimento aproximado de vários produtos de fissão e de ativação. A partir desses dados pode-se estimar que aproximadamente 40MCi de ^{137}Cs e 25MCi de ^{90}Sr foram produzidos até 1962.

Tabela 3.3 - Rendimento aproximado de vários radionuclídeos por megaton de fissão

Radionuclídeo	meia-vida	MCi
Produtos de fissão		
^{89}Sr	53 dias	20
^{90}Sr	28 anos	0,1
^{95}Zr	65 dias	25
^{103}Ru	40 dias	19
^{106}Ru	1 ano	0,29
^{131}I	8 dias	125
^{137}Cs	30 anos	0,16
^{144}Ce	290 dias	3,7
Produtos de Ativação (ar)		
^3H	12 anos	<1
^{14}C	5.600 anos	$3,4 \cdot 10^4$
^{39}Ar	260 anos	59
Produtos de Ativação (solo)		
^{24}Na	15 horas	$2,8 \cdot 10^{11}$
^{32}P	14 dias	$1,9 \cdot 10^8$
^{42}K	12 horas	$3 \cdot 10^{10}$
^{45}Ca	152 dias	$4,7 \cdot 10^7$
^{56}Mo	2,6 horas	$3,4 \cdot 10^{11}$
^{55}Fe	2,9 anos	$1,7 \cdot 10^7$
^{59}Fe	46 dias	$2,2 \cdot 10^6$

Dependendo da maneira pela qual o núcleo físsil se rompe, podem se formar de 80 a 90 fragmentos radioativos com massa variando entre 80 a 108 e entre 126 e 154. Esses fragmentos decaem formando até 200 nuclídeos filhos radioativos. Entretanto, a maioria desses

radionuclídeos decaem em algumas horas por possuírem uma meia vida muito curta. Vários elementos presentes no solo, ar, água e outros materiais também podem se ativar. Os radionuclídeos biologicamente mais relevantes são o ^{89}Sr e ^{90}Sr , o ^{137}Cs e o ^{131}I .

3.3 Fontes médicas

Atualmente, a medicina é a principal fonte de exposição do homem à radiação artificial. A radiação é utilizada tanto para diagnosticar como para tratar enfermidades. Os equipamentos de raios-x constituem uma das ferramentas mais importantes dos médicos e, com o desenvolvimento tecnológico, novas técnicas de diagnóstico, que utilizam radioisótopos, cada vez mais sofisticadas estão surgindo. Paradoxalmente, a radiação é usada, também, para combater o câncer.

Naturalmente, as doses individuais variam desde valores próximos de zero (para indivíduos que nunca foram examinados com raios-x) até valores 10^3 vezes maiores do que a dose média anual decorrente de fontes naturais (para pacientes que recebem tratamento contra o câncer).

Pode-se afirmar que, em princípio, a irradiação médica é benéfica, entretanto, freqüentemente as doses poderiam ser reduzidas drasticamente sem perda de eficiência do tratamento. O benefício de tal redução seria grande, tendo em vista que o uso da radiação na medicina é responsável pela maior parte da dose recebida pela população decorrente de fontes artificiais.

A utilização de raios-x para diagnóstico constitui, na prática, a forma mais comum de irradiação médica. Índices de países industrializados indicam que são realizados 300 a 900 exames para diagnóstico por ano para cada 1000 habitantes (excluindo os realizados em clínicas dentárias e estudos radiográficos populacionais). Dados menos confiáveis referentes aos países em desenvolvimento mostram valores entre 100 e 200 exames para cada 1000 habitantes.

Na maioria dos países, aproximadamente a metade dos exames médicos com raios-x é de tórax, embora esses dados tendam a decrescer devido à diminuição de casos de tuberculose. A freqüência de tais exames tem decaído nos países industrializados como Suécia, Reino Unido e Estados Unidos. Em outros países, cerca de um terço da população ainda é examinada anualmente de forma massiva.

As doses recebidas pelos pacientes variam consideravelmente de hospital para hospital de um mesmo país. Outros estudos mostraram também que, freqüentemente, a área irradiada é duas vezes maior do que a necessária e que muitas instalações produzem doses desnecessárias e imagens precárias devido ao mau funcionamento dos equipamentos.

De qualquer forma, deve-se ter sempre em mente que os níveis de exposição devem ser mantidos tão baixos quanto possível. A UNSCEAR acredita que as doses possam ser significativamente reduzidas.

As doses causadas pela utilização de raios-x em clínicas dentárias parecem ter diminuído como resultado dos avanços técnicos. A limitação do feixe de raios-x, o uso de filtros para evitar a irradiação desnecessária e a utilização de chapas radiográficas mais rápidas e blindagens adequadas, contribuem para reduzir a exposição.

O exame de mamas também sofreu uma redução substancial na dose. As técnicas introduzidas na segunda metade da década de setenta, produziram doses bem inferiores às

produzidas com os equipamentos mais antigos, podendo-se reduzi-las mais ainda sem perda de qualidade das imagens radiográficas.

Outra técnica nova, a tomografia computadorizada, pode ser considerada como o maior avanço na utilização da radiação para diagnóstico.

Existe no mundo grande quantidade de equipamentos de radioterapia. São utilizados no tratamento do câncer mediante irradiação do tecido maligno com a finalidade de matar as células tumorais. Entretanto poucas informações são disponíveis sobre o número de pessoas irradiadas e o grau de exposição da população. As doses ministradas são altas, porém, geralmente, são recebidas por pacientes com pouca esperança de sobrevivida e conseqüentemente com baixa probabilidade de ter filhos.

As centenas de milhões de doses baixas decorrentes dos exames com raios-x superam amplamente em importância os milhares de doses altas ministradas aos enfermos com câncer. A dose equivalente efetiva média decorrente das irradiações médicas nos países industrializados se situa em torno de um milisievert por habitante por ano, aproximadamente a metade da dose decorrente de fontes naturais.

Considerando que os países em desenvolvimento utilizam a radiação para fins médicos em escala bem menor, a média mundial seria de aproximadamente 400 microsievert por pessoa por ano, o que resultaria em uma dose equivalente efetiva coletiva total de aproximadamente 1.600.000 sievert.homem por ano.

3.4 Outras fontes de exposição

Embora o ciclo do combustível nuclear, as explosões nucleares e as aplicações médicas continuem a ser a maior fonte de radioatividade gerada pelo homem no meio ambiente, outras fontes significativas também existem. Um exemplo é a aplicação de radioisótopos nas áreas da indústria, agricultura, pesquisa científica e educação. Além do mais, milhões de Becquerels de radioatividade são transportados anualmente do produtor ao consumidor. A produção, transporte, uso e acondicionamento dos radioisótopos aumentam a probabilidade da radioatividade contaminar o meio ambiente, rotineiramente ou por acidente.

Entretanto, quase todas as aplicações rotineiras ou não de radionuclídeos acarreta o manuseio de pequenas quantidades de material radioativo e o impacto ambiental conseqüente não é tão relevante como no caso do ciclo do combustível nuclear, dos testes nucleares, ou das aplicações médicas.

Finalmente, alguns artigos de uso comum contêm materiais que produzem doses de radiação em um público geralmente desprevenido. Os mostradores luminosos de relógios são responsáveis pela maior parte da dose mundial. Seu impacto anual é quatro vezes maior do que as descargas ambientais das centrais nucleares, produzindo a mesma dose equivalente efetiva coletiva que as viagens de avião ou as exposições ocupacionais da indústria nuclear: 2.000 sievert.homem.

Muitos detectores de fumaça também utilizam radiação alfa. Nos últimos anos, mais de 26 milhões destes, contendo Amerício-241, foram instalados nos Estados Unidos, todavia o seu funcionamento normal da origem a doses muito pequenas. Outros radionuclídeos são utilizados em tubos fluorescentes e em alguns eletrodomésticos. Entretanto esses produtos não originam doses significativas, a não ser que ocorra o rompimento do invólucro.

O tório é utilizado em algumas lentes especialmente finas, produzindo doses significativas no cristalino. O urânio é amplamente utilizado para dar brilho em dentaduras, irradiando desta forma os tecidos da boca.

Na televisão a cores são produzidos Raios-X, entretanto, os aparelhos modernos originam doses insignificantes desde que usados e mantidos de forma conveniente. Os aparelhos de Raios-X utilizados nos aeroportos produzem doses muito pequenas nos viajantes.

Comportamento dos radionuclídeos no ecossistema

- 4.1 Mecanismos de transporte**
- 4.2 Fatores que afetam os mecanismos de transporte**
- 4.3 Propriedades dos radionuclídeos**
- 4.4 Comportamento de grupos específicos de radionuclídeos**

Comportamento dos radionuclídeos no ecossistema

Quando um radionuclídeo é introduzido no ar ou na água, ele se dispersa e é diluído, espacialmente redistribuído e finalmente acumulado em algum compartimento específico do ambiente. O comportamento dos radionuclídeos no meio ambiente é governado por uma série de fatores físicos, químicos e biológicos. O fato de praticamente todos os compartimentos do ambiente conterem traços de radionuclídeos naturais e artificiais estimulou o estudo do comportamento dos radionuclídeos nos ecossistemas importantes para o homem.

O interesse pelo comportamento dos radionuclídeos no meio ambiente é geralmente motivado pelos possíveis efeitos biológicos que eles possam causar além da necessidade de se entender os processos geoquímicos ou ecológicos por meio da observação do transporte dos radionuclídeos.

Para se entender os efeitos biológicos deve-se conhecer ou ser capaz de se prever o movimento e a concentração do material no sistema em estudo e a toxicidade química e radiológica dessas concentrações para os componentes bióticos deste sistema. A pesquisa experimental torna-se então necessária para formular modelos que descrevam o comportamento e os efeitos de um material radioativo específico.

Para se estudar o comportamento de um dado radionuclídeo num sistema específico, três metodologias podem ser adotadas:

- as concentrações relativas do radionuclídeo podem ser medidas nos vários compartimentos do ecossistema após uma contaminação radioativa como o "fallout";
- o radionuclídeo pode ser intencionalmente introduzido, de forma controlada, no ecossistema e o seu movimento estudado ao longo do tempo;
- o sistema pode ser modelado teoricamente e a razão de transporte ou outros dados podem ser usados no modelo de forma a prever as concentrações.

O comportamento observado para um determinado radionuclídeo, por outro lado, pode fornecer uma série de informações relativas ao ecossistema. A contaminação radioativa, por exemplo, permitiu que os conhecimentos existentes relativos às correntes atmosféricas ou marítimas fossem substancialmente aprimorados. A contaminação devida ao "fallout" radioativo também pode ser considerada como um traçador que permitiu o conhecimento dos movimentos de materiais presentes no meio ambiente em uma escala global.

4.1 Mecanismos de transporte

A descrição da liberação de radionuclídeos no meio ambiente é conhecida como "termofonte". Esta descrição inclui o conhecimento do tipo de radionuclídeo e sua forma físico-química, da quantidade liberada por unidade de tempo e da configuração geométrica da descarga.

Os radionuclídeos liberados no meio ambiente percorrem diversos caminhos, por meio de vias preferenciais de transferência, até chegarem ao homem. Este movimento pode ser descrito matematicamente por meio de modelos de compartimento. As vias de transferência que contribuem para a maior dose de radiação no homem são conhecidas como vias críticas e são características para cada instalação nuclear e meio ambiente receptor.

Quando os radionuclídeos são liberados no meio ambiente, o material se dispersa no meio abiótico. Os compartimentos que recebem o material e que podem eventualmente concentrar quantidades consideráveis do radionuclídeo podem ser constituídos de organismos vivos ou materiais inertes. As quantidades acumuladas em cada compartimento dependem da importância dos processos de transportes envolvidos (figura 4.1).

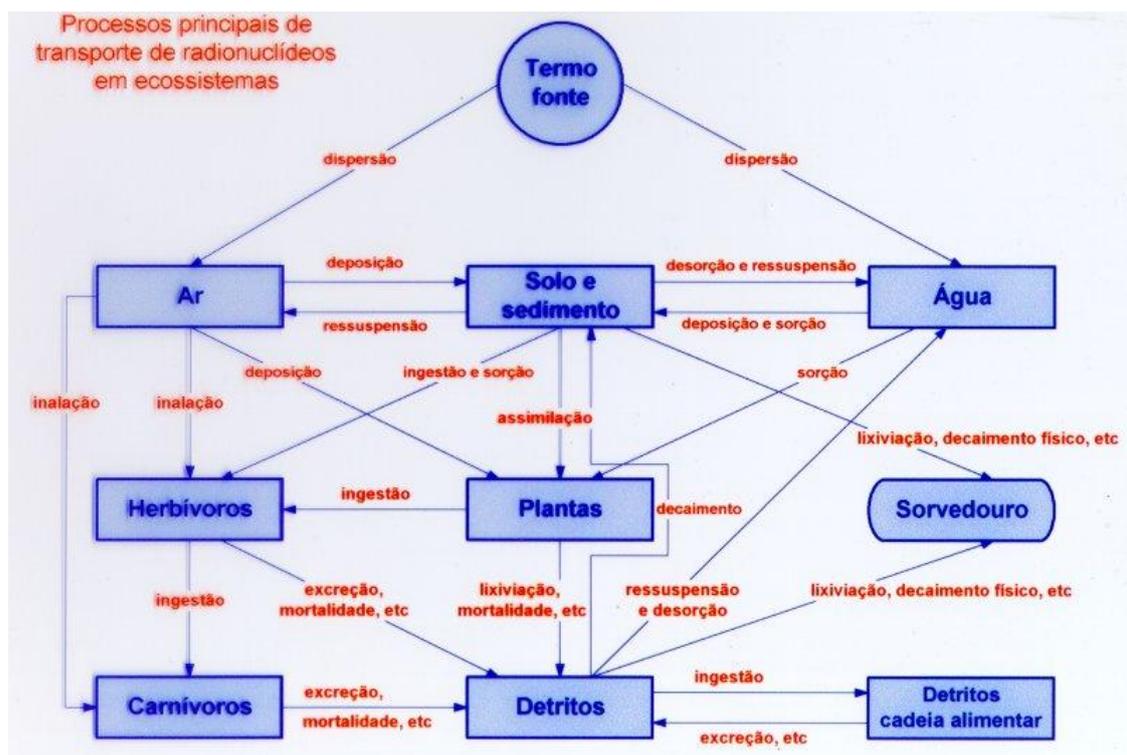


Figura 4.1 Transporte dos radionuclídeos no ecossistema

A maior parte das descargas radioativas ocorre na forma de material dissolvido ou em suspensão nos efluentes líquidos, ou gases e particulados em efluentes gasosos. O material que entra num corpo de água ou corrente de ar é imediatamente sujeito a um processo de turbulência e difusão molecular que causa a sua dispersão.

O efeito geral da dispersão é a redução da concentração do radionuclídeo no ar ou na água com a distância do ponto de descarga. A extensão e a rapidez com que este material se dispersa variam com o grau de turbulência do meio aéreo ou aquático.

Os radionuclídeos no ar ou na água são então sujeitos ao fenômeno de deposição. Este fenômeno inclui a sedimentação gravitacional, arraste por precipitação, impactação e adsorção ou troca química. A sedimentação gravitacional de partículas em suspensão torna-se relevante para partículas com diâmetro superior a 20 μ m. O arraste por precipitação ocorre quando os particulados são lavados da atmosfera por cristais de gelo ou gotículas de água. A impactação é o processo pelo qual as partículas em suspensão no ar ou na água colidem com um objeto sólido enquanto que a corrente é desviada pelo objeto. Como a sedimentação gravitacional, a importância deste processo também aumenta com o tamanho da partícula. A adsorção ou troca química é um processo bem mais complexo, pois depende das propriedades físico-químicas do radionuclídeo bem como da superfície aonde a troca ou adsorção ocorre.

Quando o ar ou a água contendo radionuclídeos entra em contato com material sólido como rocha, sedimento em suspensão, vegetação ou plâncton as partículas apresentam uma alta probabilidade de serem adsorvidas pela superfície desses materiais.

Geralmente, os materiais sólidos acumulam a maioria dos radionuclídeos, de forma que a sua concentração no equilíbrio é consideravelmente maior do que no meio aquático ou gasoso circundante. A adsorção costuma aumentar com o aumento da área superficial por unidade de massa ou volume.

A adsorção de radionuclídeos na superfície de um sólido se processa rapidamente. Entretanto, se o meio aquático ou ar é continuamente reabastecido, e se o meio contém concentrações significativas do radionuclídeo durante um longo período de tempo, então a superfície em questão irá acumular o radionuclídeo e sua concentração aumentará durante um período de tempo bem mais longo.

O aumento ou decréscimo de radioatividade em uma determinada superfície, num certo período de tempo, dependerá da relação entre sua entrada e saída.

A razão de entrada aumenta com a concentração do radionuclídeo no meio, a extensão da superfície em contato com o meio, a razão com a qual o meio em contato com a superfície é renovado, com a diminuição da concentração de íons competitivos presentes no meio e muitos outros fatores. As perdas do radionuclídeo, por outro lado, são causadas por fenômenos tais como decaimento físico, lixiviação, re-suspensão ou redistribuição espacial da superfície absorvente.

Um processo de deposição importante que remove radioatividade da atmosfera é a precipitação por arraste que pode ocorrer na forma de "rainout" e "washout". No "rainout" partículas de tamanho inferior a submicron atuam como um núcleo de condensação, em cuja superfície o vapor de água se condensa formando cristais de gelo que crescem em massa até que a ação da gravidade possa agir sobre elas. No processo de "washout", partículas, geralmente maiores do que 1 μ m, são carregadas por cristais de gelo ou gotas de água. Ao precipitar as gotas colidem com partículas de aerossóis que aderem à sua superfície e são carregadas para o solo.

A re-suspensão do solo, sedimento ou material orgânico é um outro processo de transporte que pode ocorrer em várias situações.

Radionuclídeos que se encontram em compartimentos abióticos do ecossistema podem se concentrar nas plantas, base da cadeia alimentar, por assimilação do solo, deposição do ar ou adsorção da água no caso de plantas aquáticas.

O transporte do material radioativo das plantas para os herbívoros ocorre por ingestão. Os herbívoros ingerem, também, radionuclídeos associados com solo ou sedimento. A inalação de aerossóis constitui uma alternativa adicional de assimilação de radionuclídeos pelos animais. A inalação pode se tornar mais importante do que a ingestão nos casos de radionuclídeos insolúveis em ambientes áridos e poeirentos.

Os radionuclídeos presentes nos tecidos dos herbívoros podem ser ingeridos pelos carnívoros através da predação.

Cada etapa da cadeia alimentar fornece uma forma de discriminação, uma vez que cada radionuclídeo se concentra fisiologicamente num determinado tecido, dependendo de suas propriedades físico-químicas.

A morte de plantas e animais além de suas secreções e excretas transporta os radionuclídeos para os reservatórios de detritos orgânicos. Os detritos funcionam como um reservatório significativo de material radioativo que pode reciclar através de compartimentos bióticos por meio da cadeia alimentar dos detritos. A mineralização dos detritos, realizada por microorganismos, libera os radionuclídeos no solo ou sedimento, tornando-os novamente disponíveis por meio da cadeia alimentar ou da inalação do material resuspenso no ar.

Os compartimentos ambientais que recebem material radioativo e não o liberam para outros compartimentos são denominados "sink". Esses compartimentos são freqüentemente constituídos de extratos profundos de solo ou sedimento com praticamente nenhum contato com processos biológicos e protegidos da erosão do vento e da água.

4.2 Fatores que afetam os mecanismos de transporte

Os compartimentos esquematizados na figura 4.1 podem ser definidos como uma entidade estrutural do ecossistema homogênea ao longo do tempo, que recebe, perde e mantém um inventário de substâncias químicas.

A quantidade total de um radionuclídeo presente num compartimento de interesse pode ser definida como sendo q . A concentração média de um radionuclídeo (C) em um compartimento é dada pela razão q/M , onde M é a massa do compartimento.

Os principais fatores que podem afetar q ou C são as razões de entrada ou perda do compartimento. Simbolicamente:

razão de entrada ---- q ----razão de saída

A razão de entrada, R_e , e a razão de saída, R_s , são normalmente expressas em unidades de radioatividade em função do tempo. Portanto a derivada de q com relação ao tempo (t) é dada por:

$$dq/dt = R_e - R_s$$

Se $R_e = R_s$, q é uma constante e o compartimento será definido como um estado estacionário.

Os processos envolvidos com o movimento dos radionuclídeos são, normalmente, de primeira ordem. Nesses casos, R_s pode ser expresso por:

$$R_s = Kq$$

A constante k pode ser expressa pela razão

$$k = \ln 2 / T_{ef}$$

onde: T_{ef} é definido como meia vida efetiva e representa o tempo necessário para que um determinado radionuclídeo seja perdido por um compartimento. Este termo leva em consideração todos os mecanismos responsáveis pela perda, tais como, decaimento físico, excreção, transporte etc.

A expressão que fornece dq/dt pode ser integrada de tal forma que q seja expressa em função de R_e , k e t . Assumindo que R_e é constante ao longo do tempo e que quando $t = 0$, $q = 0$ pode-se afirmar que:

$$q = (R_e/k) (1 - e^{-kt})$$

Esta expressão mostra que q é proporcional a R_e , inversamente proporcional a k e cresce com o tempo até que seja alcançada a condição de equilíbrio (quando $1 - e^{-kt}$ tende para 1).

Esta equação mostra que a concentração de um radionuclídeo num compartimento depende da relação entre a razão de entrada e razão de saída. Pode-se então definir e medir uma série de razões de entrada (m) e de saída (n) agindo num determinado compartimento. Genericamente:

$$dq/dt = \sum R(e)_i - q \sum k_j$$

Conclui-se que a variação na concentração de um radionuclídeo em um compartimento é governada por todas as taxas de entrada e de saída. Taxas individuais de entrada e de saída dependem de vários mecanismos associados aos valores de R_e e k .

4.3 Propriedades dos radionuclídeos

O movimento e concentração dos radionuclídeos nos vários compartimentos do ecossistema são governados por uma série de fatores que dependem em grande parte das propriedades físicas e químicas do próprio nuclídeo.

Cada elemento da tabela periódica apresenta propriedades químicas semelhantes, enquanto que radioisótopos de um mesmo elemento, geralmente, apresentam meias-vidas e esquemas de decaimento diferentes. Essas diferenças implicam em um comportamento ambiental diferente para cada radioisótopo ao longo do tempo.

A maioria dos radionuclídeos se comporta, pelo menos qualitativamente, como seu análogo nutriente essencial. Como a maioria dos nutrientes essenciais é abundante e continuamente ingerida, os organismos desenvolveram mecanismos de rejeição toda vez que as quantidades necessárias já foram absorvidas. A maioria dos radionuclídeos, entretanto, existe normalmente em concentrações químicas tão baixas, em relação aos nutrientes, que eles não são regulados osmoticamente. Mesmo em concentrações suficientes para causar danos biológicos severos, os radionuclídeos se comportam de acordo com as propriedades químicas atômicas e não de acordo com suas propriedades coligativas ou ação de massa.

Por exemplo, uma concentração de ^{137}Cs suficiente para causar uma dose de 500 rad/dia (mais que suficiente para causar a morte em menos de um mês) corresponde a menos de 0.2 μg de ^{137}Cs por grama de tecido. Essa concentração corresponde a menos de 10^{-4} vezes a concentração de potássio, que é o elemento químico análogo ao Césio. Portanto, a maioria dos radionuclídeos cuja meia vida é menor que 100 anos se comporta no sistema ecológico como traçador e sua tendência em se acumular nos tecidos biológicos independe da massa do radionuclídeo presente. O mesmo não pode ser dito para os radionuclídeos de meia vida longa como ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U que apresentam uma atividade específica muito pequena.

Os radionuclídeos que se encontram na forma solúvel e são quimicamente análogos a elementos nutrientes essenciais, tendem a seguir os mesmos caminhos nos vários compartimentos do ecossistema. Um dos processos de concentração mais incríveis é a acumulação de ^{131}I na tireóide dos herbívoros. A tireóide pode concentrar ^{131}I 10^4 vezes mais do que a folhagem.

4.4 Comportamento de grupos específicos de radionuclídeos

O comportamento dos radionuclídeos no ecossistema costuma ser específico, pois depende basicamente de suas características físico químicas. Entretanto, alguns grupos de radionuclídeos podem apresentar um comportamento ecológico similar devido às suas propriedades químicas.

Grupo dos não metais (H, C, P, I)

Os não metais ao se combinarem quimicamente com outros elementos tendem a ganhar elétrons de valência enquanto os metais tendem a perder esses elétrons. Os não metais incluem alguns dos elementos do grupo IIIA ao grupo VIIA da tabela periódica. O hidrogênio pode se comportar como metal e como não metal e foi incluído neste grupo por simples conveniência. O grupo dos não metais é o que apresenta maior diversidade em termos de comportamento químico e ambiental.

O trítio é considerado como o radionuclídeo mais distribuído no meio ambiente. Ele é produzido continuamente na atmosfera pelos raios cósmicos, por reatores nucleares e detonações nucleares. O trítio decai com uma meia vida de 12 anos pela emissão de partículas beta de 18 keV. A maior parte do trítio ambiental se encontra na forma de água, HTO. Quando liberado no meio ambiente, o trítio normalmente segue o ciclo hidrológico. O comportamento ecológico do trítio faz com que ele seja um excelente traçador para a água.

O carbono-14 é produzido pelos raios cósmicos, reatores e explosões nucleares e se distribui uniformemente pela biosfera. O carbono-14 decai com uma meia vida de 5600 anos por meio da emissão de partículas beta de 158 keV. As descargas antropogênicas de ^{14}C ocorrem principalmente na atmosfera, na forma de $^{14}\text{CO}_2$. O ^{14}C entra na cadeia alimentar por meio da incorporação fotossintética do CO_2 .

Em termos de bioacumulação ^{14}C é encontrado na biota na mesma proporção do ^{12}C , pois ele ocorre no ar e na água. Como a quantidade de carbono nos organismos vivos é praticamente constante nos adultos, a quantidade de ^{14}C que pode se acumular também é constante.

O fósforo é um componente essencial dos sistemas biológicos. O radioisótopo mais importante do fósforo em termos radioecológicos é o ^{32}P . É produzido, principalmente, pela ativação com nêutrons do fósforo estável, apresentando uma meia vida de 14 dias e uma emissão beta de 1,71 MeV. Devido às suas características nucleares é um radionuclídeo muito usado como traçador.

Por ser um elemento essencial aos tecidos biológicos e pouco abundante na natureza, os organismos vivos tendem a acumular este elemento em concentrações maiores das encontradas no meio ambiente. Fatores de concentração de ^{32}P de até 24.000 são encontrados em plantas de água doce e de 8000 em animais de água doce. Nos organismos marinhos os fatores de concentração variam de 10 a 1.000. Os mamíferos acumulam 75% do ^{32}P ingerido, sendo que aproximadamente 90% da carga corporal se localizam nos ossos. A eliminação do ^{32}P é lenta, especialmente daquele depositado no osso.

O Iodo é de grande interesse do ponto de vista radioecológico por ser um elemento essencial e por formar uma série de produtos de fissão radioativos. As descargas ambientais provocaram o seu espalhamento em todos os compartimentos do ecossistema. O ^{131}I é considerado o mais relevante em termos radiológicos: sua meia vida é de oito dias e emite radiação beta e gama.

O Iodo entra facilmente no sistema biológico e se acumula na glândula da tireóide. Essa glândula tem tal capacidade de acumular esse elemento que pode ser utilizada como um indicador das variações de ^{131}I no meio ambiente.

Os fatores de concentração de ^{131}I variam de 10 a 1300 para organismos de água doce. Nos organismos marinhos, os fatores de concentração variam de 10 para os peixes até 1000 para algumas algas.

Concluindo, os quatro radionuclídeos estudados no grupo dos não metais são todos isótopos de elementos nutrientes biológicos essenciais e, portanto, o seu "uptake" e sua retenção são controlados pelo fluxo desses nutrientes essenciais através dos processos biológicos.

Grupo dos metais leves (K, Rb, Cs)

Esse grupo inclui os elementos conhecidos como metais alcalinos. O comportamento fisiológico e ecológico desses três elementos é bastante similar. Normalmente o comportamento fisiológico do Rb e do Cs é similar ao do K que é um elemento nutriente essencial. O radioisótopo de potássio mais importante é o ^{40}K com uma meia vida de 1.3×10^9 anos e uma abundância isotópica de 0.0119%.

Devido à sua distribuição homogênea, abundância e emissão de raios gama penetrantes, o ^{40}K por 14% da exposição à radiação natural.

O mais importante radioisótopo do Rubídio é o radionuclídeo primordial ^{87}Rb com uma meia vida de 4.8×10^{10} anos.

O Césio-137 é o mais estudado de todos os radionuclídeos com uma meia vida de 30 anos. Ele se encontra espalhado uniformemente pela biosfera devido às explosões nucleares e é também um dos produtos de fissão mais críticos em termos de proteção radiológica. Sua energia gama altamente penetrante faz com que ele seja um contribuinte significativa na dose recebida pelos humanos e outras espécies.

Como a maioria dos radionuclídeos, o Césio se acumula nas plantas por adsorção foliar, deposição atmosférica ou "uptake" radicular. Nos animais a irradiação ocorre por ingestão, inalação e adsorção ou absorção superficial. Na cadeia alimentar sua concentração aumenta com o nível trófico.

Um conceito importante com relação aos radionuclídeos como o ^{137}Cs que são análogos químicos de nutrientes essenciais, é que a tendência desses radionuclídeos se acumularem na biota é reduzida se existe uma abundância do elemento análogo no meio ambiente.

Por outro lado, se o elemento análogo está presente em concentrações insuficientes à acumulação do radionuclídeo aumenta na biota.

Grupo dos metais alcalinos terrosos (Ca, Sr, Ba, Ra)

Esse grupo contém elementos que apresentam estado de oxidação +2, são altamente reativos e raramente se encontram no estado livre. Formam sais de carbonato, sulfato e cloreto. O cálcio é o mais abundante na biosfera sendo um elemento nutriente essencial. O comportamento

ecológico e fisiológico do Sr, Ba e Ra é muito similar ao do Cálcio. O radioisótopo mais importante do Cálcio é o ^{45}Ca , entretanto sua produção é muito pequena e não chega a constituir um risco radiológico.

O ^{90}Sr com uma meia vida de 28 anos é formado durante a fissão nuclear. Seus compostos são bastante solúveis no meio ambiente e se depositam em tecidos ricos em cálcio, como os ossos e conchas, aonde se fixam por anos.

A partícula beta do ^{90}Sr e de seu filho, o ^{90}Y , são potencialmente radiotóxicos, pois irradiam a medula óssea.

Os isótopos de Sr presentes no meio ambiente entram facilmente na cadeia alimentar, entretanto, sua concentração não parece aumentar com o nível trófico.

Dos isótopos de bário, o ^{140}Ba que é um produto de fissão com meia vida de 12.8 dias, emissor beta e gama, é o mais importante. Devido à sua meia vida curta, entra na cadeia alimentar através da deposição foliar e da inalação. Portanto, apesar de sua mobilidade biológica o ^{140}Ba não chega a preocupar em termos radiotoxicológicos.

Os isótopos de rádio são os mais importantes deste grupo. O ^{226}Ra , produto de decaimento do ^{238}U , é emissor alfa e gama com uma meia vida de 1620 anos, O ^{228}Ra , produto de decaimento do Th, é um emissor beta e gama com uma meia vida de 6.7 anos. Ambos são bastante lábeis no meio ambiente e devido a sua similaridade química com o Cálcio tendem a se concentrar nos ossos. Os produtos de decaimento de meia vida curta do ^{226}Ra e ^{228}Ra podem crescer até atingir o equilíbrio secular dentro do osso hospedeiro, contribuindo substancialmente para a dose de radiação.

Grupo dos gases nobres (Ar, Kr, Xe, Rn)

O grupo dos gases nobres também conhecido como dos gases inertes é constituído de gases que, devido à sua configuração eletrônica, não se combinam quimicamente com outros elementos. Os gases nobres, portanto, existem como moléculas monoatômicas. Todos os gases nobres ocorrem naturalmente na atmosfera, como isótopos estáveis, com exceção do Rn que é instável e radioativo. O isótopo de Rn de meia vida mais longa é o ^{222}Rn , com meia vida de 3,8 dias, formado pelo decaimento direto do ^{226}Ra presente nas rochas e solos.

Os radioisótopos de interesse radiológico são os do Ar, Kr, Xe e Rn. O ^{37}Ar e o ^{41}Ar são produzidos por ativação com nêutrons, ^{85}Kr é um produto de fissão com meia vida de 10 anos, ^{133}Xe também é produto de fissão e sua meia vida de 5.3 dias é suficiente para que ele percorra distâncias consideráveis na atmosfera.

Os gases nobres não se concentram na cadeia alimentar e tampouco nos tecidos biológicos. Uma exceção é o Rn que pode ser encontrado nos tecidos gordurosos, se formado dentro do organismo pelo decaimento do ^{226}Ra .

A principal via de exposição é a imersão na nuvem radioativa e conseqüente irradiação externa.

O ^{220}Rn e ^{222}Rn são importantes quando inalados, pois seus produtos de decaimento de meia vida longa irradiam os tecidos dos pulmões, podendo induzir câncer.

Grupo dos metais pesados (Cr, Mn, Fe, Co, Zn, Zr, Tc, Ru, Pb, Po)

O grupo dos metais pesados apresenta uma química complexa e variada, portanto, seu comportamento não pode ser generalizado e os radionuclídeos importantes de cada elemento serão discutidos separadamente.

O único isótopo de Cr de interesse radiológico é o ^{51}Cr , produto de ativação com nêutrons do ^{50}Cr . O Cr não é considerado um elemento essencial na fisiologia dos organismos vivos. Na sua forma mais solúvel de cromato e dicromato é considerado um metal tóxico. O ^{51}Cr é muito usado como traçador em pesquisas científicas.

O radioisótopo mais importante do Mn é o Mn-54 com uma meia vida de 300 dias. É produzido pelas reações $^{54}\text{Cr}(p,n)^{54}\text{Mn}$ e $^{54}\text{Fe}(n,p)^{54}\text{Mn}$. O Mn é um elemento essencial necessário em muitos processos bioquímicos em plantas e animais. Por essa razão esse elemento entra e passa por toda a cadeia alimentar. A entrada do Mn-54 nos organismos depende da disponibilidade do Mn estável. É assimilado pelos mamíferos numa proporção de 10% e o órgão alvo é o fígado.

A ativação com nêutrons do ferro forma dois radioisótopos: Fe-55 (meia vida de 2.6 anos) e Fe-59. Devido à sua meia vida menor e sua radiação fraca o Fe-59 não oferece riscos radiológicos. Seu comportamento é controlado pela geoquímica do Fe estável que é abundante e biologicamente essencial. O maior reservatório de Fe da biosfera é a litosfera. A bioacumulação do Fe-59 e Fe-55 é inversamente proporcional à concentração do Fe biologicamente disponível. Os radioisótopos de Fe se concentram nas células vermelhas do sangue e no baço que é o órgão crítico nos homens.

Vários radioisótopos de cobalto são produzidos por ativação com nêutrons nos reatores e em explosões nucleares. O mais importante é Co-60 (meia vida de 5.2 anos). O Co é considerado um elemento traço no meio ambiente, mas é também considerado um micro constituinte das plantas e animais além de ser essencial em algumas reações químicas. Os órgãos críticos são o fígado e o rim.

O único radioisótopo de Zinco relevante é o Zn-65, meia vida de 245 dias, produzido por ativação com nêutrons. Embora presente em baixas concentrações na biosfera o Zn é considerado um elemento essencial para o crescimento. O Zn-65 é muito usado como traçador do Zn estável em estudos ecológicos e biológicos. Quando ingerido pelo homem apresenta uma assimilação intermediária e uma retenção longa, sendo o fígado e a próstata os órgãos críticos.

Todos os radionuclídeos de metais pesados discutidos até agora resultam de atividades nucleares, o Po e o Pb resultam do decaimento natural do U e do Th. O radioisótopo mais relevante é o Pb-210 por apresentar uma meia vida de 20 anos.

O Pb está presente em toda a biosfera. As atividades industriais resultaram numa contaminação global substancial deste elemento. O Pb-210 é formado na atmosfera e litosfera pelo decaimento do Rn-222. A via de transferência principal deste radionuclídeo é a deposição aérea podendo, portanto ser também inalado. Os órgãos alvos são o osso, o rim e o fígado.

Vários radioisótopos de Po são formados nas séries de decaimento naturais do U-238, Th-232 e U-235, entretanto, a maioria apresenta uma meia vida tão curta a ponto de não oferecer risco radiológico. A única exceção é o Po-210, produto de decaimento do Rn-222 da série do U-238. Devido à sua meia vida, abundância, comportamento fisiológico e emissão alfa o Po é considerado potencialmente muito crítico. Por não apresentar elemento estável seu comportamento geoquímico e biológico não é tão conhecido, se distribui pelos tecidos moles, preferencialmente rim, baço e fígado. Pb e Po se concentram no tabaco e os fumantes

apresentam uma carga corporal desses elementos muito maior do que os não fumantes, especialmente no pulmão.

Grupo dos actinídeos (Th, U, Pu)

O grupo dos actinídeos inclui os elementos naturais Ac, Th, Pa e U, além dos elementos transurânicos que são produzidos pelo bombardeamento do U com nêutrons. Todos os actinídeos podem existir no estado de oxidação +3, mas esse estado é mais estável somente para o Ac e Am, enquanto que o estado de oxidação +4 é mais estável para o Th, Np e Pu e o U é mais estável no estado +6.

Uma característica dos actinídeos é que todos são radioativos, entretanto suas meias vidas variam bastante. Alguns isótopos do Ac, Th, Pa, e U são produtos de decaimento do U-235, U-238 e Th-232. Os transurânicos têm sua origem na indústria nuclear. Os elementos mais pesados do que o U se formam pela captura de nêutrons e pela emissão beta que adiciona um próton ao núcleo.

A maioria dos actinídeos emite partículas alfa, o que aumenta o risco de irradiação interna. Além do mais, alguns elementos tais como U-238, Th-232 e Np-237 apresentam uma massa suficiente para torná-los quimicamente tóxicos.

De uma maneira geral, os actinídeos formam compostos insolúveis no meio ambiente e não são considerados biologicamente móveis. Normalmente se acumulam nos solos e sedimentos. A saída deste compartimento ocorre por meio de processos geológicos como erosão e algumas vezes por lixiviação. O “uptake” dos actinídeos do solo para as plantas é bastante baixo, com exceção do urânio que se acumula em algumas plantas de tal forma que elas funcionam como bioindicador de depósitos de U. No caso de animais terrestres, os actinídeos são assimilados via ingestão e inalação.

Modelagem da transferência de radionuclídeos no ambiente

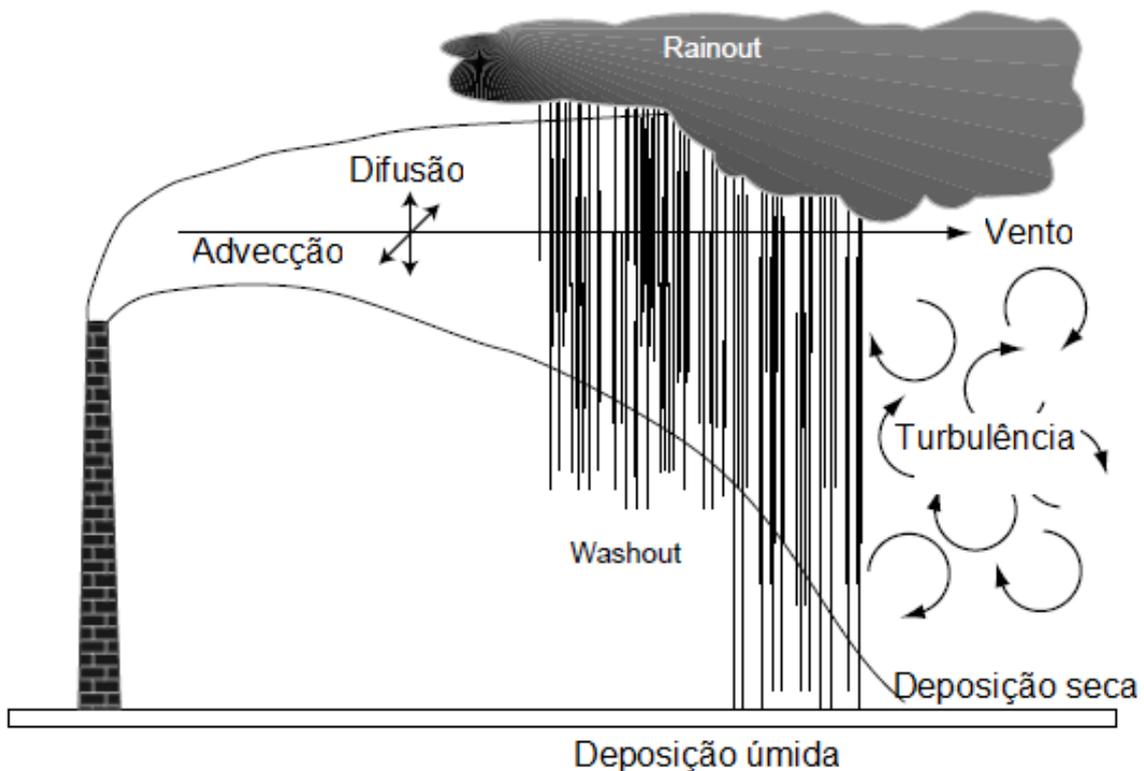
- 5.1 Dispersão atmosférica**
- 5.2 Transporte de radionuclídeos em águas superficiais – rios**
- 5.3 Transporte de radionuclídeos na cadeia alimentar**

Modelagem da transferência de radionuclídeos no ambiente

5.1 Dispersão atmosférica

Após liberação na atmosfera, os radionuclídeos sofrem transporte a sotavento (advecção) e processos de mistura (difusão turbulenta). O material radioativo é também removido da atmosfera, pelos processos de deposição seca e úmida no solo e por decaimento radioativo.

A figura mostra os mecanismos envolvidos.



É preciso estabelecer um modelo que leve em conta tais processos para calcular as concentrações de radionuclídeos em locais a sotavento da liberação. Definiremos, portanto, um *modelo genérico de dispersão atmosférica* que incorpora os processos citados e também a influência de construções nas vizinhanças do ponto de liberação.

Na hipótese mais pessimista, adota-se que a concentração do radionuclídeo no ponto de interesse (também chamado localização do *receptor*) é igual àquela do ponto de liberação do efluente. Ou seja,

$$C_A = \frac{P_p \cdot Q_i}{V} \quad (1)$$

Em que

C_A é a concentração no ar no nível do solo à distância x (Bq/m^3)

Q_i é a taxa de descarga média do radionuclídeo i (Bq/s)

V é o fluxo volumétrico de ar da abertura ou chaminé no ponto de descarga (m^3/s)
 P_p é a fração do tempo em que o vento sopra no sentido do receptor (adimensional)

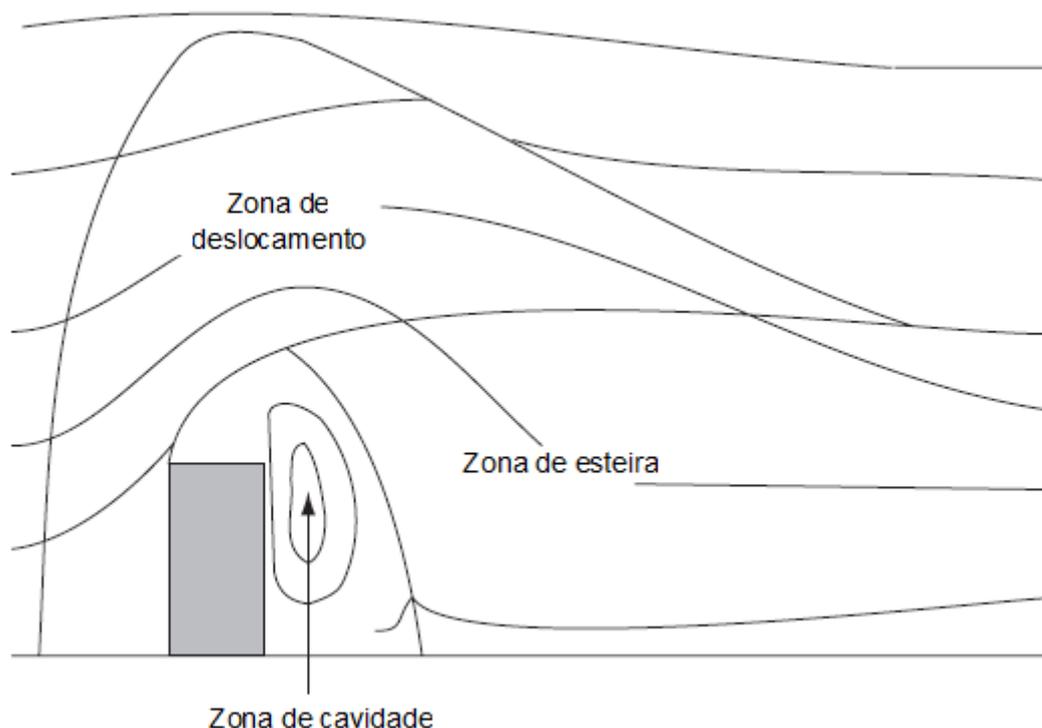
O modelo de pluma gaussiana é aplicado aqui para se estimar a dispersão de liberações atmosféricas de longo prazo (*long term*); é um modelo largamente aceito em avaliação radiológica.

O modelo é considerado apropriado na representação tanto de descargas contínuas como de descargas intermitentes no longo prazo, num raio de alguns quilômetros da fonte. Aqui, descargas intermitentes a longo prazo são definidas como aquelas em que a intensidade da liberação a curto prazo (liberada diariamente num curto intervalo de tempo ou de forma contínua) não exceda 1% da intensidade máxima anual da fonte, que é estimada supondo-se uma taxa de liberação constante.

A metodologia descrita aqui *não* é, portanto, adequada para o cálculo da concentração de radionuclídeos no ar decorrente de liberações de curto prazo que não obedeçam a esse critério.

5.1.1 Inclusão de construções

A versão adequada do modelo de pluma gaussiana depende da relação entre a altura na qual o efluente é liberado, $H(m)$, e a altura de edificações que afetam o fluxo de ar próximo ao ponto de liberação, $H_B(m)$. A presença de edifícios e outras estruturas, como torres de resfriamento, perturbarão o fluxo de ar. O fluxo idealizado em torno de um edifício simples é mostrado na figura a seguir.



As 3 zonas principais de fluxo ao redor de uma edificação são

- A zona de deslocamento, onde o ar é defletido ao redor da edificação.
- A zona de cavidade, que é relativamente isolada, e que fica imediatamente no lado a sotavento da construção.
- A zona de esteira, altamente turbulenta, mais além da zona de cavidade e que se estende por alguma distância a sotavento da construção. A distância exata depende da configuração da fonte e de condições meteorológicas.

O edifício a partir do qual ocorre a liberação é em geral considerado como sendo aquele que mais influencia a configuração da pluma. No entanto, se o ponto de descarga está num edifício na vizinhança de outro com tamanho muito maior, este provavelmente exercerá maior influência que o menor, na conformação da pluma.

O padrão de dispersão que prevalecerá depende tanto da altura (H) de liberação como da localização (x) do ponto receptor, em relação à geometria do prédio.

Se a altura de liberação é maior do que 2,5 vezes a altura do prédio, isto é,

$$H > 2,5 H_B$$

Então a dispersão é considerada não-perturbada, ou seja, na zona de deslocamento.

Se, porém, ocorrer a condição

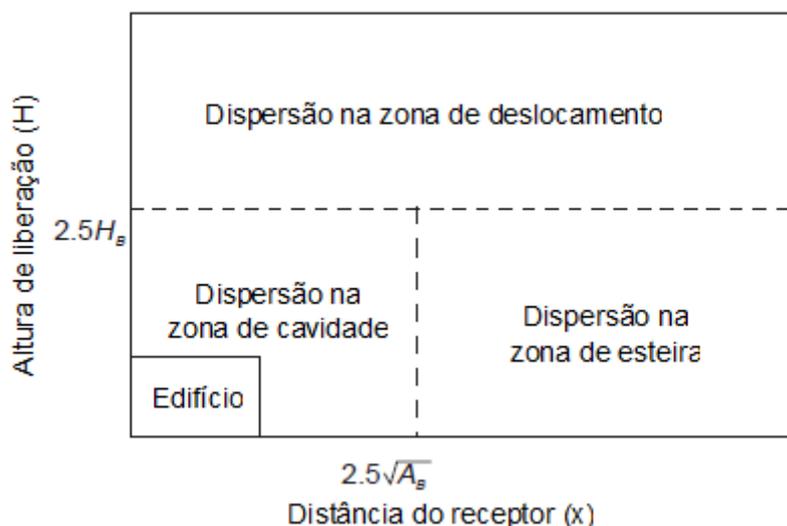
$$H \leq 2,5 H_B \quad \text{e} \quad x > 2,5 \sqrt{A_B}$$

Onde A_B é a área de secção transversal projetada do prédio que mais influencia o fluxo da pluma, então a dispersão é considerada dentro da zona de esteira. Na prática, pode-se adotar A_B como a área superficial da maior parede do edifício próximo ao ponto receptor.

A dispersão ocorre na zona de cavidade quando

$$H \leq 2,5 H_B \quad \text{e} \quad 0 \leq x \leq 2,5 \sqrt{A_B}$$

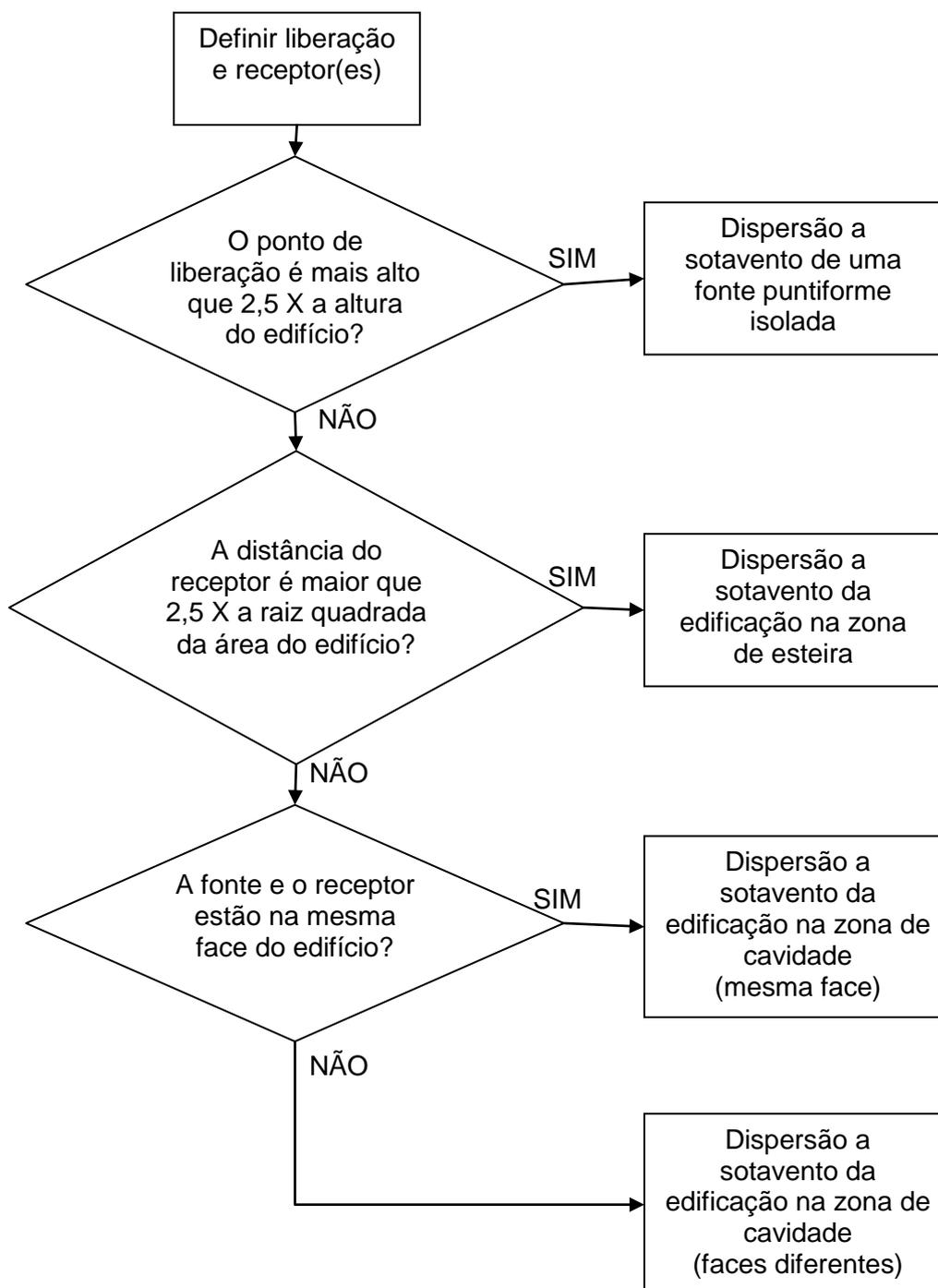
A Figura ilustra esquematicamente essas zonas.



Nesse modelo, a concentração do radionuclídeo no ar pode ser avaliada a partir das seguintes situações de dispersão:

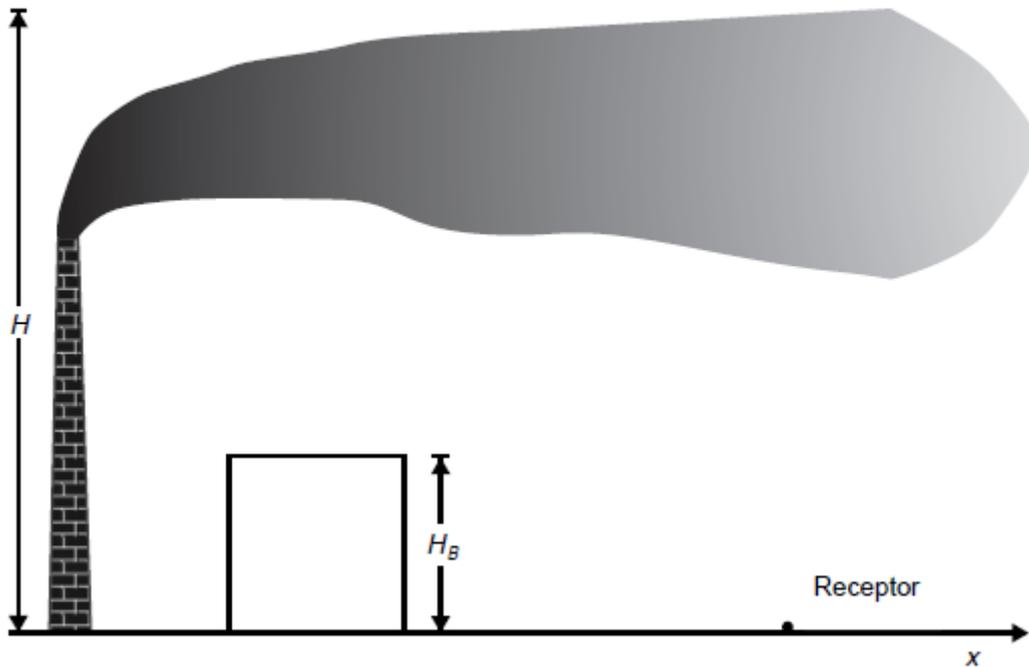
- a. Dispersão a sotavento de uma fonte puntiforme isolada, por exemplo, para liberações a partir de chaminés altas (zona de deslocamento).
- b. Dispersão a sotavento e a uma distância relativamente grande do edifício, mas ainda sob a influência da esteira; por exemplo, para liberações de chaminés mais curtas (zona de esteira).
- c. Dispersão onde a fonte e o receptor estão na mesma face do edifício (zona de cavidade).
- d. Dispersão onde o receptor está muito próximo de um edifício, mas não nele propriamente.

A figura mostra um fluxograma para orientar a escolha das condições de dispersão apropriadas.



Dispersão a sotavento de uma fonte puntiforme isolada, $H > 2,5H_B$

Os métodos a seguir são adequados aos casos que não incluem efeitos de esteira devidos a construções, como mostra a figura. A condição para isso é $H > 2,5H_B$.



Nesse caso, o modelo de pluma gaussiana com médias por setor pode ser usado com as seguintes simplificações:

- Uma única direção do vento para cada cálculo de concentração no ar (ver dados padrões de entrada).
- Uma única direção do vento média em longo prazo.
- Classe de estabilidade atmosférica neutra (classe D de Pasquill-Gifford).

Nessas condições, o modelo de dispersão atmosférica para investigação é representado por

$$C_A = \frac{P_p F Q_i}{u_a} \quad (2)$$

Em que

C_A é a concentração no ar, ao nível do solo, na distância x a sotavento no setor p (Bq/m^3)

P_p é a fração de tempo durante o ano em que o vento sopra no sentido do receptor de interesse, no setor p

u_a é a média geométrica da velocidade do vento na altura de liberação, representativa de um ano (m/s)

F é o fator de difusão gaussiano apropriado para a altura de liberação H na distância x a sotavento (m^{-2})

Q_i é a taxa de descarga média anual do radionuclídeo i (Bq/s)

Os valores de F em função de x para diferentes valores de H são mostrados na tabela. A expressão para F é

$$F = \frac{12}{\sqrt{2\pi^3}} \times \frac{\exp[-(H^2/2\sigma_z^2)]}{x\sigma_z} \quad (3)$$

Onde σ_z é o parâmetro de difusão vertical (m).

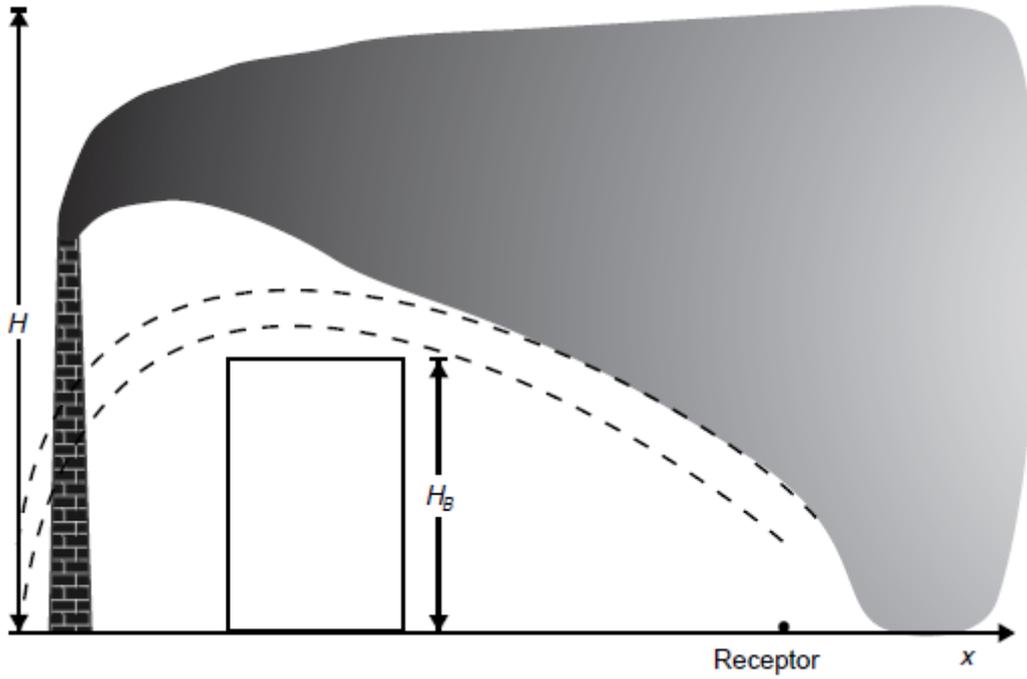
Essas expressões são apropriadas para dispersão sobre terrenos relativamente planos, sem colinas nem depressões pronunciadas.

O comportamento geral do fator de difusão F no modelo de pluma gaussiana em função de x para uma liberação elevada é mostrado na figura. Para propósito de investigação, porém, adota-se F constante para qualquer local entre o ponto de liberação e a distância correspondente ao valor máximo de F em função de H , como mostra a linha tracejada na figura. Embora essa suposição superestime a concentração num raio próximo à fonte, é adequada, pois garante que as doses reais não sejam subestimadas por um fator maior que 10.

Dispersão a sotavento de uma edificação na zona de esteira

O que segue é adequado para os casos em que o seguinte critério é obedecido:

$$H \leq 2,5H_B \quad \text{e} \quad x > 2,5\sqrt{A_B}$$



Essa situação é mostrada qualitativamente na figura. A concentração de radionuclídeos no ar é estimada com o uso da expressão para C_A corrigida por um fator de difusão B (m^2) em lugar de F , ou seja,

$$C_A = \frac{P_p B Q_i}{u_a} \quad (4)$$

Em que

$$B = \frac{12}{\sqrt{2\pi^3}} \times \frac{1}{x \Sigma_z} \quad (5)$$

Sendo

$$\Sigma_z = \sqrt{\sigma_z^2 + \frac{A_B}{\pi}} \quad \text{para} \quad x \geq 2,5\sqrt{A_B} \quad (6)$$

Em que

A_B é a área superficial da parede apropriada da edificação em questão (m^2)

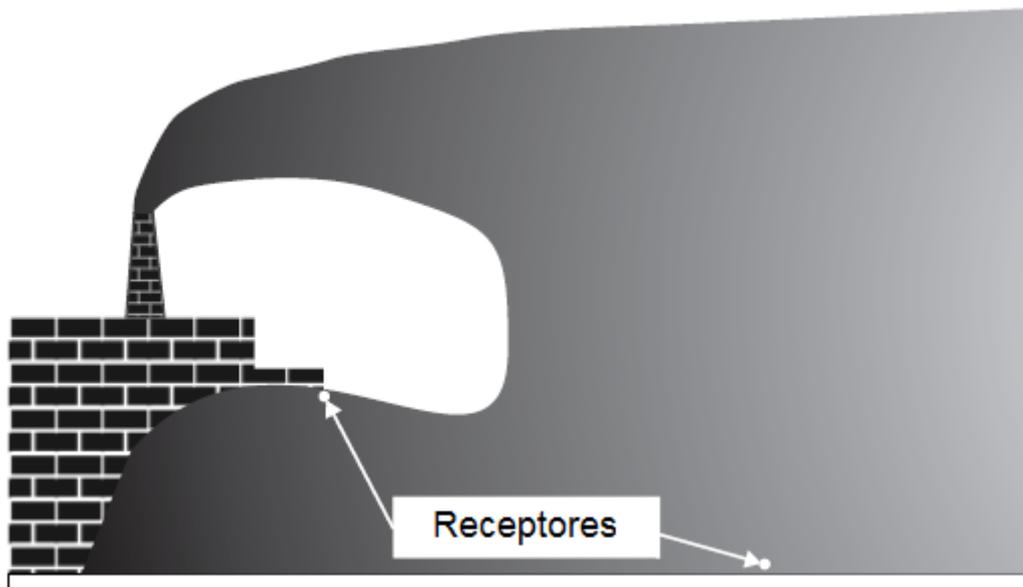
σ_z é o parâmetro de difusão vertical (m)

Para dispersão em longo prazo, baseado em uma altura de liberação $H = 0$, a concentração de atividade no nível do solo é obtida por (4), onde os valores de B são tabelados. Esses valores representam estimativas razoáveis de mistura turbulenta somente para liberação no nível do solo. Para liberação elevada, essas estimativas superestimam os valores.

Dispersão a sotavento de uma edificação na zona de cavidade

O que segue é adequado para os casos em que o seguinte critério é obedecido:

$$H \leq 2,5H_B \quad \text{e} \quad x \leq 2,5\sqrt{A_B}$$



Essa situação é mostrada na figura. O valor de A_B representa a área superficial da maior parede da edificação que mais influencia o fluxo da pluma. Em geral, adota-se a própria edificação de onde o efluente é liberado. Porém, se a liberação ocorre em meio a um complexo de estruturas, outras edificações na vizinhança do ponto de descarga podem influenciar o fluxo da pluma.

Fonte e receptor na mesma superfície da edificação

Nessa situação, o ponto ou indivíduo de interesse estão na mesma face da edificação, por exemplo, uma abertura no telhado ou uma janela lateral, ou no edifício onde ocorre a liberação. Para se estimar a máxima concentração esperada no receptor localizado a x metros do ponto de descarga, adota-se o seguinte procedimento:

- Se x é menor ou igual a 3 vezes o diâmetro da chaminé ou abertura pela qual o radionuclídeo é emitido, pode-se supor que não ocorre diluição na atmosfera e, portanto, a concentração no local do receptor é a mesma que a do ponto de descarga, dada pela Eq. (1).
- Se x é maior que 3 vezes esse diâmetro, aplica-se a expressão seguinte para o cálculo da concentração C_A no ar, adotando-se $B_0 = 30$.

$$C_A = \frac{B_0 \cdot Q_i}{u_a \cdot x^2} \quad (7)$$

A constante B_0 quantifica o aumento potencial da concentração no ar ao longo de uma parede vertical, decorrente da presença de zonas de estagnação de ar criada por efeitos de esteira.

Fonte e receptor em superfícies diferentes da edificação

Em tal situação aplica-se a expressão seguinte para o cálculo da concentração no ar:

$$C_A = \frac{P_p \cdot Q_i}{\pi \cdot u_a \cdot H_B \cdot K} \quad (8)$$

Adota-se $K = 1$ m. Essa é uma formulação empírica baseada em experimentos de campo nos arredores de instalações nucleares. Se a largura da edificação é menor que a altura, deve-se usar essa largura no lugar de H_B , na expressão anterior.

5.1.2 Depleção da pluma

Uma pluma radioativa, na situação mais geral, sofre depleção à medida que se move a sotavento. Os processos de depleção incluem:

- Decaimento radioativo
- Deposição seca
- Precipitação (depleção úmida)

A depleção por decaimento é incorporada por meio de um fator de redução f calculado pela expressão

$$f = \exp\left(-\lambda_i \frac{x}{u_a}\right) \quad (9)$$

Em que λ_i é a constante de decaimento (s^{-1}) do radionuclídeo i .

A concentração de atividade dos radionuclídeos no solo pode ser calculada por meio de razões entre a atividade depositada no solo por unidade de tempo e a concentração no ar ao nível do solo. Essas razões são chamadas de *coeficientes de deposição*.

A relação geral usada é

$$\dot{d}_i = (V_d + V_w)C_A \quad (10)$$

Em que

\dot{d}_i é a taxa de deposição média diária total no solo para dado radionuclídeo i , levando em contas ambos os processos de deposição – úmido e seco – e incluindo tanto superfícies impermeáveis como também solo e vegetação.

V_d é o coeficiente de deposição seca para dado radionuclídeo.

V_w é o coeficiente de deposição úmida para dado radionuclídeo.

5.2 Transporte de radionuclídeos em águas superficiais – rios

A seguir são descritos métodos para se estimar a concentração de radionuclídeos em água, C_w (Bq/m³), e em sedimento, C_s (Bq/kg), decorrentes de liberações rotineiras em águas superficiais, Q_i (Bq/s). Existem modelos genéricos que abordam os seguintes tipos de águas superficiais:

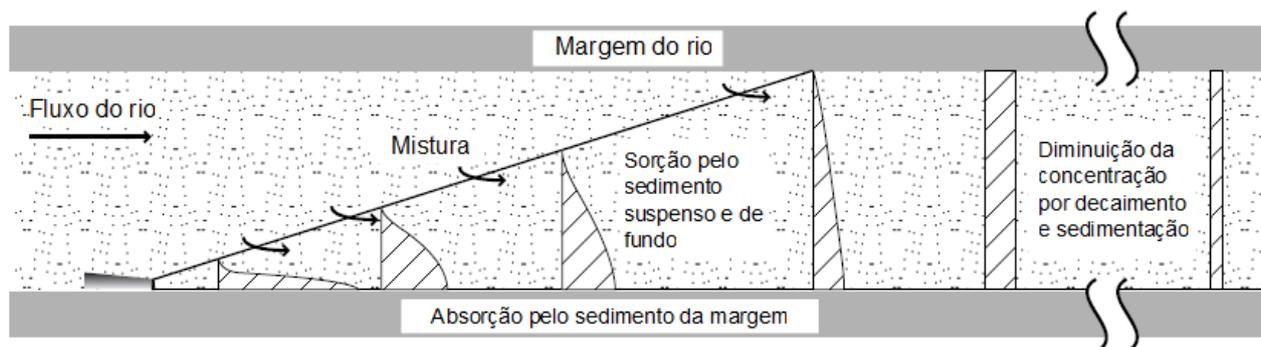
- Rios
- Estuários
- Águas costeiras
- Lagos pequenos
- Lagos grandes

Neste curso será descrito somente o modelo genérico para rios.

Os radionuclídeos descarregados em águas superficiais estão sujeitos a uma série de processos físicos e químicos que afetam seu transporte a partir da origem. Estes incluem

- Processos de fluxo, tais como transporte a jusante (advecção) e processos de mistura (dispersão turbulenta)
- Processos de sedimentação, tais como adsorção/dessorção agindo em sedimentos suspensos, costeiros e de fundo; e deposição e ressuspensão de sedimentos.
- Outros processos, que incluem decaimento radioativo e outros mecanismos que reduzem a concentração na água, como volatilização de radionuclídeos.

Esses processos, ilustrados na figura, são de natureza tridimensional e transiente. No entanto, uma avaliação da concentração média anual decorrente de descargas rotineiras pode ser realizada considerando que alguns desses processos estão em estado estacionário.



Numa primeira aproximação, independentemente do tipo de corpo d'água em consideração, a concentração na água, considerando que não ocorre diluição do efluente, é dada por

$$C_{w,tot} = C_0 = \frac{Q_i}{F} \quad (11)$$

Em que

$C_{w,tot}$ é a concentração total do radionuclídeo na água (Bq/m^3).

C_0 é a concentração do radionuclídeo no efluente, no ponto de descarga (Bq/m^3).

Q_i é a taxa de descarga média anual para o radionuclídeo i (Bq/s).

F é o fluxo do efluente líquido (m^3/s).

5.2.1 Transporte em rios

Os seguintes parâmetros são necessários para se calcular a concentração de radionuclídeos num rio:

- Largura do rio, B (m)
- Distância longitudinal do ponto de liberação ao ponto receptor, x (m)
- Constante de decaimento do radionuclídeo, λ_i (s^{-1})

Será conveniente que estejam disponíveis as seguintes informações: fluxo anual mínimo num período de 30 anos, q_r (m^3/s); a profundidade de fluxo D (m) correspondente a q_r ; a velocidade do fluxo U (m/s) correspondente a q_r .

A distância longitudinal para mistura completa baseia-se na suposição de que a mistura lateral e vertical completa é atingida quando a concentração mínima é metade da concentração máxima ao longo das mesmas linhas verticais e laterais. A distância longitudinal L_z (m) necessária para se obter essa condição é dada por

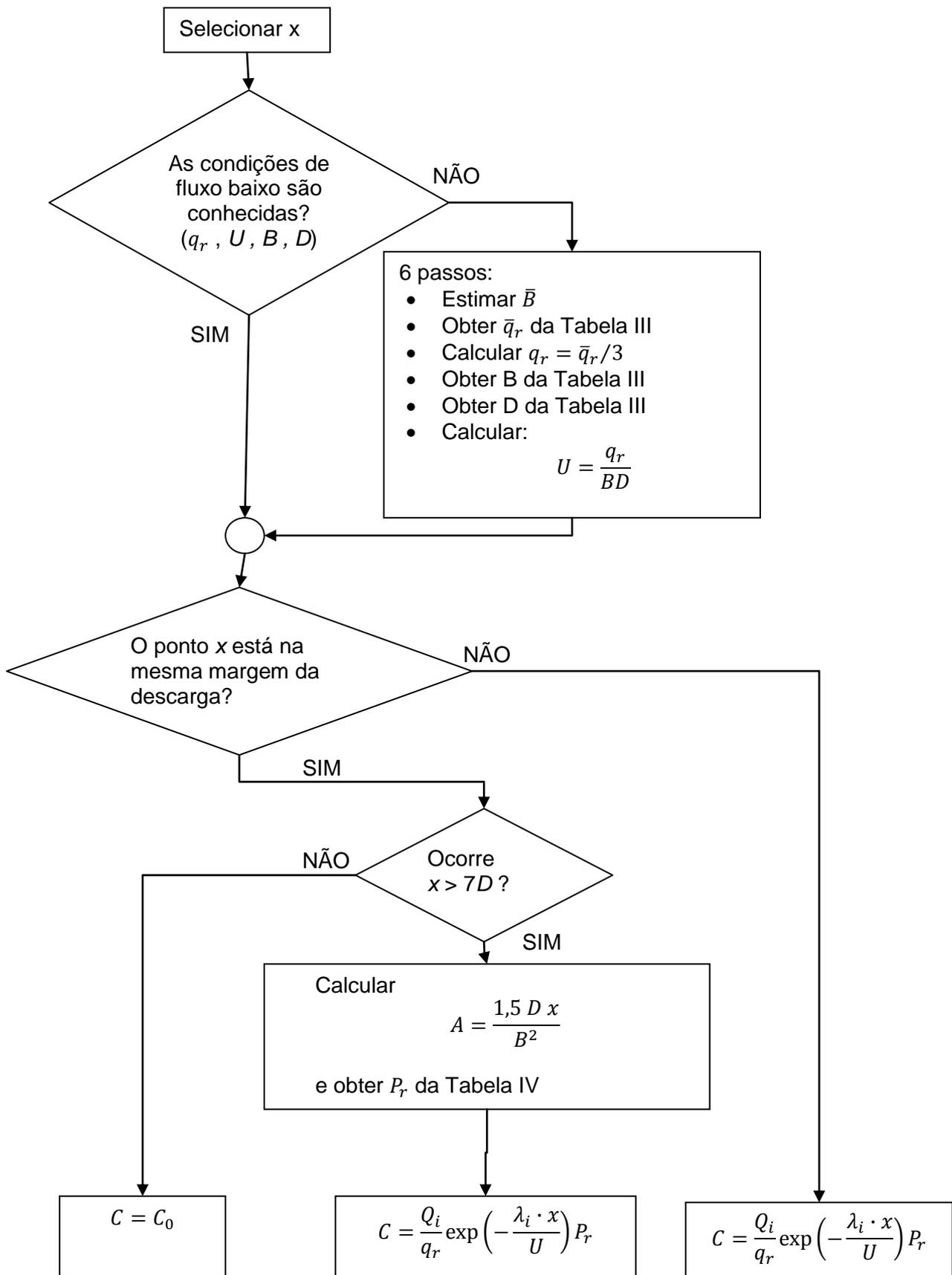
$$L(z) = 7D$$

A velocidade líquida U (m/s) é obtida por

$$U = \frac{q_r}{B \cdot D}$$

Concentração dos radionuclídeos

O fluxograma da figura mostra o procedimento para se avaliar a concentração dos radionuclídeos na água, considerando 2 situações em relação às margens do rio.



Quando se considera o uso da água na margem oposta à qual ocorre a descarga de efluentes, deve-se levar em conta que o radionuclídeo deve atravessar, pelo menos, metade da largura do rio para alcançar a margem oposta à de descarga, e que a concentração máxima é a concentração média na secção transversal. Assim, a concentração será

$$C_{w,tot} = \frac{Q_i}{q_r} \exp\left(-\frac{\lambda_i x}{U}\right) = C_t \quad (12)$$

Em que

$C_{w,tot}$ é a concentração na água (Bq/m³)

Q_i é a taxa de descarga média do radionuclídeo i (Bq/s)

q_r é o fluxo médio do rio (m³/s).

λ_i é a constante de decaimento radioativo (s⁻¹).

x é a distância entre o ponto de descarga e o receptor (m).

U é a velocidade líquida da água (m/s).

Quando se considera o uso da água na mesma margem da descarga de efluentes, e numa localização antes da mistura vertical completa (ou seja, quando $x \leq L_z = 7D$), adota-se que não ocorre diluição do radionuclídeo na água e, portanto, a concentração em x será igual à do ponto de descarga, ou seja, $C_{w,tot} = C_0$.

Se o uso da água ocorre na mesma margem de descarga, mas após a distância de mistura completa ($x > L_z = 7D$), deve-se levar em conta que a mistura lateral possa ser incompleta. A tabela a seguir apresenta os coeficientes P_r de mistura parcial no rio para diversos valores do índice de mistura parcial A , sendo este dado por

$$A = \frac{1,5 \cdot D \cdot x}{B^2} \quad (13)$$

A concentração do radionuclídeo a uma distância x a jusante do rio será então

$$C_{w,tot} = C_t \cdot P_r \quad (14)$$

O parâmetro P_r pode ser entendido como um fator de correção para a mistura parcial, aproximando-se de 1 à medida que a distância x aumenta. Observe que para $x > 3 B^2/D$ tem-se $P_r \approx 1$.

5.2.2 Efeitos da sedimentação

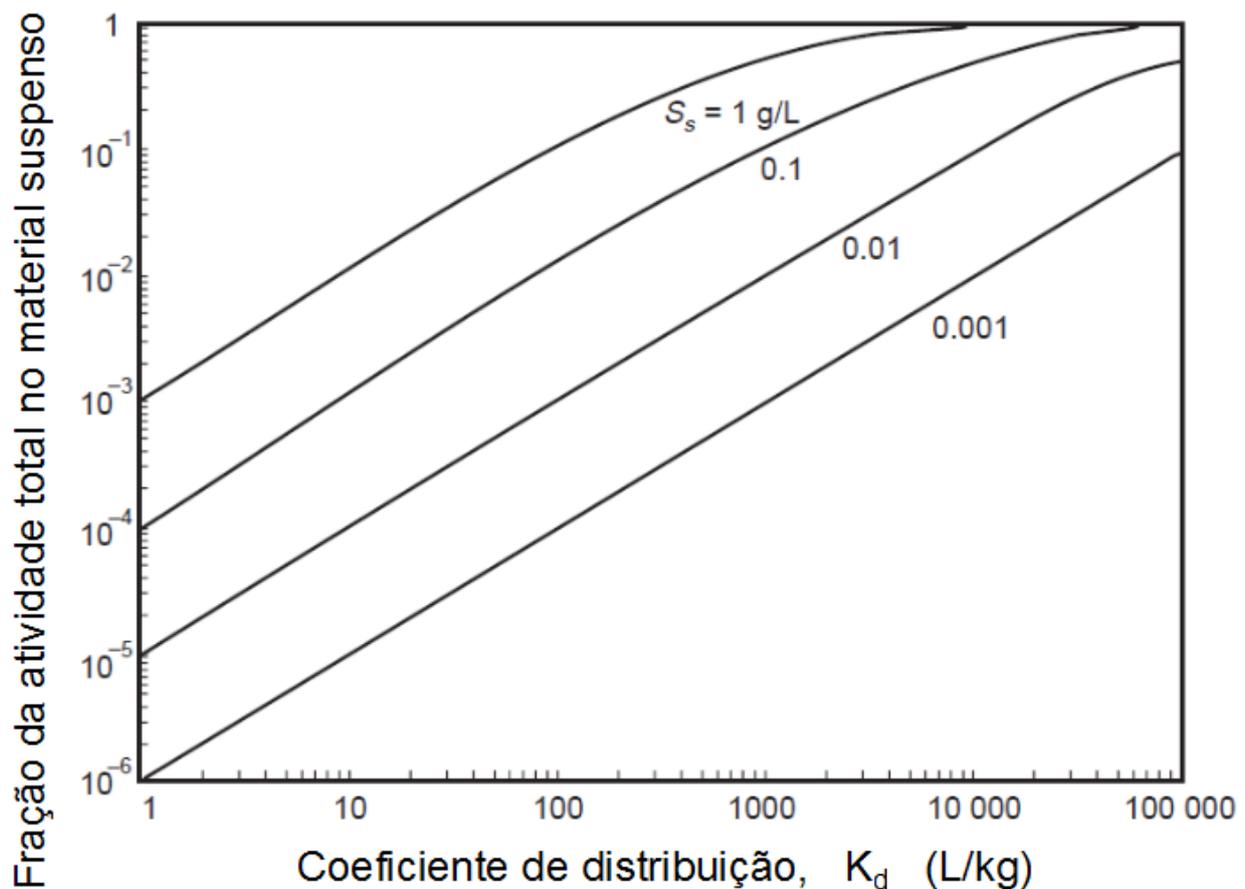
Sorção e retenção

Quando o sedimento interage com radionuclídeos dissolvidos na água, a concentração destes na fase dissolvida pode diminuir devido à adsorção nas partículas de sedimento. Portanto, as concentrações de radionuclídeos no sedimento suspenso e nas margens e leito do corpo d'água aumentarão.

Define-se o *coeficiente de distribuição* K_d (L/kg) para expressar a troca de radionuclídeos entre a fase dissolvida e a fase sorvida no sedimento. Para dado radionuclídeo, o K_d é definido por

$$K_d = \frac{\text{atividade do radionuclídeo sorvido por unidade de massa do sedimento (Bq/kg)}}{\text{atividade do radionuclídeo dissolvido por unidade de volume de água (Bq/L)}}$$

O gráfico mostra o efeito da adsorção do sedimento e na concentração do sedimento suspenso.



Concentração do radionuclídeo na água

A concentração do radionuclídeo dissolvido *filtrado* (Bq/m³) em águas de superfície pode ser obtida por

$$C_{w,s} = \frac{C_{w,tot}}{1 + 0,001 K_d S_s} \quad (15)$$

Em que S_s é a concentração de sedimento suspenso (kg/m³ ou g/L).

Observe que o fator 0,001 na expressão anterior é o fator de conversão de unidade do K_d de L/kg para m³/kg.

A tabela mostra valores selecionados de K_d associados a sedimentos suspensos em água doce e água salgada. Estes são afetados pelo tipo de sedimento, qualidade da água e outras condições, e podem variar em ordens de grandeza para cada radionuclídeo. Assim, é importante o cuidado na escolha do valor apropriado de acordo com as características específicas do local sob estudo.

Se o K_d particular do local não é conhecido, pode-se usar os valores da tabela. Em geral, o K_d é maior quanto mais fino for o sedimento, para um dado radionuclídeo e para as mesmas condições da água. A concentração do sedimento suspenso S_s também varia muito de um corpo d'água para outro; na ausência de dados do local, pode-se adotar o seguinte valor para rios em geral: $S_s = 5 \times 10^{-2}$ kg/m³.

Concentração do radionuclídeo no sedimento suspenso

A concentração do radionuclídeo adsorvido pelo sedimento suspenso (Bq/kg) pode ser obtida por

$$C_{s,w} = \frac{0,001 K_d C_{w,tot}}{1 + 0,001 K_d S_s} = 0,001 K_d C_{w,s} \quad (16)$$

Quando a água superficial é usada para abastecimento, o sedimento suspenso é removido no processo de tratamento. Assim, de forma geral a fração adsorvida dos radionuclídeos é removida, embora a eficiência de remoção varie de acordo com o radionuclídeo e com o tipo específico de tratamento de água.

Se o sedimento suspenso for utilizado de alguma forma – por exemplo, para compor solos – será importante considerar radionuclídeos que tenham sido adsorvidos no mesmo.

Concentração do radionuclídeo no sedimento de fundo

O sedimento de fundo pode conter radionuclídeos devido à deposição de sedimento suspenso, no qual os radionuclídeos são adsorvidos, bem como à adsorção direta pelo sedimento de fundo dos radionuclídeos na água suprajacente. Os dados colhidos em campo sugerem que os valores de K_d para o sedimento de fundo são muito menores que aqueles para sedimento

suspensão. Em parte, isso pode ser explicado pela presença de grãos de sedimento muito maiores no fundo do que em suspensão.

O valor efetivo de K_d para sedimento de fundo pode ser considerado como sendo 10 vezes inferior ao do sedimento suspenso. Essa suposição provavelmente superestima o K_d para sedimento de fundo. Em consequência, se este é dragado para bota-foras e posteriormente utilizado para recompor solo, a estimativa da concentração de radionuclídeos será conservativa.

O decaimento radioativo durante a acumulação de radionuclídeos no fundo do rio é levada em conta no cálculo da concentração no sedimento de fundo $C_{s,b}$ de acordo com a expressão

$$C_{s,b} = \frac{(0,1)(0,001)K_d C_{w,tot}}{1 + 0,001 S_s K_d} \times \frac{1 - e^{-\lambda_i T_e}}{\lambda_i T_e} = 0,1 C_{s,w} \times \frac{1 - e^{-\lambda_i T_e}}{\lambda_i T_e} \quad (17)$$

Em que T_e é o tempo efetivo de acumulação (s).

Para se obter uma estimativa conservativa de $C_{s,b}$ recomenda-se adotar o tempo efetivo de acumulação de 1 ano, ou seja, $T_e = 3,15 \times 10^7$ s. Esse valor é adotado para se considerar a situação típica em que o sedimento de fundo migra a jusante ou fica enterrado sob camadas de sedimento mais recentes. Na verdade, a camada mais recente de sedimento é a mais importante do ponto de vista radiológico, por ter tido menos tempo para sofrer decaimento radioativo.

5.3 Transporte de radionuclídeos na cadeia alimentar

A ingestão de radionuclídeos presentes nos alimentos pode ser importante na avaliação da dose total recebida por indivíduos ou grupos populacionais. Nessa avaliação, é necessária a estimativa da concentração desses radionuclídeos nos alimentos.

Aqui se descreve uma metodologia genérica para o cálculo das concentrações em cultivares para alimentação humana e animal, no leite e na carne. O cálculo é feito a partir das concentrações no ar, de taxas de deposição no solo e de concentrações na água de rios.

Os modelos e parâmetros-padrão levam em conta, de forma explícita ou implícita, os seguintes processos:

- a) Deposição seca e úmida
- b) Interceptação e retenção iniciais pela superfície vegetal
- c) Translocação para os tecidos comestíveis do vegetal
- d) Retenção pós-deposição pela superfície vegetal e do solo
- e) Absorção pelas raízes
- f) Adesão de partículas do solo às superfícies vegetais
- g) Ingestão direta de solo por humanos e animais ruminantes
- h) Transferência de radionuclídeos no solo, ar, água e vegetação para o leite e carne do gado
- i) Transferência de radionuclídeos de águas superficiais para o sistema terrestre pela irrigação por aspersão
- j) Transferência de radionuclídeos de águas superficiais para o sedimento e para a biota aquática

Para simplificar o modelo, alguns desses processos são levados em conta pelo uso de parâmetros compostos, os quais descrevem o efeito de dois ou mais processos de forma integrada.

5.3.1 Cadeia alimentar terrestre

Os modelos para a cadeia alimentar terrestre são concebidos para receber a entrada de parâmetros de radionuclídeos na atmosfera ou na hidrosfera. Os modelos incluem os processos de maior importância para avaliação radiológica em descargas rotineiras.

Concentração na vegetação

Os radionuclídeos interceptados e retidos pela vegetação podem ser oriundos de deposição (*fallout*), lavagem, precipitação atmosférica, irrigação com água contaminada e deposição de material ressuspensionado. Depósitos externos podem ser incorporados por absorção foliar pelas plantas. Radionuclídeos depositados no solo podem ser absorvidos pelas raízes e em seguida redistribuídos internamente na planta.

Alguns processos podem promover a redução da concentração de radionuclídeos, entre os quais podem ser citados: decaimento radioativo, diluição por crescimento, remoção por lavagem de depósitos externos, lixiviação e deposição no solo. Parte também pode ser removida na colheita e na pastagem.

Em condições de deposição prolongada, por exemplo, de descargas rotineiras, a seguinte expressão pode ser usada para estimar a concentração

$$C_{v,i,1} = \frac{\dot{d}_i \cdot \alpha \cdot [1 - \exp(-\lambda_{E_i^v} \cdot t_e)]}{\lambda_{E_i^v}} \quad (18)$$

Em que

$C_{v,i,1}$ é a concentração em matéria seca para vegetação consumida por gado e em matéria fresca para vegetação de consumo humano (Bq/kg)

\dot{d}_i é a taxa de deposição no solo do radionuclídeo i para os processos seco e úmido ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

α é a fração da atividade depositada interceptada pela porção comestível da vegetação por unidade de massa (ou fator de interceptação de massa, m^2/kg) resultante da deposição seca e úmida; para forragem, convencionou-se expressar a massa em peso seco; para vegetais frescos, em peso úmido

$\lambda_{E_i^v}$ é a taxa efetiva de redução da concentração de atividade do radionuclídeo i no cultivar (d^{-1}), dada por $\lambda_{E_i^v} = \lambda_i + \lambda_w$

λ_i é a constante de decaimento do radionuclídeo i (d^{-1})

λ_w é a taxa de redução da concentração de atividade do radionuclídeo i depositado na planta, por processos outros que não o decaimento radioativo (d^{-1})

t_e é o tempo durante o qual a cultura fica exposta à contaminação no período de crescimento (d)

A concentração de radionuclídeos nos vegetais decorrente de processos indiretos – incorporação a partir do solo e pela aderência de solo à vegetação – é dada por

$$C_{v,i,2} = F_v \cdot C_{s,i} \quad (19)$$

$C_{v,i,2}$ é a concentração em matéria seca para vegetação consumida por gado e em matéria fresca para vegetação de consumo humano (Bq/kg)

F_v é o fator de concentração para incorporação do radionuclídeo no solo pelas partes comestíveis da planta (Bq/kg de tecido da planta por Bq/kg de solo seco). Supõe-se, de forma conservativa, que toda radioatividade removida da atmosfera torna-se disponível para incorporação a partir do solo; além disso, os valores apresentados levam em conta implicitamente a aderência de solo à vegetação (novamente, massa seca para forragem e massa fresca para alimentação humana)

$C_{s,i}$ é a concentração do radionuclídeo i no solo (Bq/kg), que é dada por

$$C_{s,i} = \frac{\dot{d}_i \cdot [1 - \exp(-\lambda_{E_i^s} \cdot t_b)]}{\rho \cdot \lambda_{E_i^s}} \quad (20)$$

Em que

$\lambda_{E_i^s}$ é a taxa efetiva de redução da concentração de atividade do radionuclídeo i na zona radicular do solo (d^{-1}), dada por $\lambda_{E_i^s} = \lambda_i + \lambda_s$

λ_s é a taxa de redução da concentração de atividade do radionuclídeo i depositado na zona radicular do solo, por processos outros que não o decaimento radioativo (d^{-1})

t_b é a duração da descarga de efluente radioativo (d)

ρ é a densidade superficial padronizada para a zona radicular efetiva do solo (kg/m^2 de solo seco)

A expressão anterior refere-se à deposição total e despreza a parcela adsorvida pela vegetação. A concentração total do radionuclídeo na vegetação no momento do consumo é

$$C_{v,i} = (C_{v,i,1} + C_{v,i,2}) \exp(-\lambda_i \cdot t_h) \quad (21)$$

Em que

$C_{v,i}$ é a concentração em matéria seca para vegetação consumida por gado e em matéria fresca para vegetação de consumo humano (Bq/kg)

t_h é o tempo de espera entre a colheita e o consumo do alimento (d)

Para irrigação de áreas cultivadas por aspersão, usam-se as expressões anteriores. Na expressão para $C_{v,i,1}$ a taxa de deposição é dada por

$$\dot{d}_i = C_{w,i} \cdot I_w \quad (22)$$

$C_{w,i}$ concentração do radionuclídeo i na água (Bq/m^3)

I_w taxa média de irrigação no período da irrigação ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)

Concentração no alimento do animal

A concentração do radionuclídeo i no alimento animal é

$$C_{a,i} = f_p C_{v,i} + (1 - f_p) C_{p,i} \quad (23)$$

Em que

- $C_{a,i}$ é a concentração do radionuclídeo i no alimento do animal (Bq/kg, massa seca)
 $C_{v,i}$ é a concentração do radionuclídeo i no pasto, obtida por (18)–(21) com $t_h = 0$ (Bq/kg, massa seca)
 $C_{p,i}$ é a concentração do radionuclídeo i na forragem estocada, obtida por (18)–(21) e substituindo-se $C_{p,i}$ por $C_{v,i}$ com $t_h = 90$ d. (Bq/kg, massa seca)
 f_p é a fração anual na qual o animal consome pasto fresco (adimensional)

Concentração no leite

A concentração de radionuclídeos no leite depende diretamente da concentração no alimento do animal lactante. Sendo $C_{a,i}$ obtido pela eq. (23) e $C_{w,i}$ a concentração na água potável obtida no item 5.2, a concentração do radionuclídeo i no leite é

$$C_{m,i} = F_m (C_{a,i} Q_m + C_{w,i} Q_w) \exp(-\lambda_i \cdot t_m)$$

Em que

- $C_{m,i}$ concentração do radionuclídeo i no leite (Bq/L)
 F_m fração da ingestão diária do animal do radionuclídeo, que aparece por litro de leite, em equilíbrio (d/L) (ver Tabela XI)
 $C_{a,i}$ concentração do radionuclídeo i no alimento do animal (Bq/kg, massa seca)
 $C_{w,i}$ concentração do radionuclídeo i na água (Bq/m³)
 Q_m quantidade diária de alimento consumida pelo animal (kg/d) (ver Tabela XII)
 Q_w quantidade diária de água consumida pelo animal (m³/d) (ver Tabela XII)
 λ_i é a constante de decaimento do radionuclídeo i (d⁻¹)
 t_m é o tempo média de espera entre a ordenha e o consumo humano do leite (pode-se adotar 1 dia para leite fresco) (ver Tabela VIII) (d)

Concentração na carne

A concentração de radionuclídeos na carne animal é calculada de forma análoga. Sendo $C_{a,i}$ obtido pela eq. (23) e $C_{w,i}$ a concentração na água potável obtida no item 5.2, a concentração do radionuclídeo i na carne é

$$C_{f,i} = F_f(C_{a,i}Q_f + C_{w,i}Q_w) \exp(-\lambda_i \cdot t_f)$$

Em que

- $C_{f,i}$ concentração do radionuclídeo i na carne (Bq/kg)
 F_f fração da ingestão diária do animal do radionuclídeo, que aparece por kg de carne, em equilíbrio ou no abate (d/kg) (ver Tabela XI)
 $C_{a,i}$ concentração do radionuclídeo i no alimento do animal (Bq/kg, massa seca)
 $C_{w,i}$ concentração do radionuclídeo i na água (Bq/m³)
 Q_f quantidade diária de alimento consumida pelo animal (kg/d) (ver Tabela XII)
 Q_w quantidade diária de água consumida pelo animal (m³/d) (ver Tabela XII)
 λ_i é a constante de decaimento do radionuclídeo i (d⁻¹)
 t_f é o tempo média de espera entre o abate e o consumo humano da carne (pode-se adotar 20 dias) (ver Tabela VIII) (d)

5.3.2 Cadeia alimentar aquática

Concentração no peixe de água doce

A expressão para a concentração de radionuclídeos em alimento de origem aquática em geral, incluindo os peixes de água doce, é

$$C_{af,i} = C_{w,i}B_p/1000$$

Em que

- $C_{f,i}$ concentração do radionuclídeo i no peixe (Bq/L)
 $C_{w,i}$ concentração do radionuclídeo i na água (Bq/m³)
 B_p é a razão de equilíbrio entre a concentração do radionuclídeo i no peixe para a concentração dissolvida na água (Bq.kg⁻¹ / Bq.L⁻¹, que reduz-se a L/kg). Essa grandeza é o *fator de bioacumulação*.

1000 fator de conversão de m³ para L.

Capítulo 6

Avaliação de impacto radiológico ambiental

6.1. Princípios para estabelecimento de limites de liberação de efluentes

6.2. Programa de monitoração ambiental

6.2.1. Programa de monitoração ambiental pré-operacional

6.2.2. Programa de monitoração ambiental operacional

6.1 Princípios para estabelecimento de limites de liberação de efluentes

Para os propósitos de proteção radiológica, os efeitos da radiação podem ser classificados como estocásticos e não estocásticos. Os efeitos estocásticos são aqueles para os quais a probabilidade de ocorrência do efeito e não a sua gravidade varia em função da dose na ausência de um limiar. Os principais efeitos estocásticos são o câncer e os efeitos hereditários (mutações). Os efeitos não estocásticos são aqueles para os quais a gravidade do efeito varia em função da dose e, portanto, pode existir um limiar. Os efeitos não estocásticos são específicos para certos órgãos, como, por exemplo, a ocorrência de catarata.

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) estabeleceu um sistema de limitação de dose aplicável para qualquer instalação nuclear ou radioativa em condições normais de operação. Esses limites foram fixados de forma a prevenir a ocorrência de efeitos deletérios determinísticos, assim como limitar a probabilidade de efeitos estocásticos a níveis considerados aceitáveis.

O sistema de limitação de dose recomendado pela ICRP fundamenta-se em três princípios básicos:

- Princípio da justificativa - Qualquer atividade envolvendo radiação ou exposição deve ser justificada em relação a outras alternativas e produzir um benefício líquido positivo para a sociedade;
- Princípio da otimização - O projeto, o planejamento do uso e a operação de instalações e de fontes de radiação devem ser feitos de modo a garantir que as exposições sejam tão reduzidas quanto razoavelmente exequível, levando-se em conta fatores sociais e econômicos;
- Princípio da limitação de dose individual - As doses individuais de trabalhadores e de indivíduos do público não devem exceder os limites anuais de dose equivalente estabelecidos nas normas de proteção radiológica.

Na aplicação dos limites de dose para indivíduos do público deve ser considerado o grupo crítico da população. Este grupo é constituído por aqueles indivíduos que recebem a maior dose decorrente da liberação de materiais radioativos no meio ambiente. Neste caso, o limite de dose efetiva anual é de 1 mSv. Outros limites primários estabelecidos são: 1 mSv/ w_T de dose equivalente para o órgão ou tecido t (w_T é o fator de ponderação para o órgão ou tecido t), 50 mSv de dose equivalente para a pele e 15 mSv para o cristalino.

Os limites de dose equivalente recomendados pela ICRP não devem ser aplicados, ou incluir os níveis normais de radiação natural, mas unicamente aqueles advindos dos componentes da radiação natural que resultam das atividades humanas ou de ambientes especiais.

O limite derivado é um limite estabelecido pelo órgão normativo ou pela direção da instalação com base em modelo realístico da situação e aprovado pelo órgão normativo, de modo que o seu cumprimento implique em virtual certeza da observância do limite primário a ele relacionado.

6.2 Programa de monitoração ambiental

A análise ambiental em uma instalação nuclear é realizada por meio de um programa de monitoração que é feito em duas etapas, uma dentro do próprio estabelecimento e outra externa a ele. O procedimento técnico bem como o tipo e número de medidas variam consideravelmente de instalação para instalação. Isto é esperado, pois além das variações determinadas pelas diferentes localizações ou ambientes de cada instalação, as monitorações são feitas com propósitos diferentes, aos quais a direção do estabelecimento dá diferentes graus de importância.

A elaboração desse programa envolve a especificação do tipo e a frequência de medidas, procedimentos de amostragem, análises em laboratório, testes estatísticos e técnicas de tratamento, assim como do registro de dados. A parte final deste programa irá envolver a estimativa da dose equivalente e a comparação com os limites máximos admissíveis recomendados pelas normas de proteção radiológica.

O programa de análise ambiental deverá ser realizado em duas etapas diferentes. A primeira, antes de a instalação entrar em funcionamento (fase pré-operacional), visando principalmente medir os níveis de radiação natural da região. Os resultados obtidos servirão como referência para comparação com aqueles obtidos durante o funcionamento da instalação.

A segunda etapa de um programa de análise ambiental será feita durante a fase operacional da instalação, objetivando o estabelecimento da exposição real ou potencial do homem aos materiais radioativos ou radiações presentes no seu ambiente ou a estimativa dos limites superiores prováveis de tais exposições.

6.2.1 Programa de monitoração ambiental pré-operacional

O operador de uma instalação nuclear é responsável apenas por aquela quantidade de material radioativo liberada no meio ambiente em decorrência de uma operação específica da instalação.

Para avaliar essa contribuição é necessário interpretar os resultados referentes às medidas operacionais, subtraindo-lhes os níveis de radioatividade encontrados durante a fase pré-operacional da instalação.

O objetivo de um programa de monitoração ambiental pré-operacional é a obtenção de informações sobre o meio ambiente de uma futura instalação nuclear. Para tanto, devem ser conhecidos:

- os níveis de radiação natural e artificial da região próxima à instalação nuclear;

- o fator de diluição e de concentração dos radionuclídeos nas trajetórias seguidas no meio ambiente;
- a distribuição da população de acordo com a idade, o sexo, a dieta, a ocupação doméstica e recreativa nas circunvizinhanças da instalação nuclear;
- a utilização desse ambiente pelo homem, ou seja, sua agricultura, sua indústria e sua pesca;
- os grupos homogêneos na população que poderão receber as maiores doses de radiação (grupo crítico).

O programa de monitoração pré-operacional deve ser iniciado no mínimo um ano, ou de preferência dois a três anos antes do início da operação da instalação e antes do manuseio de material radioativo no local.

A atividade natural da maioria das amostras ambientais varia com as estações do ano. Os resultados pré-operacionais podem ser extrapolados para anos posteriores.

6.2.2 Programa de monitoração ambiental operacional

A análise ambiental de uma instalação nuclear deve ser feita de forma rotineira, mesmo após a instalação entrar em funcionamento. Os fins do controle ambiental para uma instalação em operação são diferentes dos pré-operacionais; neste caso os objetivos principais são:

- controlar as descargas de material radioativo no meio ambiente;
- avaliar a "exposição potencial" do homem à radiação e materiais radioativos eliminados pela instalação nuclear;
- demonstrar obediência aos regulamentos e outros limites operacionais;
- possibilitar a detecção de algumas mudanças no ambiente resultantes da instalação, após ter entrado em operação;
- verificar se os dados utilizados na avaliação pré-operacional estão sendo mantidos.

Para o cumprimento desses objetivos é necessário estabelecer um programa de análise ambiental apropriado ao tipo da instalação, às características e hábitos da região, à distribuição da população e aos tipos e quantidades de radionuclídeos cuja liberação pode ser prevista.

O programa de análise ambiental de uma instalação nuclear, em condições normais de operação deve ser feito de duas maneiras distintas, uma dentro do próprio estabelecimento e outra externa a ele. A primeira é chamada de análise preventiva e a segunda de análise confirmatória.

Dentro da instalação deve ser feito o controle da liberação dos efluentes radioativos gerados, antes de sua descarga para o meio ambiente. Neste caso, é necessário conhecer a quantidade e o tipo de material radioativo lançado no ambiente (termo fonte), para a contabilização da descarga. De forma a garantir que os limites de dose nos indivíduos do público não serão ultrapassados devem ser determinados previamente os limites derivados de descarga. Estes são definidos como sendo a atividade anual de material radioativo de composição especificada que resultará numa dose equivalente efetiva no grupo crítico igual ao limite de dose recomendado pelas normas específicas.

A liberação de gases radioativos através das chaminés pode ser conhecida colocando-se monitores de radiação em locais estratégicos e, quando necessário, filtros absolutos para pó ou outros filtros, como o de carvão ativo para gases.

Controla-se a liberação dos efluentes líquidos radioativos ao meio ambiente efetuando-se medidas de sua radioatividade e concentração antes de sua descarga. São controlados também os rejeitos radioativos sólidos que devem ser armazenados procurando-se evitar a sua dispersão.

Para se ter certeza de que o controle da descarga de material radioativo no meio ambiente é bem conduzido e para se detectar possíveis liberações não planejadas, acima dos limites operacionais pré-estabelecidos, faz-se também medidas de amostras provenientes do meio ambiente sob influência da instalação.

A quantidade de medidas necessárias, sua frequência e importância dependem do programa estabelecido para cada instalação. De maneira geral, os principais tipos de medidas, sem levar em conta sua importância relativa são:

- medida do ar atmosférico, de particulados e gases;
- medida das condições meteorológicas do ambiente, direção e velocidade dos ventos, pluviometria etc;
- medida das precipitações radioativas pela atividade da chuva;
- medida da atividade das águas de rios e córregos da redondeza;
- medida da atividade das águas subterrâneas;
- medida da radioatividade do solo;
- medida da radioatividade da fauna e flora da redondeza;
- medida da radioatividade nos alimentos consumidos pela população local.

É evidente que essa análise ambiental externa pode ser simplificada criteriosamente se forem estudadas as vias críticas de transferência e os grupos críticos da população. Nas figuras 5.1 e 5.2 são mostrados as etapas e os dados necessários para a elaboração e execução de um programa de monitoração ambiental.

Para avaliar o impacto ambiental radiológico decorrente da liberação de efluentes radioativos de uma instalação é imprescindível estimar a dose equivalente e as grandezas correlatas.

Para assegurar que os valores encontrados não irão ultrapassar os limites estabelecidos, deve-se tomar o cuidado de incluir a contribuição de outras instalações, que eventualmente possam estar causando dose no mesmo grupo considerado.

Na maioria dos casos, especialmente quando se está considerando a descarga de materiais radioativos no meio ambiente, deverá haver uma combinação dos resultados das medidas efetuadas e daqueles obtidos por meio de uma modelagem das condições em que é feita a liberação. Neste caso, o uso de modelos será necessário para prever a diluição e a dispersão dos radionuclídeos, a sua transferência nos diversos compartimentos do ecossistema e a dose final do homem.

É evidente que o grau de confiança na avaliação final irá depender do grau de precisão e da frequência das medidas apropriadas em combinação com o uso de modelos adequados.

Se as descargas para o meio ambiente são triviais ou quando a experiência indica que dados suficientes têm sido acumulados, o controle das descargas pode, em certos casos, ser feito unicamente pela monitoração contínua dos efluentes.

A prática tem mostrado que a reavaliação do programa tende a reduzir a escala de rotina de monitoração ambiental sem perda de informações científicas.

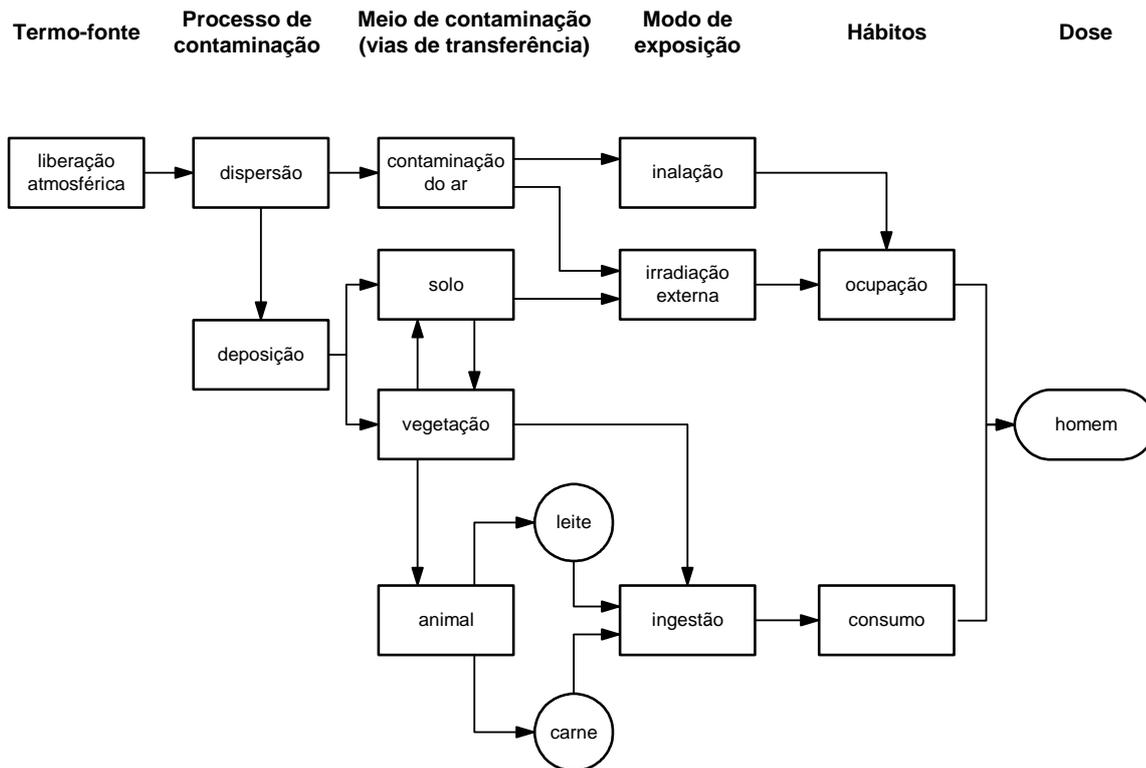


Figura 5.1 - Etapas necessárias para a elaboração de um programa de monitoração ambiental para liberações atmosféricas.

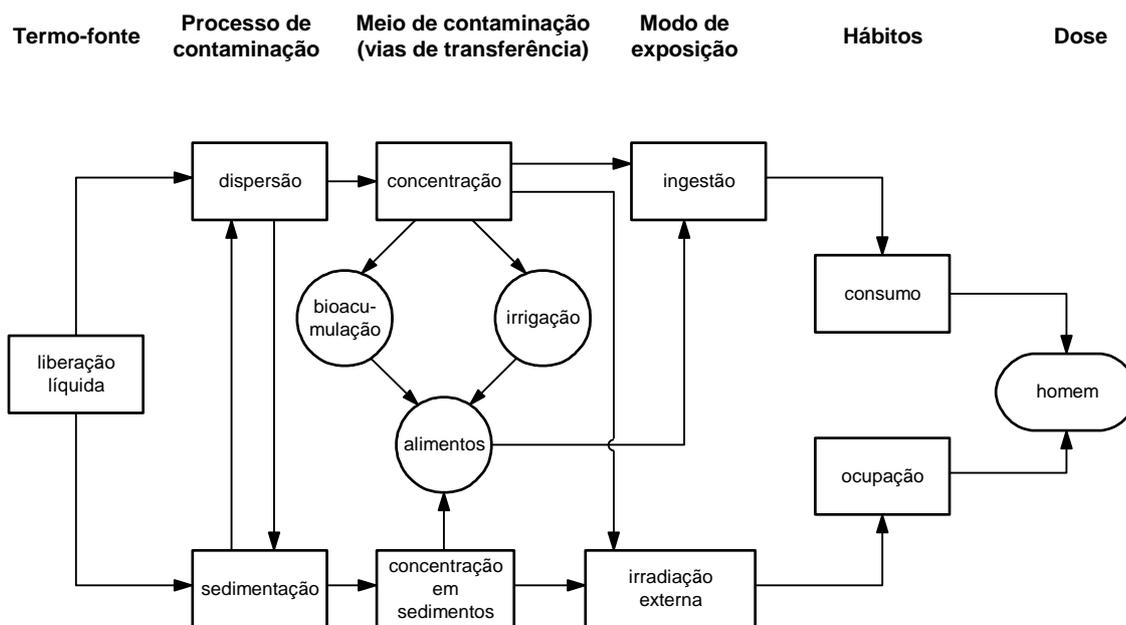


Figura 5.2 - Etapas necessárias para a elaboração de um programa de monitoração ambiental para liberações líquidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

O presente roteiro de estudos foi elaborado mediante consulta das obras relacionadas a seguir:

- 1) Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica*, CNEN-NN-3.01, Rio de Janeiro, 2005.
- 2) Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Requisitos de segurança e proteção radiológica para instalações mínero-industriais*, CNEN-NN-4.01, Rio de Janeiro, 2003.
- 3) Eisenbud, M. *Environmental radioactivity*. 3 ed, New York, Academic, 1987.
- 4) International Atomic Energy Agency. *Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment*. Vienna, 2001 (IAEA-Safety Reports Series 19).
- 5) International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 65: Protection Against Radon-222 at Home and at Work*. Elsevier, 1994 (ICRP-65).
- 6) Till, J. E. & Meyer, H. R. *Radiological assessment: A textbook on environmental dose analysis*. Washington, D.C., U.S. Regulatory Commission, 1983 (NUREG/CR-3332, ORNL-5968)
- 7) Whicker, F. W. & Schultz, V. *Radioecology: nuclear energy and the environment*. Boca Raton, Florida, CRC, 1982.
- 8) United Nations. *Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly – Annex B: Exposures from natural radiation sources* (UNSCEAR 2000 – Annex B)
- 9) European Commission. *Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials* (Radiation protection 112), 1999.