

BR8920804

ISSN 0101-3084

**CNEN/SP**

---

***ipen*** **Instituto de Pesquisas  
Energéticas e Nucleares**

**TRATAMENTO DE REJEITOS RADIOATIVOS SÓLIDOS E  
LÍQUIDOS**

**Barbara Maria Rzycki**

**PUBLICAÇÃO IPEN 242**

**JANEIRO/1989**

**SÃO PAULO**

**TRATAMENTO DE REJEITOS RADIOATIVOS  
SÓLIDOS E LÍQUIDOS**

**Barbara Maria Rzycki**

**DEPARTAMENTO DE CICLO DE COMBUSTÍVEL**

**CNEN/SP  
INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES  
SÃO PAULO - BRASIL**

**Série PUBLICAÇÃO IPEN**

**INIS Categories and Descriptors**

**E51.00**

**INTERMEDIATE-LEVEL RADIOACTIVE WASTES  
LIQUID WASTES  
LOW-LEVEL RADIOACTIVE WASTES  
SOLID WASTES  
WASTE MANAGEMENT  
WASTE PROCESSING**

---

**IPEN - Doc - 3113**

**Aprovado para publicação em 13/12/88.**

**Nota: A redação, ortografia, conceitos e revisão final são de responsabilidade do(s) autor(es).**

# SOLID AND LIQUID RADIOACTIVE WASTE TREATMENT

Barbara Maria Rzycki

## ABSTRACT

The technology for the treatment of low- and intermediate-level radioactive solid and liquid wastes is somewhat extensive. Some main guidance on the treatment methods are shown, based on informations contained in technical reports and complementary documents.

## TRATAMENTO DE REJEITOS RADIOATIVOS SOLIDOS E LIQUIDOS

## RESUMO

A tecnologia para o tratamento de rejeitos sólidos e líquidos de nível baixo e intermediário é um tanto extensa. Neste trabalho mostra-se algumas orientações principais de métodos de tratamento, baseadas nas informações contidas em relatórios técnicos e em documentos complementares.

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO                              | 1  |
| 2. PRÉ-TRATAMENTO DE REJEITOS SÓLIDOS      | 7  |
| 2.1 MINIMIZAÇÃO DE REJEITOS                | 7  |
| 2.2 COLETA E SEGREGAÇÃO                    | 8  |
| 2.2.1 Classificação                        | 9  |
| 2.2.2 Classificação radiológica            | 9  |
| 2.2.3 Classificação físico-química         | 13 |
| 2.3 REDUÇÃO DE VOLUME                      | 14 |
| 2.3.1 Desmantelamento                      | 14 |
| 2.3.2 Retalhamento                         | 16 |
| 2.3.3 Pré-compactação                      | 17 |
| 2.4 DESCONTAMINAÇÃO                        | 17 |
| 2.4.1 Características gerais               | 17 |
| 2.4.2 Técnicas de descontaminação          | 20 |
| 2.4.3 Avaliação das experiências           | 21 |
| 2.5 EMBALAGEM                              | 23 |
| 2.6 ARMAZENAGEM                            | 24 |
| 2.6.1 Armazenagem para decaimento          | 25 |
| 2.6.2 Armazenagem temporária               | 25 |
| 3. TRATAMENTO DE REJEITOS SÓLIDOS          | 25 |
| 3.1 COMPACTAÇÃO                            | 25 |
| 3.1.1 Compactação com pressão baixa        | 27 |
| 3.1.2 Compactação com pressão alta         | 27 |
| 3.2 COMBUSTÃO                              | 30 |
| 3.2.1 Incineracao                          | 30 |
| 3.2.2 Outros processos                     | 36 |
| 4. PRÉ-TRATAMENTO DE REJEITOS LÍQUIDOS     | 39 |
| 4.1 COLETA E SEGREGAÇÃO                    | 42 |
| 4.1.1 Tipo de emissão e nível de atividade | 43 |
| 4.1.2 Composição química                   | 44 |
| 4.1.3 Propriedades físicas                 | 44 |

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 4.1.4 | Propriedades radiológicas                             | 44 |
| 4.1.5 | Propriedades biológicas                               | 44 |
| 4.2   | VIAS DE TRANSFERÊNCIA                                 | 44 |
| 4.2.1 | Transferência por tubulação                           | 45 |
| 4.2.2 | Bombeamento não mecânico                              | 45 |
| 4.2.3 | Bombeamento mecânico                                  | 45 |
| 4.2.4 | Controle de vazão                                     | 47 |
| 4.2.5 | Transferência nas instituições                        | 47 |
| 4.3   | ARMAZENAGEM E RECUPERAÇÃO                             | 47 |
| 4.3.1 | Tanques para armazenagem                              | 47 |
| 4.3.2 | Recuperação de rejeitos armazenados                   | 48 |
| 4.4   | AJUSTE QUÍMICO  | 48 |
| 4.4.1 | Ajuste por adição de álcalis/ácidos                   | 48 |
| 4.4.2 | Denitração  | 48 |
| 4.4.3 | Eletrólise  | 50 |
| 4.4.4 | Ajuste químico prévio à imobilização                  | 50 |
| 4.4.5 | Separação dos solventes                               | 50 |
| 4.5   | AJUSTE FÍSICO   | 50 |
| 5.    | TRATAMENTO DE REJEITOS LÍQUIDOS                       | 51 |
| 5.1   | EVAPORAÇÃO  | 51 |
| 5.1.1 | Tipos de evaporadores                                 | 52 |
| 5.1.2 | Evaporadores para rejeitos de nível baixo             | 53 |
| 5.1.3 | Evaporadores para rejeitos de nível médio             | 53 |
| 5.2   | PRECIPITAÇÃO QUÍMICA                                  | 60 |
| 5.2.1 | Mecanismos de precipitação química                    | 60 |
| 5.2.2 | Fator de descontaminação                              | 61 |
| 5.2.3 | Procedimentos de escolha do processo de precipitação  | 62 |
| 5.2.4 | Tratamento de precipitados e lamas                    | 64 |
| 5.3   | TROCA IÔNICA  | 65 |
| 5.3.1 | Trocadores iônicos, inorgânicos e orgânicos           | 66 |
| 5.3.2 | Processos de troca iônica, fatores de descontaminação | 70 |
| 5.3.3 | Recomendações   | 74 |
| 5.3.4 | Utilização de trocadores iônicos na área nuclear      | 74 |
| 5.4   | OUTROS PROCESSOS                                      | 76 |
| 5.4.1 | Processo de filtração                                 | 76 |

|       |                            |    |
|-------|----------------------------|----|
| 5.4.2 | Processo membrana          | 76 |
| 5.4.3 | Processo elétrico          | 78 |
| 5.4.4 | Separação por espuma       | 80 |
| 5.4.5 | Separação magnética        | 80 |
| 6.    | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 82 |

## 1. INTRODUÇÃO

Praticamente toda a atividade industrial gera rejeitos, ou seja material cuja reutilização não está prevista, não é possível ou não é desejável. A geração de energia elétrica através da fissão nuclear e todo o complexo industrial associado, bem como aquelas atividades que utilizam materiais radioativos na medicina, indústria, centros de pesquisa, agricultura etc, também geram rejeitos que, por serem radioativos, devem ter um tratamento apropriado.

Parte dos rejeitos gerados naquelas atividades pertence à categoria de rejeitos sólidos que são tratados, na atualidade, com práticas e tecnologias já comprovadas. Contudo, o aumento dos custos do gerenciamento envolvidos no transporte, estocagem provisória e deposição final tem estimulado o aperfeiçoamento das técnicas de redução de volume. As exigências de segurança cada vez mais vigiadas, fazem com que um planejamento mais adequado das técnicas que se utilizam de materiais radioativos, reduza a geração de rejeitos. Por outro lado o objetivo do gerenciamento de rejeitos radioativos é reduzir, o tanto quanto possível, os volumes de rejeitos a serem armazenados ou enviados para a deposição final e também de concentrar e imobilizar, da melhor forma, materiais ativos contidos no rejeito.

O tratamento de rejeitos radioativos permite reduzir ao mínimo exequível a liberação de radionuclídeos ao meio-ambiente, desde a coleta até a deposição final.

Os rejeitos radioativos sólidos ou líquidos, são classificados de acordo com suas características radiológicas, físico-químicas e conforme sua origem. Cada rejeito distingue-se do outro e é tratado conforme os regulamentos de cada país ou aqueles encontrados em normas internacionais.

Há quase duas décadas, em 1970, a Agência Internacional de Energia Atômica, IAEA, propôs que os rejeitos sólidos fossem classificados em quatro categorias<sup>(1)</sup>: nível baixo, intermediário e alto, e os rejeitos emissores alfa. E os rejeitos líquidos em cinco categorias: três de nível baixo, um de nível intermediário e um de nível alto, dependendo da concentração radioativa. Como esta classificação baseou-se apenas nas características radiológicas, não vem sendo usada com frequência e cada país adota a classificação de acordo com suas normas próprias. Os limites inferiores, abaixo dos quais os rejeitos são tratados como lixo comum, também seguem as normas do país onde são gerados. Os sólidos são eliminados pelo sistema de coleta municipal e os líquidos pelo sistema de esgotos.



A classificação física e química abrange as duas categorias, a dos rejeitos sólidos e dos rejeitos líquidos. Os rejeitos gasosos são um capítulo à parte.

A classificação conforme a origem é feita para rejeitos gerados em operações de centrais nucleares, nas operações do ciclo de combustível, nas pesquisas nucleares, na produção e aplicação dos radioisótopos e na desativação de instalações.

As operações em centrais nucleares geram rejeitos radioativos de atividade baixa e intermediária, com volume maior de rejeitos de atividade baixa. O conteúdo principal desses rejeitos é composto por produtos de fissão e produtos de ativação.

As operações do ciclo de combustível, em particular no reprocessamento, geram um espectro mais amplo de rejeitos radioativos. Esses rejeitos pertencem a todas as categorias radiológicas e contêm radionuclídeos de meia-vida longa.

Os centros de pesquisa nuclear geram, principalmente, rejeitos de nível baixo e, em quantidade menor, rejeitos de nível intermediário. A natureza da contaminação e o tipo de rejeito dependem do tipo de pesquisa.

As aplicações de radioisótopos na medicina, indústria ou outras atividades, dão origem a rejeitos produzidos por um número grande de geradores com volumes individualmente baixos. Estes rejeitos são predominantemente de nível baixo e contaminados com radionuclídeos de meia-vida curta, com excessão do  $^{14}\text{C}$  e  $^3\text{H}$ .

A desativação de instalações contaminadas resulta em quantidades grandes de rejeitos radioativos. Estes rejeitos, geralmente sólidos, incluem componentes de equipamentos, materiais estruturais etc, têm porte grande e tipicamente apresentam contaminação com produtos de ativação de meia-vida longa.

A maior parte dos rejeitos radioativos deve passar por pré-tratamento antes de ser encaminhada a um dos dois destinos: armazenagem temporária ou tratamento e condicionamento. Para cada tipo de rejeito existe uma técnica apropriada de pré-tratamento cujas etapas são:

- coleta e segregação;
- ajuste químico;
- redução de volume;
- descontaminação;
- armazenagem;
- transporte local.

Obedecidas as normas de Proteção Radiológica, a possibilidade de se fazer o pré-tratamento, com a disponibilidade técnica existente, deve ser analisada.

Após a coleta e a segregação os rejeitos são classificados de acordo com:

- características físico-químicas;
- tipo de emissão radioativa e meia-vida;
- concentração da atividade.

Os rejeitos líquidos devem ser ajustados quimicamente para compatibilizá-los com o sistema de armazenagem e com os processos de tratamento e imobilização. Esta compatibilização pode ser feita por:

- ajuste com ácidos e álcalis;
- remoção de amônia através de destilação alcalina (para a imobilização em betume);
- eliminação de oxalatos nas soluções de descontaminação;
- uso de íons de terras alcalinas para modificar o comportamento de rejeitos condicionados;
- uso de compostos orgânicos para a denitração.

É comum a prática de redução de volume dos rejeitos antes dos processos de:

- incineração;
- digestão;
- compactação;
- encapsulamento etc.

Existem inúmeras técnicas e equipamentos para a redução de volume de rejeitos radioativos sólidos contudo, a decisão sobre que técnica aplicar ou equipamento a ser utilizado deve ser tomada a partir da análise de cada caso. O volume do rejeito a ser tratado, os radionuclídeos contaminantes e as atividades envolvidas são alguns dos fatores que devem ser levados em conta ao se eleger a técnica de redução de volume.

As operações principais, executadas no processo de tratamento de rejeitos sólidos, são apresentadas na Figura 1. Uma vez atingida a redução de volume desejada, os rejeitos são imobilizados por técnicas adequadas de condicionamento onde a forma final, para a armazenagem temporária ou deposição final, é obtida.

A descontaminação de rejeitos sólidos tem como objetivo a reutilização de peças recuperáveis como também reduzir a contaminação até níveis aceitáveis para as operações de tratamento. Nos dois casos a descontaminação deve ser avaliada em função do custo-benefício desse procedimento. As

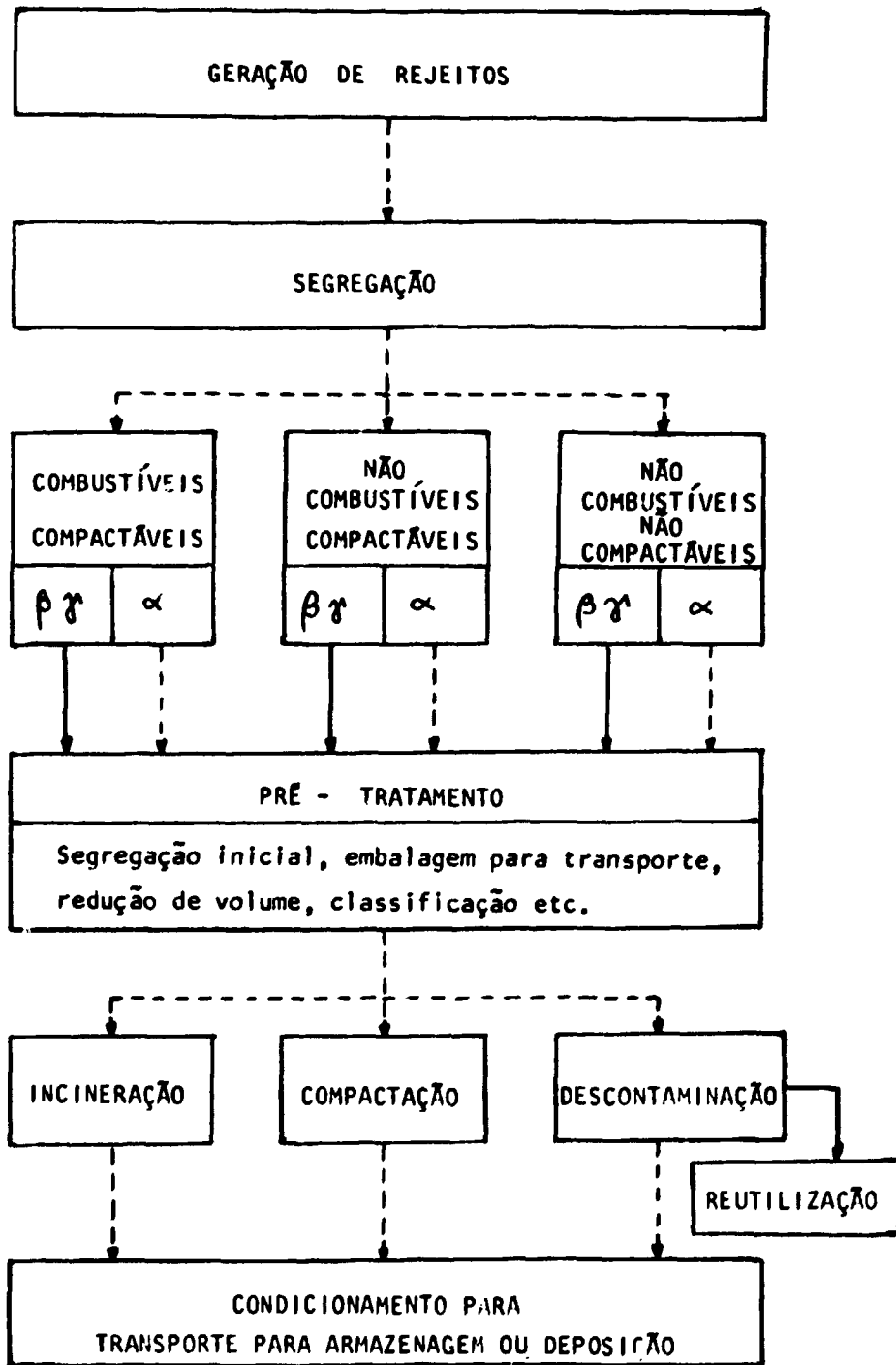


Figura 1 - Diagrama representativo das fases do tratamento de rejeitos radioativos (2).

tecnologias de descontaminação são inúmeras: limpeza manual, com vácuo, com ultra-som, banho químico etc. A armazenagem dos rejeitos sólidos ou líquidos pode ser feita em recipientes adequados até que se proceda o pré-tratamento ou até o decaimento completo dos isótopos presentes, quando estes forem de meia-vida curta.

O transporte no local da geração dos rejeitos líquidos, pode ser feito em tubulações ou por intermédio de recipientes adequados. Os rejeitos sólidos são transportados normalmente em recipientes especiais.

A disponibilidade técnica é um dos tópicos mais importantes no tratamento de rejeitos radioativos. Exige-se que as instalações destinadas para esta finalidade sejam de padrão alto onde se possa assegurar a contenção, os procedimentos de Proteção Radiológica, prevenção de criticalidade e a segurança.

O gerenciamento de rejeitos radioativos, desde a coleta até a deposição final, gera rejeitos secundários, por exemplo materiais sólidos, líquidos de exaustão ou componentes de equipamentos. Isto é, qualquer tipo de operação durante o tratamento deve ser bem planejada para que a geração de rejeitos secundários não seja maior que a quantidade de rejeitos recolhidos para tratamento.

É justamente nas operações de redução de volume, que pode aparecer uma quantidade considerável de rejeitos secundários. A Tabela I mostra onde e que tipos de rejeitos secundários podem aparecer nas operações de redução de volume. O tratamento desses rejeitos secundários não difere das técnicas conhecidas.

Os rejeitos líquidos aquosos, com carga baixa de sais, geralmente são concentrados por evaporação e os concentrados imobilizados em cimento, betume ou polímeros. Antes da imobilização procede-se ao pré-tratamento químico, redução da corrosividade etc. Os agentes de precipitação mais comuns são o ferrocianeto de níquel ou de cobre (para o cézio), hidróxidos metálicos (para o cobalto e emissores alfa), carbonatos de cálcio ou bário, fosfatos ou sulfatos (para o estrôncio).

Normalmente os destilados de evaporador possuem concentração de atividade insignificante podendo ser eliminados na rede de esgotos. Se necessário, antes da eliminação pode-se fazer uma outra evaporação ou tratamento com resinas de troca iônica.

As soluções de rejeitos orgânicos são comumente incineradas, junto com a combustão dos rejeitos sólidos.

Tabela I - Exemplos de rejeitos secundários gerados nas operações de tratamento com redução de volume<sup>(2)</sup>.

| Tratamento com redução de volume | Resultados do tratamento                   | Rejeitos secundários   |  |
|----------------------------------|--|--|--|
|                                  |  | Sólidos  | Líquidos   |
| Método mecânico                  | objetos desmontados, material esmagado etc | pré-filtros, filtros HEPA* e rejeitos provenientes da manutenção, reparos, substituições | água contaminada   |
| Compactação                      | rejeitos originais com volume reduzido     | idem   | todos os tipos de líquidos incluindo óleo e solventes orgânicos          |
| Combustão:                       |  |  |  |
| • Incineração                    | cinzas                                     | idem   | soluções ácidas e/ou neutras e/ou partículas cáusticas                   |
| • Pirólise                       | resíduos carbonizados                      | idem e eventualmente catalizadores e contaminados  | líquidos condensados e orgânicos e/ou diferentes soluções de limpeza     |
| • Sais fundidos                  | sais com cinzas                            | idem   | soluções de limpeza eventualmente diferentes                             |
| • Digestão ácida                 | lamas                                      | idem   | soluções ácidas e diferentes soluções de limpeza                         |
| Descontaminação                  | objetos e materiais descontaminados        | idem mais areia, lama, trapos, etc   | água contaminada, soluções ácidas e cáusticas, detergentes solventes etc |

\*HEPA = High-Efficiency Particulate Air - filtro com eficiência alta para retenção de partículas do ar

## 2. PRÉ-TRATAMENTO DE REJEITOS SÓLIDOS

### 2.1 MINIMIZAÇÃO DE REJEITOS

Aqui serão considerados apenas rejeitos de nível baixo e intermediário distinguindo-se uns dos outros pelo nível de radiação, necessidade de blindagem para os emissores gama e grau de contenção para os emissores beta e alfa.

Como o volume de rejeitos apresentando nível de atividade baixo é maior do que aqueles de nível alto, a utilização de um nível de isenção, abaixo do qual os rejeitos são considerados não radioativos, tem um impacto muito grande sobre o gerenciamento de rejeitos radioativos. Este nível de isenção ou nível inferior é conhecido também como critério "de minimis" (\*).

A IAEA tem promovido estudos sobre a proposta de se introduzir o limite de isenção para alguns radionuclídeos<sup>(2)</sup>. Alguns países já adotam níveis de isenção estabelecidos pelas autoridades nacionais. De modo geral, contudo, materiais cuja concentração de atividade é menor do que 74 Bq/g (2 nCi/g) são considerados não radioativos.

Na Tabela II tem-se as características gerais dos rejeitos radioativos sólidos segundo considerações radiológicas para a deposição final.

O propósito de minimizar a produção de rejeitos radioativos é o de reduzir o volume de rejeitos em tratamento, tem sido uma prática muito usada nos últimos anos por causa de:

- custos elevados para a deposição final;
- os critérios de aceitação para a deposição tornarem-se mais restritivos;
- os custos de processamento, para atingir aqueles critérios aumentam de forma correspondente;
- a disponibilidade e a capacidade das áreas para deposição são limitadas.

O gerenciamento de uma instalação nuclear envolve um certo número de ações de organização e de passos técnicos, por exemplo estabelecer e implementar os procedimentos para operações de rotina, reavaliação das áreas controladas e de radiação, aplicação de programas de garantia de qualidade na geração de rejeitos, treinamento de pessoal etc.

---

(\*) "de minimis" = extraído da expressão latina "de minimis non curat lex" (a lei não se preocupa com as coisas mínimas<sup>(3)</sup>) e usado para fontes cujo equivalente de dose individual ou coletivo é tão baixo que elas podem ser desprezadas.

Tabela II - Características gerais das categorias de rejeitos de níveis baixo e intermediário para deposição<sup>(2)</sup>.

| Categoria do rejeito                                 | Característica importante <sup>a</sup>  |
|--|---|
| Nível intermediário com emissores de meia-vida longa | Quantidade mediana de emissores beta-gama<br>Conteúdo significativo de emissores alfa<br>Radiotoxicidade intermediária<br>Emissão calorífica baixa                |
| Nível baixo com emissores de meia-vida longa         | Poucos emissores beta-gama<br>Conteúdo significativo de emissores alfa<br>Radiotoxicidade baixa/intermediária<br>Emissão calorífica insignificante <sup>(b)</sup> |
| Nível intermediário com emissores de meia-vida curta | Quantidade mediana de emissores beta-gama<br>Conteúdo insignificante de emissores alfa<br>Radiotoxicidade intermediária<br>Emissão calorífica baixa               |
| Nível baixo com emissores de meia-vida curta         | Poucos emissores beta-gama<br>Conteúdo insignificante de emissores alfa<br>Radiotoxicidade baixa<br>Emissão calorífica insignificante                             |

(a) As características são qualitativas e em alguns casos podem variar.  
 (b) "insignificante" indica que esta característica pode ser desprezada quanto ao repositório final.

Especialmente para rejeitos de nível baixo, que são gerados em volume maior, estão sendo tomadas certas medidas práticas, em vários países, para minimizar sua geração.

## 2.2 COLETA E SEGREGAÇÃO

### 2.2.1 Classificação

Conforme os processos de tratamento a serem aplicados, os rejeitos sólidos são classificados nas categorias seguintes:

- combustíveis;
- não combustíveis;
- compactáveis;
- não compactáveis.

A maior parte dos rejeitos sólidos constitui-se de material contaminado ou potencialmente contaminado, incluindo roupas protetoras, por exemplo aventais, luvas de borracha, sapatilhas, folhas e sacos de papel ou plástico, revestimentos de pisos e paredes, lenços de papel, toalhas, peças metálicas, vidros, ferramentas e equipamentos.

Os rejeitos sólidos podem também incluir vários rejeitos provenientes de processos, por exemplo cartuchos de filtros, resinas exauridas e lamas de sistemas de tratamento de efluentes. Carcaças de animais e fontes seladas provenientes de atividades biomédicas, industriais e pesquisas representam outras formas comuns de rejeitos sólidos.

### 2.2.2 Classificação radiológica

A classificação radiológica de rejeitos sólidos abrange a aplicação do conceito "de minimis" na classificação para a deposição e na classificação para a manipulação e tratamento.

Conforme já foi discutido no §2.1 por enquanto a aplicação do conceito "de minimis" depende de cada país. As autoridades nacionais podem considerar dentro destes critérios os:

- rejeitos sólidos combustíveis com concentrações baixas de uma gama ampla de radioisótopos com meias-vidas diferentes;
- rejeitos sólidos combustíveis contaminados com emissores beta-gama de atividade baixa ou meias-vidas de poucos meses ou menos;
- rejeitos sólidos não combustíveis nos quais a radioatividade presente caracterize-se por lixiviação baixa,



meia-vida curta, radiotoxicidade baixa ou a combinação destas.

Esses rejeitos podem ser provenientes de atividades, por exemplo produção de radioisótopos, centros de pesquisas, medicina, centrais nucleares etc.

Como ainda não existe um consenso sobre o critério "de minimis" pode-se citar como exemplo os limites<sup>(2)</sup> adotados na Inglaterra: 0,37 Bq/g ( $10^{-5}$   $\mu$ Ci/g) para uma deposição não controlada ao passo que rejeitos com 0,37 MBq/g ( $10$   $\mu$ Ci) por 0,1 m<sup>2</sup> e 37 kBq (1  $\mu$ Ci) por item, excluindo-se os emissores alfa e o <sup>90</sup>Sr, são aceitos no lixo comum. Aqueles rejeitos são de nível muito baixo e são gerados em aplicações de radioisótopos na medicina nuclear.

No Canadá, na ONTARIO HYDRO'S BRUCE NUCLEAR POWER DEVELOPMENT<sup>(4)</sup> por exemplo, a distinção entre material contaminado do não contaminado, se faz com o auxílio de um detector portátil tipo Geiger-Müller. Quando o nível de radiação por recipiente ultrapassar 20.000 contagens/min o material retorna para a unidade de tratamento. Abaixo disso ele é manipulado como material não radioativo.

A classificação radiológica com vistas à deposição final para rejeitos sólidos de nível baixo e intermediário mostra que a característica mais importante é a concentração de radionuclídeos emissores alfa. Por exemplo o <sup>252</sup>Cf e o <sup>241</sup>Am, usados em aplicações industriais, ou outros rejeitos contaminados com emissores alfa, gerados no ciclo do combustível ou atividade de pesquisa, são classificados como rejeitos com transurânicos, TRU, por exemplo rejeitos provenientes de reprocessamento de combustíveis nucleares. Em geral, rejeitos com um conteúdo de actinídeos acima de 0,37 - 3,7 kBq/g (10 - 100 nCi/g) não são depositados na subsuperfície<sup>(5)</sup>. A Tabela III resume os limites superiores de concentrações para emissores alfa, possíveis de serem depositados na subsuperfície, práticas adotadas na Inglaterra, França e Estados Unidos. Os rejeitos com concentrações de transurânicos acima daqueles limites, são depositados em formações geológicas (minas, cavernas rochosas etc).

Além dos limites aplicados aos emissores alfa, existem procedimentos semelhantes para os emissores beta-gama, considerando-se a concentração da atividade, meia-vida dos radionuclídeos, radiotoxicidade e qualidade dos rejeitos. A Figura 2 ilustra os regulamentos usados nos Estados Unidos onde se observa a divisão dos rejeitos com radionuclídeos de meia-vida curta em três classes e os limites para os radionuclídeos de meias-vidas curta e longa.

A classificação radiológica, para os rejeitos radioativos que serão manipulados e tratados, e para aqueles

Tabela III - Limites superiores para emissores alfa, para deposição sub-superficial<sup>(4)</sup>.

| País                      | Concentração alfa                                 | Observações  |
|---------------------------|---|--|
| Estados Unidos da América | 3,7 kBq/g (100 nCi/g)                             | Oito locais de deposição em operação ; aceitação de embalados tipo D (5)   |
| França                    | 3,7 GBq/t (0,1 Ci/t)                              | Local: La Manche; média de 0,37 GBq/t (0,01 Ci/t) para o local de deposição ; aceitação especial até 18,5 GBq/t (0,5 Ci/t) |
| Inglaterra                | 0,74 GBq/m <sup>3</sup> (0,02 Ci/m <sup>3</sup> ) | Local: Drigg; média diária   |

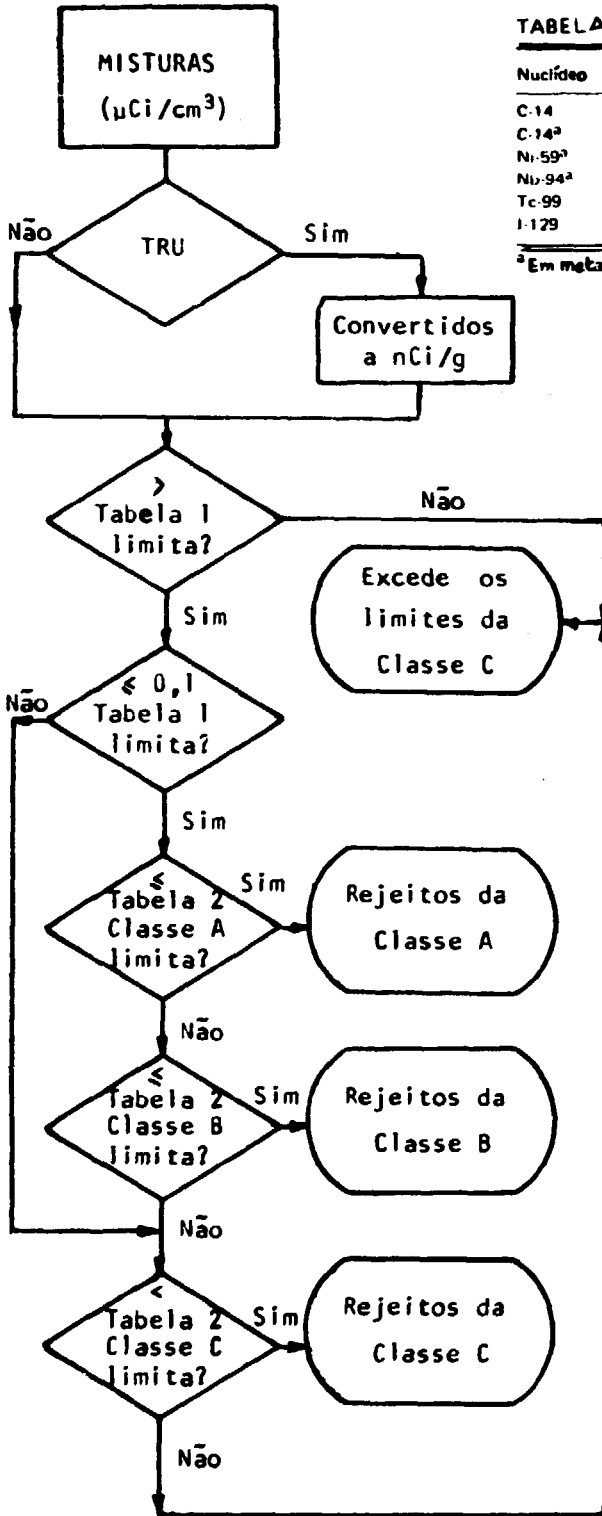


TABELA 1 - Limites para radionuclídeos de  $t_{1/2}$  longa

| Nuclídeo           | Ci/m <sup>3</sup> | Nuclídeo              | nCi/g  |
|--------------------|-------------------|-----------------------|--------|
| C-14               | 8                 | TRU( $t_{1/2} > 5a$ ) | 100    |
| C-14 <sup>a</sup>  | 80                | Pu-241                | 3 500  |
| Ni-59 <sup>a</sup> | 220               | Cm-242                | 20 000 |
| Nb-94 <sup>a</sup> | 0.2               |                       |        |
| Tc-99              | 3                 |                       |        |
| I-129              | 0.08              |                       |        |

<sup>a</sup> Em metal ativado

TABELA 2 - Radionuclídeos de  $t_{1/2}$  curta.

| Nuclídeo                  | Ci/m <sup>3</sup> |
|---------------------------|-------------------|
| <b>Classe A - Limites</b> |                   |
| $t_{1/2} < 5a$            | 700 <sup>a</sup>  |
| H-3                       | 40                |
| Co-60                     | 700               |
| Ni-63                     | 3.5               |
| Ni-63 <sup>b</sup>        | 35                |
| Sr-90                     | 0.04              |
| Cs-137                    | 1                 |
| <b>Classe B - Limites</b> |                   |
| Ni-63                     | 70                |
| Ni-63 <sup>b</sup>        | 700               |
| Sr-90                     | 150               |
| Cs-137                    | 44                |
| <b>Classe C - Limites</b> |                   |
| Ni-63                     | 700               |
| Ni-63 <sup>b</sup>        | 7000              |
| Sr-90                     | 7000              |
| Cs-137                    | 4800              |

<sup>a</sup> Total de todos os nuclídeos com  $t_{1/2} < 5a$

<sup>b</sup> Em metal ativado

Figura 2 - Classificação de rejeitos radioativos (4,5) conforme os regulamentos da Comissão de Regulamentação Nuclear dos Estados Unidos da América .

rejeitos que contenham elementos transurânicos, determina certos níveis de dose.

Para a manipulação direta de rejeitos recomenda-se um limite superior para a taxa de dose entre 1 e 2 mSv/h (100 e 200 mrem/h) quando o operador estiver trabalhando sem blindagem. Se os níveis excederem os limites citados é necessário usar blindagem ou manipulá-los à distância.

Para a manipulação de rejeitos contendo emissores alfa é necessária a utilização de práticas específicas tendo em vista a radiotoxicidade alta. Recomenda-se a utilização de caixa de luvas e recipientes estanques.

Quando a composição isotópica é desconhecida e/ou quando é possível colher amostras representativas de rejeitos sólidos, são usados os sistemas de espectrometria gama para determinar a atividade e os radionuclídeos presentes. As energias da radiação gama são medidas utilizando-se um analisador multicanal associado a um detector tipo Ge(Li) ou NaI(Tl), permitindo a identificação e determinação da concentração dos radionuclídeos presentes.

Nos sólidos contaminados costuma-se medir a contaminação superficial com instrumentos de leitura direta para emissões alfa, beta ou gama.

### 2.2.3 Classificação físico-química

Como já foi visto no § 2.2.1 a classificação dos rejeitos sólidos em combustíveis e não combustíveis, visa basicamente o processo de redução de volume que pode ser executado através da incineração, compactação etc. Cada tipo terá um processo específico de redução de volume. Supondo que nos rejeitos sólidos recolhidos e classificados como combustíveis observe-se a presença de PVC (cloreto de polivinil), o rejeito não deverá ser incinerado porque a presença de cloretos causa a corrosão no sistema de filtros, e mesmo na câmara de combustão reduzindo assim a vida útil do incinerador. Desta forma, todos os rejeitos contendo PVC deverão ser classificados como não combustíveis a não ser que o sistema de filtros do incinerador seja adequado.

Os rejeitos radioativos provenientes de aplicações médicas e de universidades podem apresentar riscos mais significativos quanto ao conteúdo de materiais biológicos, patogênicos ou infecciosos do que propriamente radioativos. Devem pois ser tratados de forma apropriada.

## 2.3 REDUÇÃO DE VOLUME

Dentre aqueles rejeitos radioativos sólidos de níveis baixo e intermediário, que podem ser embalados para futura manipulação, existem aqueles que precisam ser reduzidos em volume para viabilizar economicamente o processo de embalagem para transporte bem como para facilitar o tratamento subsequente. Para tanto é necessário estabelecer o tipo de embalagem a ser utilizado. Geralmente são usados tambores de 200 L que podem ser reutilizados em operações de transporte ou usados como recipientes primários.

O pré-tratamento de rejeitos sólidos, usando-se a técnica de redução de volume, tem a vantagem de reduzir o volume de peças, a ponto de facilitar a manipulação e embalagem bem como o tratamento posterior. As desvantagens observadas no processo são a manipulação adicional dos rejeitos. Questiona-se também o aspecto econômico, a instalação em uma infra-estrutura nuclear como um todo, a influência da estocagem e o modo de se armazenar os rejeitos.

O diagrama da Figura 3 mostra os passos mais comuns na decisão das ações de redução de volume.

### 2.3.1 Desmantelamento

Aqueles rejeitos de transporte difícil por serem de grande porte necessitam ser fragmentados. Esta operação envolve praticamente as mesmas técnicas usadas na manutenção de equipamentos ou de instalações. As peças têm de ser reduzidas a pedaços pequenos factíveis de serem manipuladas posteriormente. Estas operações de desmanche podem ser feitas no local ou em instalações próprias para tratamento de rejeitos.

Normalmente os passos do fracionamento envolvem a desmontagem, o corte etc. Nas operações de fragmentação podem ser usadas, por exemplo, a chama de gás oxiacetileno, arco voltaico, serras, discos abrasivos etc.

A redução de volume por dismantelamento pode ser feita em celas por controle remoto, a seco ou usando-se água, em áreas de tratamento ou descontaminação. A fragmentação de rejeitos de nível intermediário deve ser feita em locais com blindagem adequada.

A Tabela IV dá exemplos de equipamentos usados nas operações de dismantelamento.

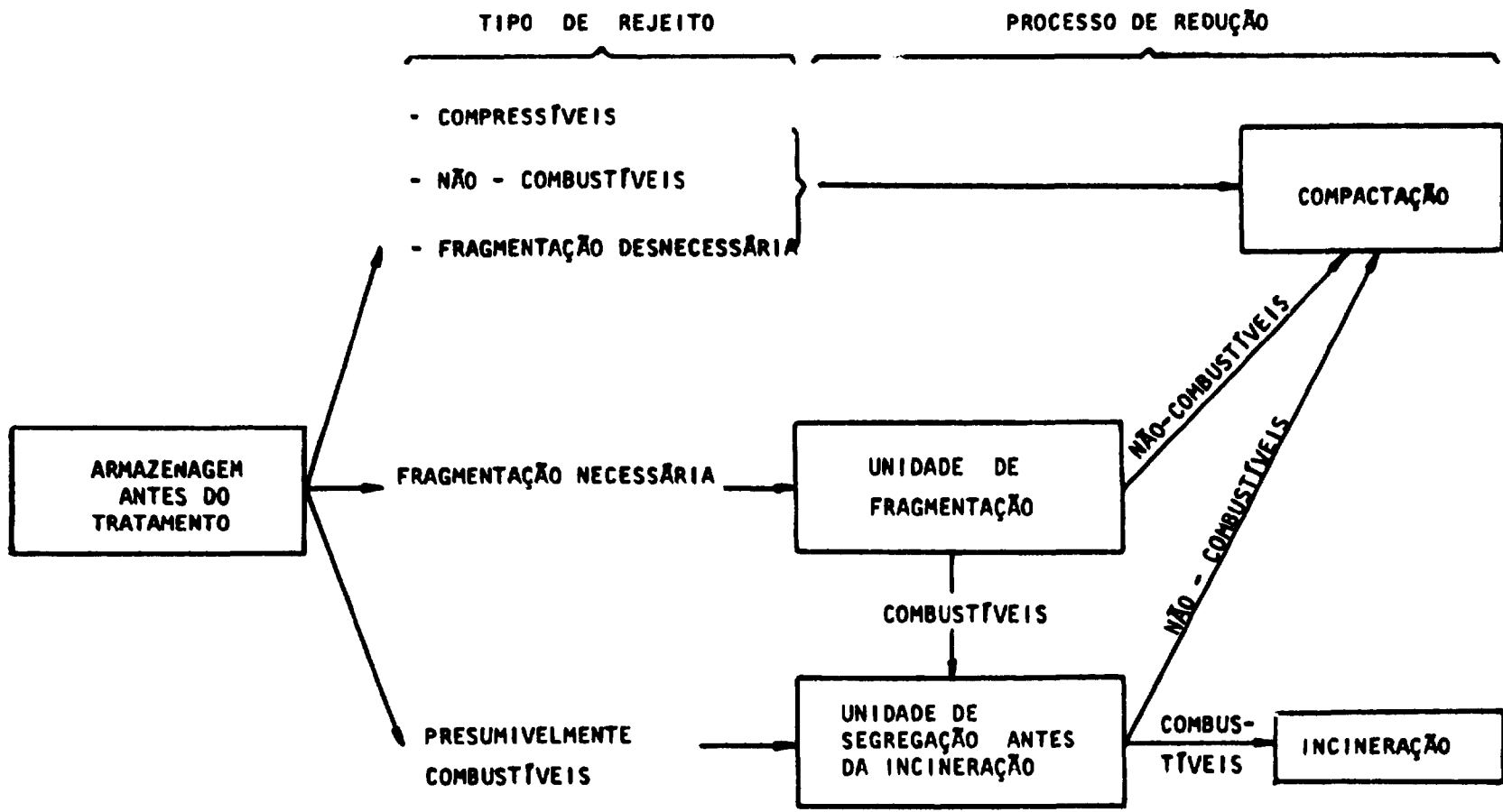


Figura 3 - Esquema geral da classificação visando a redução de volume de rejeitos radioativos sólidos<sup>(6)</sup>.

Tabela IV - Equipamentos usados em dismantelamentos de rejeitos sólidos.

| Equipamento                                     | Tipo   | Destino   | Efeitos secundários   |
|---|--|---|---|
| Serras circulares, discos com abrasivos         | fixo<br>portátil                                   | objetos grossos<br>metais, madeiras,<br>plásticos, fibras | faíscas, aerossóis<br>faíscas, aerossóis,<br>fragmentos finos |
| Serras recíprocas                               | fixo<br>veloc. baixa                               | metais com seções < 20 cm                                 | aerossóis (vol. pequeno)                                      |
| Oxiacetileno                                    | portátil   | metais de dimensões grandes                               | aerossóis, perigo de fogo em materiais combustíveis           |
| Arco voltaico                                   | portátil   | objetos finos (mm)  |   |
| Tesouras (podem ser usadas sob imersão em água) | acionadas por dispositivo hidráulico ou pneumático | tubos até 10cm de diâmetro barras com poucos centímetros  | desgaste rápido de lâminas                                    |

Existem casos em que o uso de capelas não é possível por causa do tamanho das peças. Por isso, nesses casos os operadores usam roupas pressurizadas e trabalham em salas especificamente preparadas para essa finalidade.

### 2.3.2 Retalhamento

A fragmentação se aplica a rejeitos segregados por tamanho e não pelo tipo de contaminação. O equipamento de fragmentação é geralmente instalado em unidades fixas e usado para propósitos diferentes. Pode ser aplicado também em plásticos (Harwell - Inglaterra), refugos (Hanford - USA), recipientes para cintiladores (Petten - Netherlands), metais (Saclay - France).

Os rejeitos resultantes da fragmentação por retalhamento são tratados por compactação, combustão ou imobilização.

Existem operações de redução de volume, antes do processo de compactação, tais como cortes e pulverizações. A técnica de fragmentar rejeitos é geralmente usada com vidros, cerâmica, concretos etc. Reduz-se o volume e aumenta-se a densidade aparente. Todos os tipos de moinhos e trituradores podem ser usados nestes casos. Fragmentadores do tipo lâmina ou martelo são usados para reduzir o volume dos plásticos, roupas, vidros ou cerâmicas.

Os rejeitos reduzidos a fragmentos pequenos são então tratados conforme a tecnologia escolhida. As técnicas descritas podem ser aplicadas antes da incineração de rejeitos combustíveis e também em rejeitos não combustíveis e não compactáveis.

Os rejeitos contaminados com emissores alfa são normalmente fragmentados utilizando-se equipamentos criogênicos. A peça é esfriada entre  $-150^{\circ}\text{C}$  e  $-190^{\circ}\text{C}$  com nitrogênio líquido e logo em seguida retalhada com equipamento apropriado.

### 2.3.3 Pré-compactação

Existem sistemas de compactação leve que podem ser usados em sólidos compressíveis (e combustíveis) que facilitam a embalagem e o transporte do rejeito para a instalação de tratamento onde se aplicam a incineração ou compactação. Normalmente a carga aplicada na pré-compactação é de aproximadamente 5 a  $50\text{ kgf/cm}^2$  (490 a 4900 kPa).

Os recipientes onde se processa a pré-compactação são geralmente tambores de 200 L. As peças podem ser reduzidas entre quatro a cinco vezes o volume inicial e embaladas em sacos plásticos resistentes.

O equipamento de pré-compactação deve possuir um sistema de exaustão.

## 2.4 DESCONTAMINAÇÃO

### 2.4.1 Características gerais

A descontaminação é um processo de limpeza de objetos, peças, equipamentos ou instalações que tenham sido contaminados por contacto com materiais radioativos. O processo de descontaminação permite remover ou reduzir os níveis dessa contaminação.

As operações de descontaminação ocorrem basicamente pelas razões seguintes:



- reduzir os níveis de radiação para que os operadores em qualquer uma das linhas de tratamento não sejam submetidos a riscos acima daqueles permitidos pela Proteção Radiológica;
- reduzir a contaminação até níveis que permitam tratar os rejeitos como rejeitos de nível baixo;
- eliminar ou reduzir a contaminação em situações de rotina ou de manutenção;
- permitir a reutilização de material de interesse.

Os limites máximos de contaminação de superfícies são geralmente mantidos em  $0,37 \text{ Bq/cm}^2$  ( $10^{-6} \mu\text{Ci/cm}^2$ ) para emissores alfa e de  $3,7 \text{ Bq/cm}^2$  ( $10^{-4} \mu\text{Ci/cm}^2$ ) para emissores beta-gama. Estes limites são baseados nos limites dos equivalentes de dose. Todos os materiais contaminados e abaixo dos limites citados podem sair das áreas controladas. Porém, os limites para as contaminações superficiais variam dependendo das áreas onde os materiais são manipulados. Assim, em áreas controladas, monitoradas ou livres, costuma-se adotar os valores da Tabela V.

Tabela V - Limites de contaminação superficial nas diversas áreas de uma instalação nuclear<sup>(7)</sup>.

| Tipo de emissão   | áreas controladas  | áreas monitoradas (materiais, roupas)                     | áreas livres (materiais, roupas)                           |
|---|--|---|--|
| emissores $\alpha$ com nível máximo de $10^{-7} \text{ Ci}$ | $3,7 \text{ Bq/cm}^2$<br>( $10^{-4} \mu\text{Ci/cm}^2$ ) | $0,37 \text{ Bq/cm}^2$<br>( $10^{-5} \mu\text{Ci/cm}^2$ ) | $0,037 \text{ Bq/cm}^2$<br>( $10^{-6} \mu\text{Ci/cm}^2$ ) |
| outros radionuclídeos emissores $\beta, \gamma$             | $37 \text{ Bq/cm}^2$<br>( $10^{-3} \mu\text{Ci/cm}^2$ )  | $3,7 \text{ Bq/cm}^2$<br>( $10^{-4} \mu\text{Ci/cm}^2$ )  | $0,37 \text{ Bq/cm}^2$<br>( $10^{-5} \mu\text{Ci/cm}^2$ )  |
| $1 \text{ Bq} = 27 \times 10^{-3} \text{ nCi}$              |  | $1 \mu\text{Ci} = 37 \times 10^3 \text{ Bq}$              |  |

No caso de práticas de descontaminação em rejeitos radioativos sólidos são adotados certos limites acima dos quais as operações de descontaminação são evitadas e só serão feitas em materiais que necessitam de reparos fora das áreas controladas ou que sejam de reposição muito difícil. As limitações estão em  $0,037$  a  $0,37 \text{ Bq/cm}^2$

( $10^{-6}$  a  $10^{-8}$   $\mu\text{Ci}/\text{cm}^2$ ) para emissores alfa e 0,37 a 3,7  $\text{Bq}/\text{cm}^2$  ( $10^{-8}$  a  $10^{-6}$   $\mu\text{Ci}/\text{cm}^2$ ) para emissores beta e/ou gama.

Todas as ações do processo de descontaminação devem ser analisadas em função do custo/benefício assim como dos fatores de descontaminação que possam ser atingidos e das doses de radiação envolvidas. O fator de descontaminação, FD, é definido como a razão entre o nível de radiação inicial (atividade inicial), do material contaminado, e o nível de radiação final (atividade residual) após o processo de descontaminação.

Ao se decidir que um material será descontaminado é necessário observar a natureza química, física e radioquímica do contaminante e a composição do substrato e o tipo de superfície:

Os contaminantes podem ser classificados em solúveis (iônicos), particulados e coloidais.

- os do tipo iônico ficam presos à superfície por adsorção física ou por troca iônica nos não metais;
- os do tipo aniônico não são adsorvidos na superfície por causa da repulsão mútua entre o contaminante e as espécies negativas da superfície. Porém, a maioria dos produtos de fissão e os radionuclídeos de natureza pesada comportam-se de forma oposta, isto é, os cátions simples são atraídos pelas superfícies ácidas, sob condições favoráveis (concentrações baixas), e os cátions polivalentes são adsorvidos;
- as espécies do tipo particulado ou os colóides, podem ser adsorvidos nas superfícies por deposição.

É importante, antes de decidir sobre o melhor processo de descontaminação, que se analisem as questões seguintes:

- o contaminante é do tipo inorgânico?;
- se é do tipo orgânico, é de remoção fácil?;
- é particulado?, é líquido?;
- a camada do substrato atingida é profunda?;
- de que material é feito o substrato? (vidro, plástico, metal, concreto etc);
- a superfície do substrato é lisa?, é rugosa?;
- o substrato é poroso? etc.

Os processos de descontaminação são subdivididos em operações mecânicas, químicas e mistas. As operações mecânicas compreendem limpeza com ultra-som, vibração, por jatos de água ou vapor, jatos de areia etc. Os processos químicos englobam os procedimentos de lavagem ou ataque com

ou sem imersão da peça usando soluções fraca ou fortemente concentradas.

Entre os produtos encontrados comercialmente estão os detergentes que são misturas de: detergente sintético ou agente secante, polifosfato de sódio (agente complexante para Ca e Mg em água com alta quantidade de Ca), carboxil-metil-celulose (elemento de suspensão que impede a re-deposição) e traços de EDTA (ácido tetra-acético-diamine-etileno e que complexa os cátions radioativos e segura-os na solução). O uso de detergentes em polímeros pode causar fissuras. Os ácidos minerais são muito usados mas devem ser aplicados com cuidado para não causar danos ao substrato. O mesmo ocorre com o ácido hidrolórico que pode decapar a superfície.

Os materiais a serem descontaminados podem variar desde caixas com luvas, gabinetes selados até objetos pequenos e médios, por exemplo ferramentas, peças de equipamentos, refugos etc. As edificações também podem ser descontaminadas.

#### 2.4.2 Técnicas de descontaminação

A descontaminação mecânica pode ser feita com o auxílio de jatos de areia, desgaste com metais, com ou sem água como carregador, jatos de água ou vapor etc.

Nas limpezas com jatos de água as pressões podem atingir até  $800 \text{ kg/cm}^2$  (58,8 MPa). Em componentes de reatores ou tanques, a França utiliza o processo chamado "Hyperbar" onde as pressões são muito altas. A utilização de água diminui o problema do tratamento de rejeitos secundários originados na fase de descontaminação.

Quando são usados jatos com materiais abrasivos ocorre o inconveniente de se contaminar o ambiente com as partículas em suspensão quando não se usa água como carregador.

A Tabela VI mostra alguns dos métodos de descontaminação mecânica mais usados.

Os métodos químicos são frequentemente usados em peças de pequeno porte. Parte ou o objeto como um todo é imerso em banho químico contendo reagentes, por exemplo ácido fosfórico, ácido nítrico, ácido cítrico, agentes oxidantes ou redutores, detergentes complexantes ou tintas decapantes. Pode-se utilizar materiais como o ácido oxálico, permanganato cáustico, produtos à base de fosfatos, detergentes de lavanderias, agentes de limpeza à base de cloro etc.

Os banhos de imersão são geralmente feitos a quente e as peças mantidas sob constante movimento. Os banhos são tratados como ejetos líquidos.

Além dos banhos de imersão a descontaminação química pode ser feita com equipamento de lavagem ou fusão.

Tabela VI - Exemplos de descontaminação mecânica.

| Método                 | Outros elementos auxiliares   | Destino  | Efeitos secundários                                    |
|------------------------|---|--|--|
| jatos de água ou vapor | pressões até 1000kg/cm .Podem ser usados detergentes, solventes ou reagentes químicos | superfícies grandes e equipamentos                 | -  |
| abrasão                | água e ou ar com partículas sólidas(vidro, areia de quartzo, carborundum)             | equipamentos pequenos e médios                     | gera muitos rejeitos secundários                       |
| trituração corte       | bombas pneumáticas ou de vácuo  | materiais grandes, paredes, pisos, tetos           | efeito destrutivo que gera muitos rejeitos secundários |
| limpeza à vácuo        | tambores entre o sistema de vácuo e o de limpeza                                      | contaminações fracamente ligadas em peças pequenas | -  |

A Tabela VII mostra os tipos de descontaminações químicas mais comuns.

#### 2.4.3 Avaliação das experiências

As técnicas de descontaminação recorrem a procedimentos encontrados comercialmente e muito usados na indústria entre outros, tanques ventilados para imersão, gabinetes para abrasão, papéis absorvedores, equipamentos para lançamento de jatos, limpadores a vácuo, fornos para fusão, escovas com operação mecânica ou manual etc.

Em diversos países do mundo<sup>2</sup> as instalações de descontaminação são adaptadas ao tipo de contaminantes, tipos de peças ou equipamentos e a experiência ao longo do tempo.

Tabela VII - Descontaminações químicas mais comuns.

| Forma de descontaminar                      | Agentes  | Destino   | Efeitos secundários                                     |
|---|--|---|---|
| Banho químico                               | ácidos, detergentes etc                              | peças pequenas  | geração de rejeitos líquidos secundários                |
| Com equipamento de lavagem.                 | ácidos, detergentes etc, na forma de gel ou diluídos | componentes de circuitos, serpentinas etc, equipamentos com superfícies grandes | idem  |
| Uso de agentes químicos e métodos mecânicos | idem   | equipamentos de porte pequeno   | idem  |
| Fusão (processo metalúrgico)                | agentes concentrantes temperaturas altas             | peças de porte médio e pequeno  | necessidade de sistema de exaustão para gases e vapores |

A descontaminação por técnicas mecânicas, tem a vantagem de não produzir rejeitos líquidos secundários e pode ser usada em caixas com luvas para remover a contaminação localizada e, se for possível, usar trituradores ou métodos afins. As desvantagens observadas são a produção de poeira, que deve ser filtrada causando um aumento do volume de rejeitos (filtros), e a mudança das dimensões do objeto descontaminado.

As técnicas químicas têm a vantagem de dispor de uma

ampla gama de reagentes. As descontaminações por imersão são fáceis, pode-se atingir áreas diminutas e se for usado um reagente na forma de gel pode-se descontaminar superfícies verticais e tetos, bem como usar tempos longos de contacto entre os agentes químicos e a peça manipulada. As desvantagens dos métodos são a produção de rejeitos líquidos complexos, corrosivos e que necessitam, de tratamentos especiais. Outros senões surgem quando as peças são reutilizadas e não podem ter suas dimensões muito alteradas. Finalmente a desvantagem de se usar descontaminantes orgânicos é de correr-se o risco de combustão.

As vantagens da utilização de equipamentos com jatos de água ou de vapores são: poder usar pressões variáveis, reduzir a quantidade de rejeitos líquidos, poder substituir os banhos de imersão. Esses equipamentos são portáteis e podem ser usados para descontaminações nos locais onde são gerados os rejeitos e porque produzem poucos resíduos quando se usa água destilada. As desvantagens estão nos riscos da manipulação; pode-se provocar contaminações secundárias ocasionadas por espirros de água, e os operadores devem ser experientes.

As técnicas de descontaminação a vácuo apresentam as vantagens seguintes: podem ser usadas com máquinas portáteis, são de operação simples e relativamente segura e porque pode-se resguardar a unidade de vácuo de possíveis descontaminações. As desvantagens são: possíveis contaminações do ar ambiental, dependem da perícia dos operadores, embora úteis são aplicáveis para contaminações fracamente aderidas.

A prática da fusão tem como vantagens a redução de volume e de deixar o rejeito pronto para a deposição. As desvantagens são as de se usar processos de temperaturas altas, equipamento refinado e sistema de exaustão complicado.

Sabe-se que com o passar do tempo as aplicações nucleares geram rejeitos cada vez mais diversificados em tipo e tamanho, por isso estão sendo pesquisadas outras técnicas e equipamentos de descontaminação como: limpeza com ultra-som, com chama, uso de cortadores tipo plasma, técnicas de laser, uso de faíscas de alta-voltagem etc.

## 2.5 EMBALAGEM

Um dos recursos do pré-tratamento é a embalagem dos rejeitos radioativos sólidos servir para manipulação, transporte interno, tratamento futuro ou condicionamento, bem como para a deposição final.

Quando se embala os rejeitos deve-se observar as normas de transporte<sup>(\*)</sup> e os critérios durante o tratamento e deposição, aliados aos padrões de radioproteção.

Os rejeitos classificados como combustíveis são coletados na origem em sacos plásticos (PVC ou polietileno) com paredes de 0,1 a 0,2 mm de espessura e capacidade útil entre 15 e 50 L identificados com o símbolo de radioatividade.

Os rejeitos não combustíveis de nível baixo e de porte pequeno são coletados como compressíveis ou não compressíveis em caixas de papelão com capacidades que variam entre 20 e 50 L ou 100 e 200 L dependendo dos volumes de rejeitos gerados em cada local.

As carcaças de animais são isoladas em sacos plásticos e mantidas sob refrigeração antes do tratamento.

Os filtros tipo HEPA são normalmente embalados em sacos plásticos selados, especialmente se contêm emissores alfa. Como embalagem extra podem ser usadas caixas de papelão. É comum a prática de embalar rejeitos provenientes da caixa com luvas com sacos plásticos duplos ou triplos.

Aqueles objetos muito volumosos, classificados como rejeitos de nível baixo, podem ser embalados em tambores de 200 L, caixas de papelão ou engradados de madeira.

Os equipamentos contaminados que necessitam de transporte até as áreas de pré-tratamento recebem camadas de soluções plastificantes com o auxílio de pulverizadores, para evitar a dispersão da contaminação fracamente ligada a superfície.

Os rejeitos de nível intermediário normalmente são embalados em recipientes blindados por causa dos níveis de radiação. Nestes casos é comum a manipulação por controle remoto.

Quando se deve ter cuidados especiais com rejeitos sólidos a serem transportados as características radiológicas são de grande importância. De acordo com essas características os embalados são classificados nas categorias<sup>(\*)</sup>: atividade específica baixa, sólidos de nível baixo, embalado tipo A, embalados do tipo B e tipo especial.

## 2.6 ARMAZENAGEM

A prática de armazenagem como pré-tratamento objetiva o decaimento dos elementos radioativos no rejeito, diminui o acúmulo em embalagens para o transporte local e permite que

as decisões à respeito das opções para o gerenciamento dos rejeitos possam ser dadas em prazos mais longos.

#### 2.6.1 Armazenagem para decaimento

A maior parte dos rejeitos radioativos sólidos gerados contém quantidades pequenas de radionuclídeos de meia-vida curta. Deste modo durante a armazenagem ocorre o decaimento desses radionuclídeos até níveis que permitam classificar esses rejeitos como de nível muito baixo ou até inativos. Neste último caso, conforme as leis municipais de cada localidade, podem ser eliminados no lixo comum. Como exemplo típico pode-se citar rejeitos de nível baixo provenientes de aplicações médicas onde o contaminante seja o  $^{125}\text{I}$  com meia-vida de 60,1 dias ou o  $^{131}\text{I}$  com meia-vida de 8 dias.

É comum deixar os rejeitos estocados por um ou dois anos até o decaimento de no mínimo dez meias-vidas. Para isso usam-se locais de tamanho e proteção adequados. Como exemplo, pode-se citar alguns rejeitos de reatores contendo  $^{60}\text{Co}$ . Um ano de armazenagem reduz os níveis de radiação destes rejeitos, transformando-os em rejeitos de nível baixo.

Para rejeitos de nível intermediário a armazenagem viabiliza a manipulação nas operações de transporte e pré-tratamento. Neste caso a armazenagem é feita preferencialmente no próprio local de origem dos rejeitos.

#### 2.6.2 Armazenagem temporária

A armazenagem temporária, antes do tratamento de rejeitos de níveis intermediário e baixo, costuma ser feita em instalações localizadas em galpões, áreas controladas pela Proteção Radiológica local, com blindagens e proteções apropriadas a cada caso.

### 3. TRATAMENTO DE REJEITOS RADIOATIVOS SÓLIDOS

Se os rejeitos radioativos, durante o pré-tratamento, não são selecionados para o processo de descontaminação, seguem para o tratamento por compactação, ou combustão para eventual imobilização posterior.

#### 3.1 COMPACTAÇÃO

A compactação, que resulta na redução de volume, é aplicada a rejeitos sólidos de nível baixo bem como aqueles contaminados com emissores alfa que não podem ser incinerados. Um exemplo de compactador pode ser visto na Figura 4. A compactação também pode ser feita em rejeitos de nível intermediário mas em unidades blindadas e munidas de



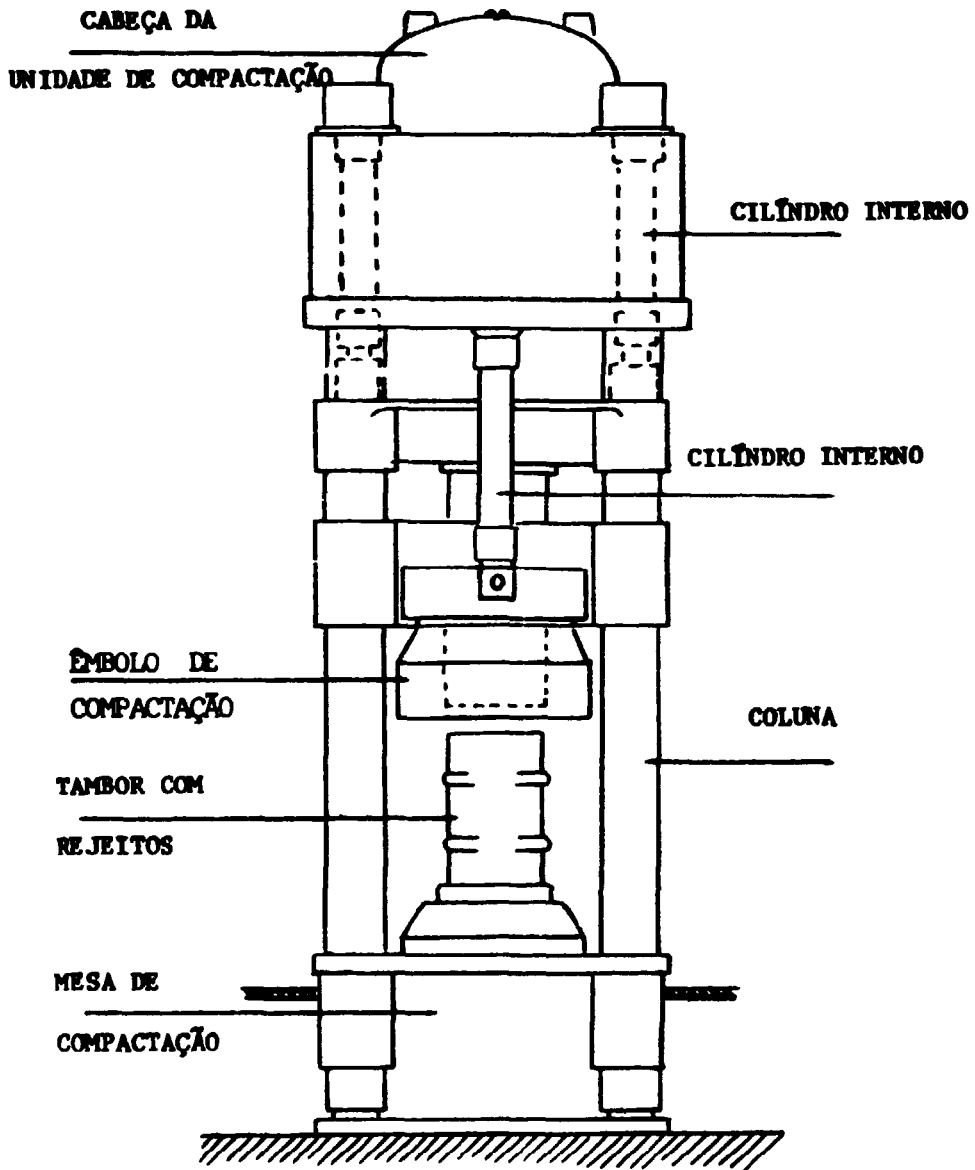


Figura 4 - Compactador hidráulico usado em Petten-Holanda, com uma capacidade de 1500 t<sup>(2)</sup>.

controles remotos. A redução de volume inicial pode atingir tipicamente fatores de três a dez.

Em instalações nucleares a maior parte dos rejeitos sólidos compactáveis é composta de vidraria, papéis, plásticos, peças metálicas pequenas etc. Aquelos itens mais problemáticos de serem compactados são os materiais de desmonte de equipamentos, solos, concretos e outros.

A compactação, como um método de tratamento também deve ser analisada quanto a possibilidade de se atingir um fator de redução maior possível. Outros cuidados que devem ser observados: não compactar materiais cujo fator de redução de volume seja baixo, que possam danificar a prensa, que travem o êmbolo de compressão, não compactar agentes piróforos e sempre usar equipamentos estanques quando os rejeitos contiverem emissores alfa.

A compactação pode ser feita sob cargas baixas, menores que 100 t, considerada compactação de pressão baixa, e acima de 100 t de pressão alta.

### 3.1.1 Compactação com pressão baixa

Esta prática pode ser aplicada como etapa anterior à compactação com pressão alta, em rejeitos que devem ser embalados para transporte ou levados a estação de tratamento.

A operação resulta na redução de volume de sacos com rejeitos ou refugos em tambores de 200 L ou em recipientes mais específicos.

### 3.1.2 Compactação com pressão alta

Esta compactação, cuja pressão aplicada excede 100 t, reduz o volume dos rejeitos sólidos até uma densidade adequada para armazenagem temporária ou o condicionamento antes da deposição final. Normalmente atinge-se condições ótimas de compactação quando se elimina os vazios ao máximo. Se a embalagem, onde se tenha colocado os rejeitos compactados, for definitiva é usual condicionar estes rejeitos immobilizando-os com concreto, betume ou metais fundidos.

A Tabela VIII exemplifica algumas instalações de compactação com pressão baixa ou alta localizadas nos Estados Unidos, Europa e Oriente.

A compactação de rejeitos radioativos sólidos tem-se mostrado efetiva na redução do volume até um fator dez, dependendo da unidade de compactação e das pressões aplicadas.

Tabela VIII - Exemplo de algumas unidades de compactação, distribuição em vários continentes<sup>(2)</sup>.

| País          | Local       | Carga<br>(t) | Carga<br>(kg/cm <sup>2</sup> ) | Fator de<br>redução | Capacidade<br>inicial pa<br>ra rejeitōs | Tamanho do<br>tambor |
|---------------|-------------|--------------|--------------------------------|---------------------|---|----------------------|
| África do Sul | Pelindaba   | 6            | 4,5                            | -                   | -                                       | -                    |
| Alemanha Oc.  | Karlsruhe   | 300          | 150                            | 4:1                 | 120 m <sup>3</sup> /a                   |                      |
| Áustria       | Seibersdorf | 100          | -                              | 4 a 6:1             | -                                       | 100+200L             |
| Bélgica       | Mol         | -            | -                              | 2:1                 | -                                       | -                    |
| Canadá        | Bruce       | -            | 4,5                            | 4 a 5:1             | 4000 m <sup>3</sup> /a                  | 200L                 |
|               | Bruce       | -            | 8,5                            | 9:1                 | -                                       | caixas               |
| França        | Marcoule    | 60           | 30                             | 4:1                 | 15000 m <sup>3</sup>                    | 100L                 |
|               | La Manche   | 400          | 30                             | 3 a 5:1             | 5000 m <sup>3</sup>                     | 100+200L             |
|               | Caderache   | 250          | 40                             | 4:1                 | 1000 m <sup>3</sup>                     | 100L                 |
| Holanda       | Petten      | 90           | 56                             | 3:1                 | 5 m <sup>3</sup> /h                     | 100+200L             |
|               | Petten      | 1500         | 800                            | 10:1                | 2,5 m <sup>3</sup> /h                   | 100L                 |
| Índia         | Trombay     | 5            | -                              | 5:1                 | -                                       | -                    |
| Itália        | Ispra       | 50           | 71                             | 5:1                 | -                                       | 50L                  |
|               | Camen-Pisa  | 20           | -                              | 4:1                 | -                                       | 580L                 |
| Japão         | Tokai-Mura  | -            | -                              | 5:1                 | -                                       | -                    |
| Noruega       | Kjeller     | 5            | 2                              | 5:1                 | -                                       | 200L                 |

cont...

| País                         | Local       | Carga<br>(t) | Carga<br>(kg/cm <sup>2</sup> ) | Fator de<br>redução | Capacidade<br>inicial pa-<br>re rejeitos | Tamanho do<br>tambor |
|------------------------------|-------------|--------------|--------------------------------|---------------------|--|----------------------|
| Reino Unido                  | Harwell     | 17           | -                              | 3:1                 | 750 m <sup>3</sup> /a                    | 100L                 |
|                              | Harwell     | 80           | -                              | 3 a 7:1             | 600 m <sup>3</sup> /a                    | 650L-fardos          |
|                              | Aldermaston | 10           | -                              | 3 a 5:1             | 550 m <sup>3</sup> /a                    | 100L                 |
| Estados Unidos<br>da América | Livermore   | 4,5          | 20                             | 4:1                 | -  | 200L                 |
|                              | Argonne     | -            | -                              | 4:1                 | -  | fardos               |
|                              | Oak Ridge   | -            | -                              | 9:1                 | 850 m <sup>3</sup> /a                    | 425L-fardos          |
|                              | Idaho       | 50           | -                              | 10:1                | -  | 400L-fardos          |

### 3.2 COMBUSTÃO

A combustão também é uma forma de tratamento com redução de volume permitindo que o gerenciamento subsequente de imobilização, transporte, estocagem ou mesmo deposição sejam facilitados.

Uma grande parte dos rejeitos sólidos produzidos em instalações nucleares é combustível e pode ser reduzida a volumes pequenos através da incineração. Papéis, plásticos, celulose, carcaças de animais, borrachas, latex, neoprene e certos tipos de materiais orgânicos são exemplos de rejeitos combustíveis.

Mesmo apresentando problemas como corrosão do equipamento, necessidade de sistema de absorção de gases, combustão incompleta etc, em vários países estão sendo contruídos incineradores com adequações mais modernas do sistema.

A digestão ácida é também um sistema de combustão, porém úmida, mas não tão aplicada como a incineração. O seu uso é mais limitado a rejeitos contaminados com emissores alfa.

Cada país em que esteja implantado o sistema de incineração, mantém certos limites máximos para a atividade específica dos rejeitos incineráveis. A Tabela IX mostra um exemplo de limites usados na Alemanha Ocidental, no instituto de pesquisas nucleares KfK de Karlsruhe.

#### 3.2.1 Incineração

A incineração de rejeitos radioativos é feita com a adaptação da concepção de incineradores comumente usados pelas prefeituras municipais. Os tipos variam conforme o controle de ar em excesso usado na combustão, tamanho da câmara, tipo de material combustível etc. Em cada tipo existe o local de alimentação, um sistema de ventilação, a câmara de combustão, queimadores, saídas para remoção das cinzas e um sistema de tratamento de gases.

A incineração de rejeitos combustíveis pode reduzir o volume em até 100 vezes e de 10 a 25 vezes o seu peso. O gerenciamento de rejeitos combustíveis está mostrado na Figura 5.

Os materiais devem ser analisados quanto ao seu estado físico (objetos de substrato muito denso poderão ter combustão incompleta), químico (agentes corrosivos, cloro, flúor) e o poder calorífico que delimitará a temperatura do incinerador. A taxa de combustão e a alimentação de rejeitos

Tabela IX - Condições para a aceitação de rejeitos sólidos para incineração no KfK - Alemanha Ocidental<sup>(\*)</sup>,

| Tipo de Rejeito   | Concentração máxima permitida       |               |                 |                 |  |                    |                    |                 |                             |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
|---|-------------------------------------|---------------|-----------------|-----------------|--|--------------------|--------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|--------------------|--------------------|--|--|--|--|--|-----------------------|--|--|--|--|
|   | $\alpha_{tot}$                      | $\beta_{tot}$ | Ra-226          | Th-232          | U-235  | Pu-239             | H-3                | C-14            | I-125                       | I-129           | I-131              | Pu-241             | Prod. Fissão   |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Papel, madeira, plásticos etc                                       | $5 \times 10^{10}$                  | $10^{12}$     | $5 \times 10^2$ | $5 \times 10^7$ | $1 \times 10^5$  | $1 \times 10^{10}$ | $1 \times 10^{12}$ | $1 \times 10^8$ | $1 \times 10^9$             | $1 \times 10^6$ | $1 \times 10^{11}$ | $1 \times 10^{12}$ | $1 \times 10^{11}$   |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Resinas de troca-iônica   | $5 \times 10^{10}$                  | $10^{12}$     | $5 \times 10^2$ | $5 \times 10^7$ | $1 \times 10^5$  | $1 \times 10^{10}$ | $1 \times 10^{12}$ | $1 \times 10^8$ | $1 \times 10^9$             | $1 \times 10^6$ | $1 \times 10^{11}$ | $1 \times 10^{12}$ | $1 \times 10^{11}$   |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Filtros   | $5 \times 10^{10}$                  | $10^{12}$     | $5 \times 10^2$ | $5 \times 10^7$ | $1 \times 10^5$  | $1 \times 10^{10}$ | $1 \times 10^{12}$ | $1 \times 10^8$ | $1 \times 10^9$             | $1 \times 10^6$ | $1 \times 10^{11}$ | $1 \times 10^{12}$ | $1 \times 10^{11}$   |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Tipo de Rejeito   | Conteúdo máximo por tambor de 200 L |               |                 |                 |  |                    |                    |                 |                             |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
|   | PVC                                 |               |                 |                 | PTFE   |                    |                    |                 | Borracha                    |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Papel, madeira, plásticos etc                                       | 200 g/kg de rejeito                 |               |                 |                 | 4 g/kg de rejeito  |                    |                    |                 | 400 g/kg de rejeito         |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Resinas de troca-iônica   |                                     |               |                 |                 |  |                    |                    |                 |                             |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Filtros   |                                     |               |                 |                 |  |                    |                    |                 |                             |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Embalagem interna   |                                     |               |                 |                 | Embalagem para transporte  |                    |                    |                 |                             |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Sacos de plástico, papel ou cilindros de papelão com $\phi < 40$ cm |                                     |               |                 |                 | Rejeitos com concentração $a > 1 \times 10^5$ Bq/cm <sup>3</sup> devem ter embalagem reforçada |                    |                    |                 | Tambores para resíduos      |                 |                    |                    | Tambores para resíduos e recipientes especificados pelas normas alemãs |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Sacos de polietileno  |                                     |               |                 |                 |  |                    |                    |                 | Recipientes tipo engradados |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| Taxa de dose permitida para o transporte de embalados               |                                     |               |                 |                 | Contaminação superficial permitida (Bq/cm <sup>2</sup> )                                       |                    |                    |                 |                             |                 |                    |                    |  |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| - na superfície: 2000 $\mu$ Sv/h                                    |                                     |               |                 |                 |  |                    |                    |                 | <u>Embalagem interna</u>    |                 |                    |                    | <u>Embalagem para transporte</u>                                       |  |  |  |  |                       |  |  |  |  |
| - a 1 m de distância da superfície: 100 $\mu$ Sv/h                  |                                     |               |                 |                 |  |                    |                    |                 | - emissores e               |                 |                    |                    | 3,7  |  |  |  |  | 0,37 e 0,037 respect. |  |  |  |  |
|   |                                     |               |                 |                 |  |                    |                    |                 | - outros núclídeos          |                 |                    |                    | 37   |  |  |  |  | 3,7 e 0,37 respect.   |  |  |  |  |

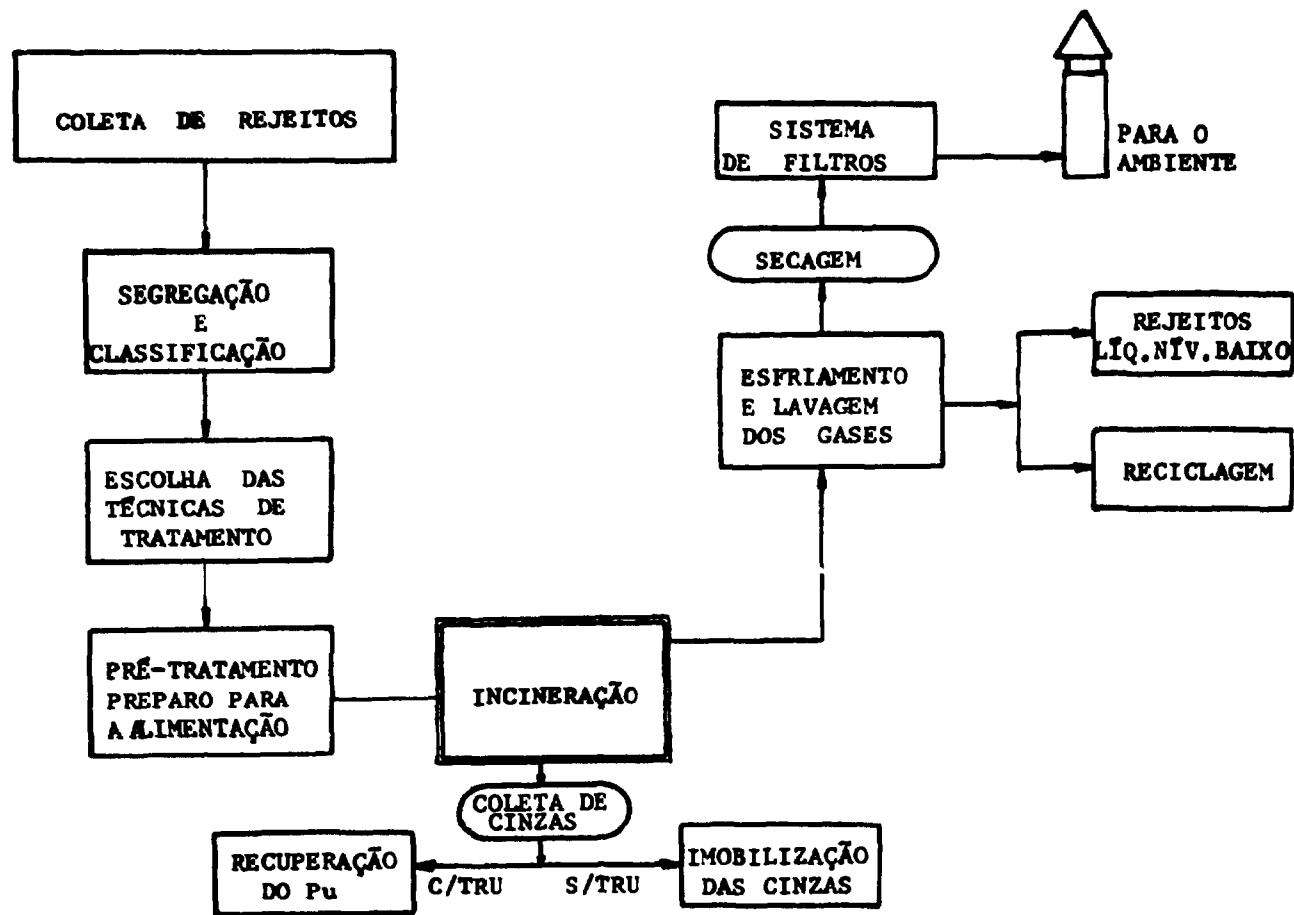


Figura 5 - Diagrama de gerenciamento de rejeitos radioativos sólidos combustíveis.

são afetados pelo poder calorífico e pelo conteúdo de umidade da peça. Por exemplo a borracha necessita de temperaturas altas para ser incinerada enquanto que a madeira temperaturas baixas.

Antes da incineração deve ocorrer a segregação dos materiais combustíveis que serão colocados em sacos de papel ou polietileno. As substâncias explosivas deverão ser excluídas do processo bem como sólidos embebidos ou molhados com agentes químicos que dêem origem a vapores corrosivos (cloretos, fluoretos e orgânicos). O sistema de filtração de gases mais resistente a estes agentes corrosivos deve ser composto por cerâmicas ou ligas de níquel, cromo e cobalto.

A segregação dos rejeitos a serem incinerados geralmente é feita de forma manual mas também pode-se usar sistemas pneumáticos. Para facilitar a acomodação dos rejeitos pode-se retalhá-los.

O controle da combustão é auxiliado por queimadores que usam propano, óleo ou gás de carvão. Deve-se lembrar no entanto que o óleo libera menos água durante a combustão mas dá origem a óxidos sulfúricos que em presença de água formam o ácido sulfúrico (corrosivo). Em alguns casos pode-se usar aquecimento elétrico no início da operação de incineração sendo desaconselhável a sua aplicação para a operação total por ser antieconômico quando se deseja atingir temperaturas muito altas.

As temperaturas na câmara de incineração devem estar entre 700 e 1100 °C para que o sistema não se danifique. Como pode acontecer que certos materiais não sejam totalmente queimados, pode-se instalar um pós-queimador cuja temperatura de operação seja de aproximadamente 1100 °C. A alimentação de oxigênio no sistema é muito importante para a regulação adequada da combustão dos materiais.

A coleta das cinzas pode ser feita em diversos pontos da unidade o que facilita a limpeza do equipamento. As cinzas poderão ser recolhidas em tambores conectados às saídas ou por intermédio de canais de drenagem onde se use água como carregador. Isto evita a contaminação do ar e facilita o condicionamento.

Os controles do sistema (bombas, queimadores, instrumentos de medida de temperatura e pressão etc) devem ser muito precisos e estar próximos à instalação.

Os métodos para tratamento de gases, numa instalação para incineração de rejeitos, são subdivididos em tratamento a seco e a quente, a seco e a frio, por filtração absoluta e por remoção de componentes especiais.



No sistema de via úmida os gases são esfriados e lavados em colunas com esferas cerâmicas ou violones. Nestes sistemas deve-se neutralizar a água antes de sua reciclagem.

Nos filtros de incineradores de temperatura alta as partículas suspensas dos gases são retidas e queimadas. Estes filtros que normalmente são feitos de materiais cerâmicos podem vir a ser danificados com o entupimento de poros ou apresentarem rachaduras pela fadiga térmica.

Pode haver filtros que necessitam de um sistema trocador de calor para o esfriamento dos gases, pois a temperatura máxima durante a operação pode chegar a 250 °C. Estes filtros podem ser substituídos com sucesso pelos do tipo eletrostático.

Quando são aplicados os filtros absolutos é necessário usar uma unidade que retem a água condensada pelo sistema.

Para a remoção de certos tipos de partículas nos gases de exaustão tem sido usado o filtro de leito granular móvel. Quando o gás atravessa esse leito, adere ao mesmo e reage quimicamente com ele dependendo do composto do leito. Para remover os elementos corrosivos do fluxo gasoso tem sido usado o carbonato de sódio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ). Quando se necessita remover o  $^{129}\text{I}$ , usa-se um composto cáustico ou absorvente impregnado com prata.

Os processos de incineração mais usados no mundo são os de: ar em excesso, ar controlado, leito fluidizado e do tipo escória. Os que estão sendo aperfeiçoados são os de: digestão ácida, fermentação biológica e fusão salina.

Os incineradores do tipo ar em excesso são os mais simples. A câmara cilíndrica recebe um excesso de ar entre 30 e 100% que regula a temperatura da câmara. Se a insuflação do ar for muito alta ocorre a diminuição da temperatura com a desvantagem de se ter cinzas em suspensão. Como as temperaturas neste sistema são geralmente mais baixas, costuma-se usar câmaras sucessivas. Na primeira se faz uma pré-combustão até 800 °C e nas câmaras subsequentes completa-se a incineração do rejeito. O intervalo de temperaturas neste tipo de incinerador é de 800 a 1100 °C.

O sistema onde a injeção de ar é controlada usa uma cadeia de câmaras. É um método mais aperfeiçoado daquele citado anteriormente. Na primeira câmara os rejeitos são queimados entre 500 e 800 °C com quantidades sub-estequiométricas de ar e são transferidos para a câmara seguinte onde são consumidos em temperaturas entre 1000 e 1500 °C. Neste sistema trabalham os incineradores de pirólise, nos quais a temperatura varia desde 100 °C até aproximadamente 900 °C, entre a fase de alimentação e a grade de coleta de cinzas. A Figura 8 mostra um esquema do

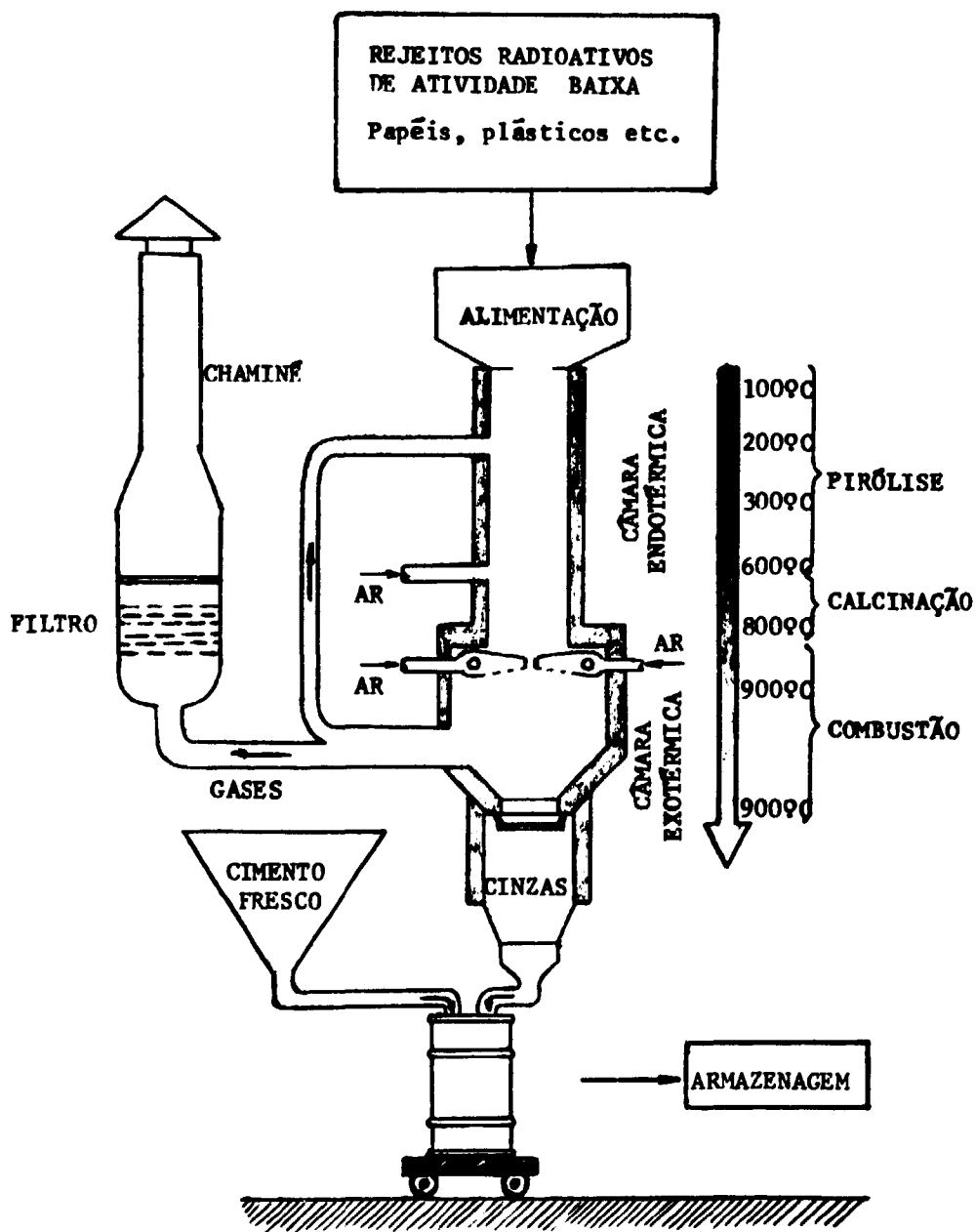


Figura 6 - Esquema do incinerador de JÜLICH, Alemanha Ocidental, que usa o processo de pirólise para decompor termicamente os rejeitos de atividade baixa<sup>(10)</sup>.

incinerador de pirólise. Os rejeitos se decompõem no volume da câmara onde a temperatura varia até cerca de 800 °C, com pouco oxigênio, e à medida que caem para o fundo da câmara, onde a presença de oxigênio é maior, são consumidos totalmente.

Os incineradores tipo leito fluidizado recebem os rejeitos picotados a uma temperatura de 525 a 825 °C. O sistema promove a agitação do rejeito no incinerador tornando a combustão mais eficiente. O leito fluidizado costuma ser de carbonato de sódio que neutraliza a ação de agentes corrosivos como cloretos, permitindo uma economia maior porque o sistema de filtração de gases é mais simples.

A incineração do tipo escória envolve um processo de fusão dos resíduos, que não se queimaram, em temperatura alta. A escória pode ser compactada em temperatura e pressão altas (800 °C e 950 MPa).

A Tabela X apresenta os tipos e as características dos incineradores no mundo. A Figura 7 mostra um desenho esquemático de um incinerador para rejeitos sólidos com pó queimador, usado na Alemanha.

A prática da incineração mostra ser eficiente quanto a redução de volume de rejeitos bem como segura quanto a operação. As melhorias feitas nos incineradores para rejeitos radioativos permitem usá-los para queimar volumes pequenos de rejeitos contendo elementos transurânicos, volumes grandes com contaminantes de nível muito baixo e volumes médios com contaminantes de nível baixo.

### 3.2.2 Outros processos

Os processos que ainda estão sendo estudados e existem como sistemas piloto são:

- digestão ácida: usa a desidratação causada por ácidos concentrados para carbonizar o material sólido orgânico, como no caso do ácido sulfúrico, e o de oxidar o carbono como no caso do ácido nítrico.
- combustão de sais fundidos: promove a queima em meio de carbonato de sódio e sulfato de sódio. As cinzas e os elementos não queimados são retidos no fundente. Este sistema aceita PVC, filtros, metais etc.
- fermentação microbiológica: se os rejeitos são compostos em grande parte por celulose, pode-se usar a hidrólise enzimática. Neste caso adiciona-se água e compostos com muito nitrogênio, podendo-se provocar tanto a digestão aeróbica como a anaeróbica. Os resíduos são separados por filtração, centrifugação e/ou evaporação. Este método tem a vantagem de

Tabela X - Unidades de Incineração em vários países do mundo (2).

| País       | Tipo da câmara                         | Filtros                     | Capacidade      | Seleção dos rejeitos            | Sistema de alimentação | Caract. do forno | Processo de combustão    | nº de câmaras de combustão | Cinzas                   | Observações                 |
|------------|--|-----------------------------|-----------------|---------------------------------|------------------------|------------------|--------------------------|----------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| Alemanha   | pirólise e combustão com excesso de ar | tipo esteira + HEPA         | 100 kg/h        | feita pelo gerador              | por fornada            | horizontal       | ar controlado            | 1                          | leves                    | -                           |
| Austria    | vertical                               | cerâmicos + HEPA            | 60 kg/h         |                                 | por fornada            | vertical         | ar em excesso            | >1                         | leves                    | -                           |
| Belgica    | temperatura alta                       | leito de areia + HEPA       | 100 kg/h        |                                 | contínua               | idem             | idem                     | >1                         | grânulos inertes e duros | -                           |
| Canada     | pirólise para alimentação por etapas   | tipo bolsa                  | 2270kg/ fornada | feita pelo gerador ou na planta | por fornada            | idem             | pirólise + ar controlado | >1                         | leves                    | -                           |
| França     | c/sist. de pós-combustão               | tipo bolsa rotativos + HEPA | 50-80 kg/h      |                                 | contínua               | horizontal       | ar em excesso            | >1                         | idem                     | três unidades em operação   |
| Inglaterra | horizontal ar em excesso               | leito de areia + HEPA       | 70 kg/h         | na planta                       | por fornada            | idem             | idem                     | >1                         | idem                     | -                           |
| idem       | temperatura alta p/escória             | idem                        | 100 kg/h        |                                 | idem                   | idem             | ar controlado            | >1                         | idem                     | -                           |
| Itália     | vertical com 2 zonas                   | tipo bolsa + HEPA           | 20 kg/h         |                                 | idem                   | idem             | ar em excesso            | >1                         | idem                     | operações a quente e a frio |
| Japão      | vertical                               | cerâmicos + HEPA            | 50-100 kg/h     |                                 | idem                   | idem             | idem                     | >1                         | idem                     | três unidades operacionais  |
| Suiça      | vertical                               | idem                        | 25 kg/h         |                                 | idem                   | idem             | idem                     | >1                         | idem                     |                             |

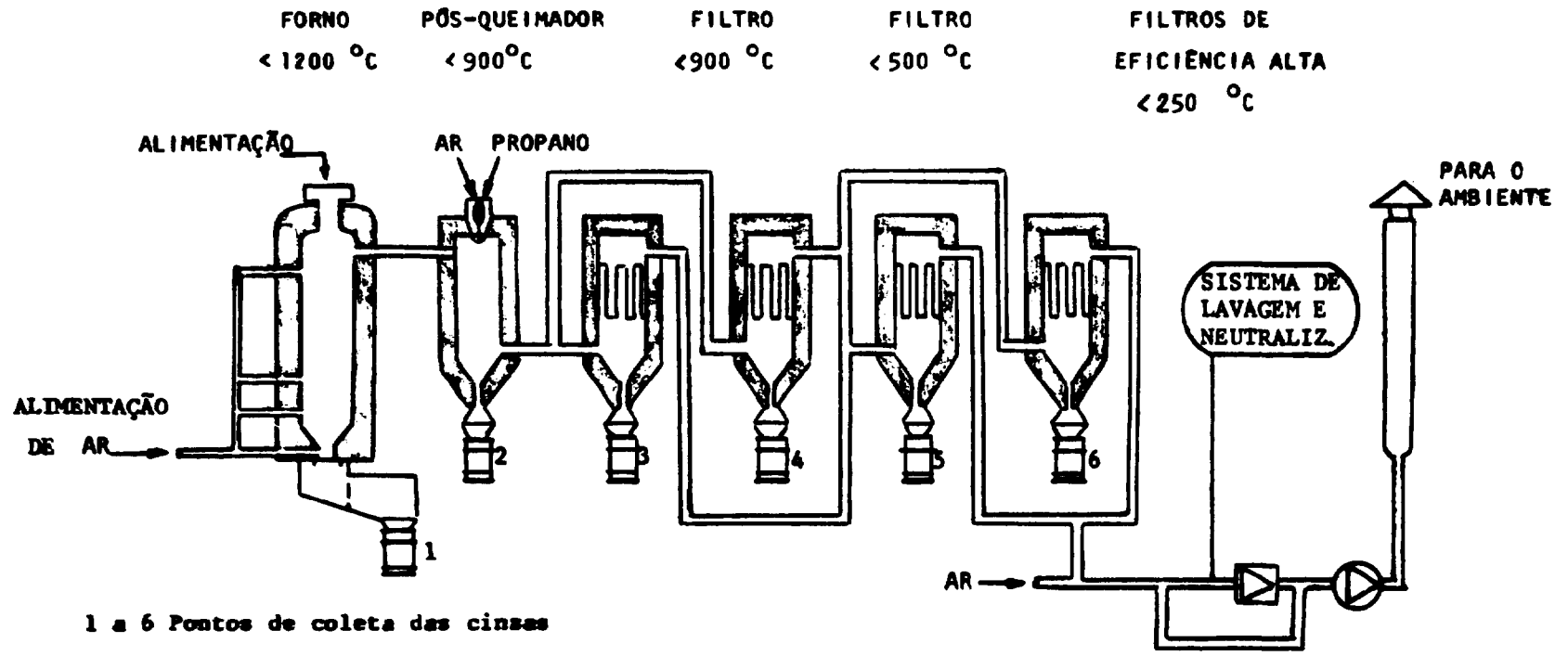


Figura 9 - Esquema geral de um incinerador para rejeitos sólidos contaminados com emissores beta instalado no KfK, Alemanha Oc. (11).

produzir efluentes com atividades muito baixas.

Em Hanford, nos Estados Unidos, tem sido pesquisado o sistema de digestão ácida (combustão úmida) para reduzir o volume dos rejeitos combustíveis, convertendo-os a material inerte não combustível. Uma unidade para aproximadamente 100 kg/dia está sendo testada. A Figura 8 mostra esquematicamente a unidade para a digestão ácida. Nesta, os rejeitos são inicialmente picotados (  $\phi \sim 2 \text{ mm}$  ) e misturados com ácido sulfúrico concentrado, a frio, e os precipitados bombeados até o digestor de vidro ou tântalo, onde são aquecidos e misturados com ácido nítrico. O produto é separado do digestor por filtração forçada. Este processo pode ser usado para rejeitos contaminados com emissores alfa, plutônio na maior parte dos casos, visto que alguns dos emissores podem ser recuperados do resíduo seco. Os gases são tratados para recuperar e reciclar os ácidos.

As vantagens da digestão ácida são: temperatura baixa, reações químicas simples, poder tratar uma variedade grande de rejeitos principalmente os contaminados com emissores transurânicos. As desvantagens estão na velocidade baixa de digestão do processo e dificuldade para a obtenção de componentes para a unidade.

#### 4. PRÉ-TRATAMENTO DE REJEITOS RADIOATIVOS LÍQUIDOS

A geração de rejeitos radioativos líquidos pode ocorrer em pesquisas, algumas áreas de instalações nucleares, em aplicações médicas e industriais. Esses rejeitos, agrupados em aquosos e orgânicos, também são classificados conforme suas propriedades químicas e seguem as linhas de gerenciamento mostrados na Figura 9.

Cerca de 90 % dos rejeitos gerados, apresentam diferentes intervalos de concentração de produtos de fissão, actínídeos e de sais inativos. Esses rejeitos são classificados em rejeitos de níveis baixo, intermediário e alto conforme a concentração de atividade.

Embora cerca de 99 % dos radionuclídeos produzidos estejam presentes nos rejeitos classificados como de nível alto, os rejeitos de nível intermediário e baixo apresentam um volume maior não se podendo dispensar o tratamento dos mesmos. Este tratamento pode ser feito através de vários processos de redução de volume, por exemplo evaporação, troca iônica, precipitação química etc. Cada tipo de rejeito terá um pré-tratamento e tratamento adequados.

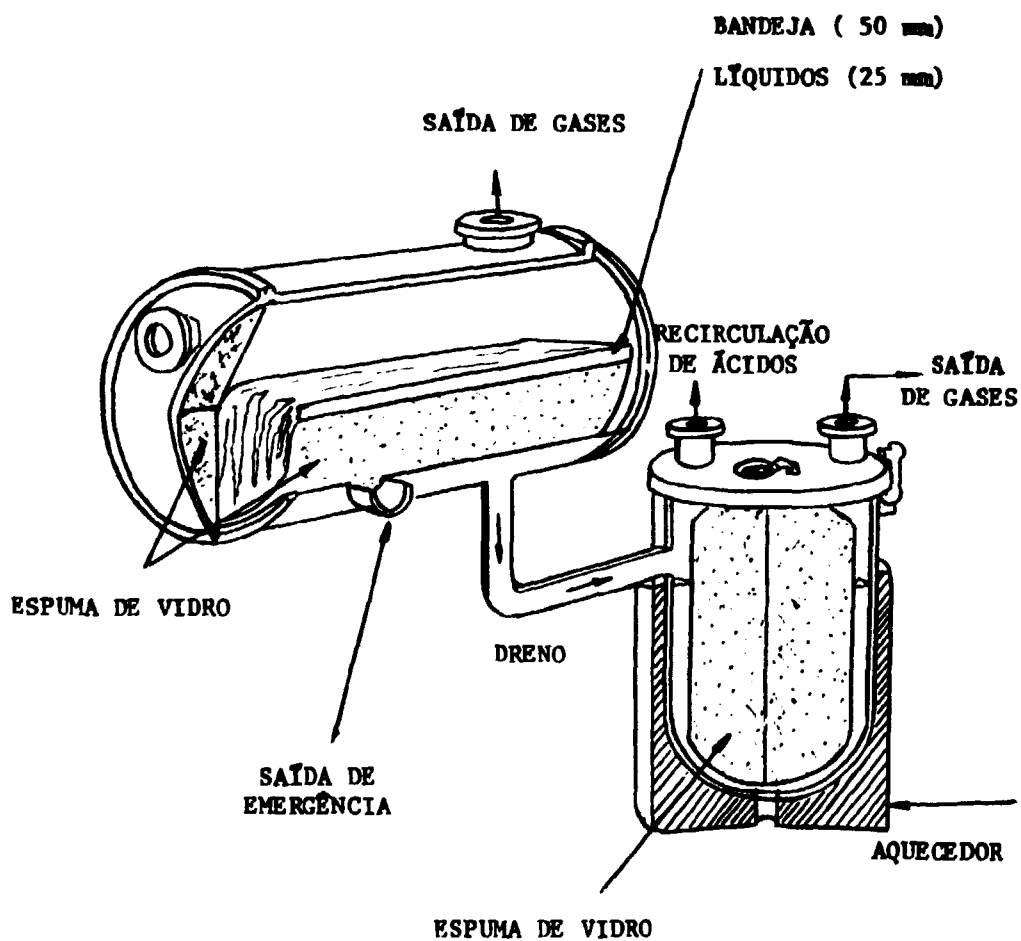


Figura 8 - Esquema da unidade de digestão ácida de Hanford, Richland, Estados Unidos da América<sup>(2)</sup>.

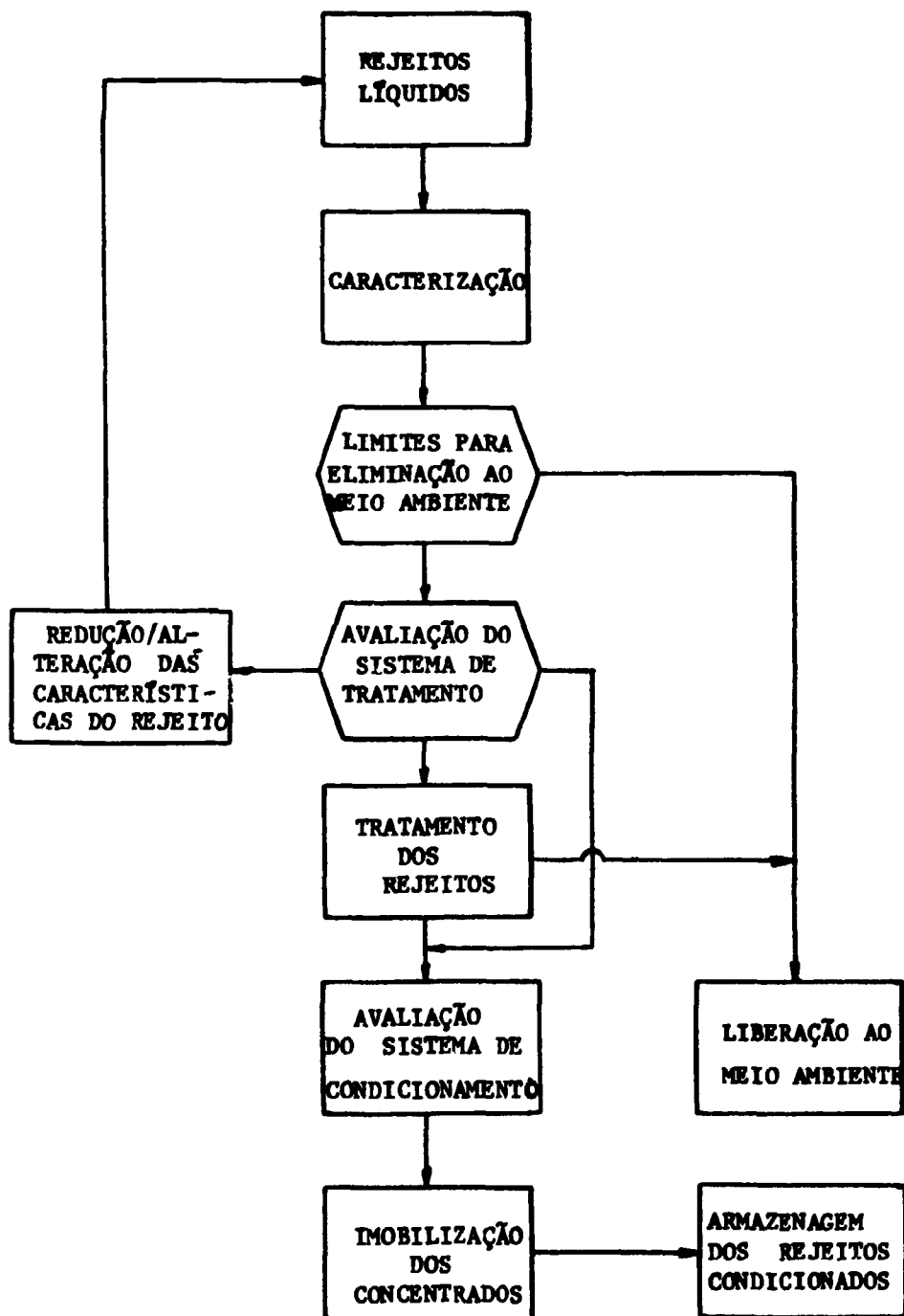


Figura 9 - Diagrama do gerenciamento de rejeitos líquidos.<sup>(12)</sup>



#### 4.1 COLETA E SEGREGAÇÃO

Durante a coleta e a segregação os rejeitos líquidos devem ser separados por tipo de emissão e nível de atividade, bem como pela composição química.

Os líquidos com traços de radioelementos, provenientes de laboratórios de pesquisa ou do sistema secundário de refrigeração das instalações nucleares, são normalmente desprezados no sistema de esgoto dentro dos limites de descarga de cada país. Caso seja necessário, esses líquidos são tratados e os concentrados resultantes são imobilizados.

Os rejeitos líquidos de nível baixo ou intermediário, provenientes de laboratórios de pesquisa, laboratórios de descontaminação, plantas de reprocessamento etc, são coletados em tanques ou recipientes apropriados.

Os rejeitos líquidos devem ser segregados conforme sua natureza química, isto é, os orgânicos separados dos inorgânicos. A presença das duas formas químicas perturba os processos de tratamento e imobilização.

Caso alguns desses rejeitos contenha sólidos em suspensão, o processo de filtração, centrifugação ou o método do hidrociclone podem ser aplicados.

Na filtração costuma-se usar:

- filtros de areia: podem ser usados aplicando-se a gravidade ou pressão. Se por gravidade a filtração é feita em tanques abertos. Se a filtração é feita sob pressão costuma-se usar filtros de antracite quando existem gotas de óleo no rejeito;
- filtros "pre-coat": são usados em pré-tratamento de rejeitos que serão submetidos a tratamento por evaporação ou troca iônica. Tem sistema de filtração tipo velas porosas e funcionam sob pressão;
- filtros de fluxo reverso: têm sistema de filtros tipo velas, ou filtros metálicos porosos, cerâmicas porosas, filtros magnéticos etc. Os filtros metálicos são compostos por fios entrelaçados ou metais sinterizados com poros cujo diâmetro varia entre 5 e 10  $\mu$ m. Podem ser usados para rejeitos com temperaturas acima de 100 °C;
- filtros tipo cartucho: muito usados para limpar fluidos de instalações de reatores de água pressurizada. Trabalham com conjuntos de até 12 cartuchos. Têm eficiência de filtração alta.

Na centrifugação existem:

- centrifugadores de sólidos: separam sólidos em suspensão cujo volume é alto. Equipados com elemento mecânico para descarregar a parte sólida;
- centrifugadores de velocidade alta: possuem módulos cujas velocidades de giro variam entre 4500 a 6500 revoluções por minuto gerando forças centrífugas acima de 5000 g.

Os hidrociclones são usados em conjunto com os filtros minerais naturais. São aplicados para separar grãos ou para separar partículas finas de grãos. Não servem para a separação de partículas com  $\phi < 5 \mu\text{m}$  e para líquidos altamente viscosos.

#### 4.1.1 Tipo de emissão e nível de atividade

Os rejeitos líquidos aquosos ou orgânicos podem conter emissores alfa, beta ou gama, ou uma mistura dos mesmos e são classificados<sup>(1)</sup> em:

- rejeitos contendo emissores beta/gama com meia vida menor que um ano;
- rejeitos contendo emissores beta/gama com meia vida acima de 30 anos; e
- rejeitos contendo emissores alfa com meia-vida longa.

e, conforme a concentração,  $\underline{c}$ , para emissores beta/gama em:

- rejeitos de nível baixo (categoria I, II, III)  
 $\underline{c} < 3,7 \times 10^7 \text{ Bq/m}^3$  (  $< 10^{-1} \text{ Ci/m}^3$  )
- rejeitos de nível intermediário (categoria IV)  
 $3,7 \times 10^7 \text{ Bq/m}^3 < \underline{c} < 3,7 \times 10^{14} \text{ Bq/m}^3$   
(  $10^{-1} \text{ Ci/m}^3 < \underline{c} < 10^4 \text{ Ci/m}^3$  )
- rejeitos de nível alto (categoria V)  
 $\underline{c} > 3,7 \times 10^{14} \text{ Bq/m}^3$  (  $> 10^4 \text{ Ci/m}^3$  )

Na classe de rejeitos de nível baixo, na categoria I :  $\underline{c} < 3,7 \times 10^4 \text{ Bq/m}^3$ , na categoria II:  $\underline{c}$  esta entre  $3,7 \times 10^4 \text{ Bq/m}^3$  e  $3,7 \times 10^7 \text{ Bq/m}^3$  e na categoria III:  $\underline{c}$  está entre  $3,7 \times 10^7 \text{ Bq/m}^3$  e  $3,7 \times 10^{14} \text{ Bq/m}^3$ .

Os rejeitos de nível baixo da categoria I não costumam ser tratados e dependendo das autoridades municipais de cada país, são descartados no esgôto.

#### 4.1.2 Composição química

Os rejeitos líquidos são classificados como qualquer outro composto químico conforme:

- propriedades químicas: pH, composição, potencial zeta;
- corrosividade;
- fatores de evaporação;
- natureza tóxica;
- eficiência de troca iônica quando tratados com resinas;
- quantidade de sólidos em suspensão etc.

#### 4.1.3 Propriedades físicas

Nos rejeitos líquidos as propriedades físicas são praticamente as mesmas nas diversas fontes. Devem porém, ser observadas:

- condutividade;
- turbidez (eletrólitos);
- habilidade de emulsificar;
- viscosidade;
- tensão superficial.

#### 4.1.4 Propriedades radiológicas

As propriedades radiológicas são muito importantes e serão limitantes durante o tratamento, devendo-se observar:

- composição de radionuclídeos;
- estabilidade à radiação;
- criticalidade;
- efeitos de auto-blindagem.

#### 4.1.5 Propriedades biológicas

Para aqueles rejeitos líquidos biológicos é necessário conhecer:

- presença de microorganismos;
- concentração de microorganismos;
- presença de agentes biodegradáveis;
- presença de substâncias tóxicas.

### 4.2 VIAS DE TRANSFERÊNCIA

Normalmente a manipulação de rejeitos líquidos é feita por intermédio de sistemas resistentes à corrosão e estanques, recipientes e dispositivos especiais. A confecção

de cada uma das vias depende do nível de atividade do rejeito. Cada caso é tratado especificamente e a dimensão da via depende do tipo de rejeito.

#### 4.2.1 Transferência por tubulação

A dimensão da tubulação depende: da pressão, configurações, uso de bombas etc. As dificuldades aparecem quando é necessário construir um sistema de transferência de líquidos contendo sólidos em suspensão que são classificados em: sólidos de deposição rápida ou lenta e sólidos que não se depositam. Um sistema de transporte para esse tipo de rejeitos está mostrado na Figura 10. Os métodos para a avaliação da transferência de líquidos com sólidos em suspensão, apoiam-se numa análise cuidadosa, equacionamento empírico e avaliação dos resultados em escala piloto. Os testes em escala piloto são os mais aplicados.

Aquelas misturas onde os sólidos não se depositam, não têm comportamento Newtoniano e o modelo reológico usado para descrever o tipo de transporte é do tipo pseudoplástico onde são necessários testes de bombeamento e de viscosidade, num circuito onde podem ser determinados os pontos de estrangulamento e deposição.

Todo o projeto para a transferência por tubulação deve ser feito com cuidados especiais porque é necessário considerar também os dados sobre a sismicidade do terreno ou outros tipos de acidentes que possam dar origem a vazamentos. Quaisquer adequações do sistema, para casos de acidentes, podem afetar o projeto quanto aos aspectos técnico e financeiro.

#### 4.2.2 Bombeamento não mecânico

Em sistemas onde não seja possível usar bombeamento mecânico são aplicados por exemplo:

- sistemas ejetores operados a vapor;
- sistemas "air-lift", ou "slug-lift" operado a vácuo.

Os ejetores podem elevar líquidos até cerca de 8 m, dependendo da temperatura de entrada do fluido e do aumento de temperatura provocada pelo vapor.

Os "air-lift" e os "slug-lift" são mais usados para transferir líquidos corrosivos.

#### 4.2.3 Bombeamento mecânico

O uso de bombas mecânicas restringe-se aqueles casos onde o processo permite acesso as mesmas, para eventuais reparos desde que sejam observados os critérios de Proteção

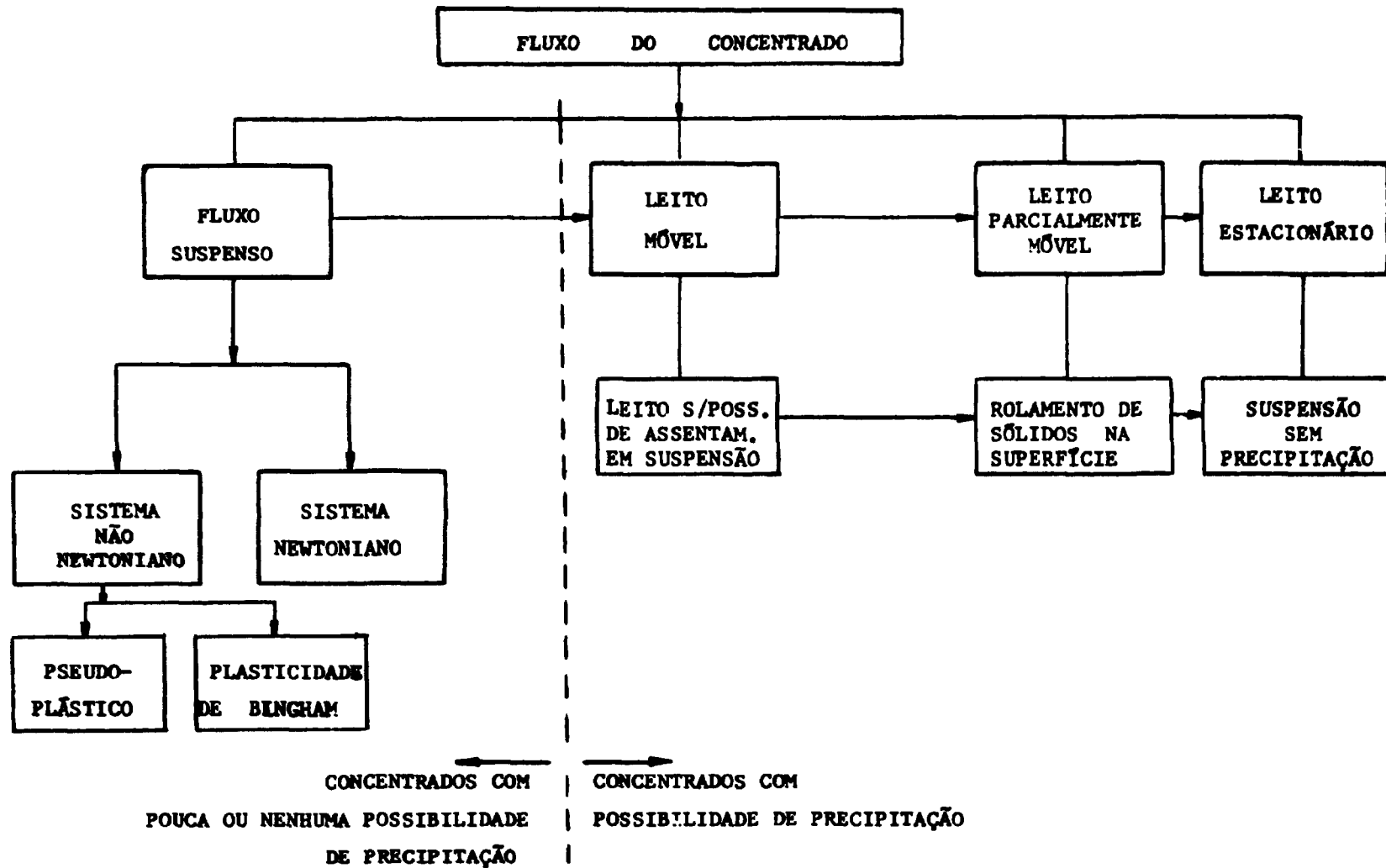


Figura 10 - Diagrama dos regimes de fluxo de concentrados (4).

Radiológica. Os recipientes devem ser adequados aos níveis da radiação e as possíveis contaminações.

#### 4.2.4 Controle de vazão

O controle de vazão pode ser feito através de válvulas, mecanismos de desvio ou outros dispositivos convencionais.

#### 4.2.5 Transferência nas instituições

A transferência de rejeitos líquidos dentro das instituições pode ser feita através de tubulações ou por transporte.

Se a transferência for feita por transporte podem ser usados tanques ou recipientes apropriados de, vários tamanhos, materiais e formas que podem precisar de blindagem.

O processo de transferência de rejeitos líquidos na instituição é regido por regulamentos de transporte que seguem aqueles recomendados pelo Comissão Internacional de Proteção Radiológica, ICRP, e frequentemente são mais restritivos que as exigências para transporte fora das instituições. Essa transferência é acompanhada por uma série de providências, por exemplo identificação do veículo, registros, recipientes apropriados etc, para proporcionar e assegurar a segurança do local.

### 4.3 ARMAZENAGEM E RECUPERAÇÃO

#### 4.3.1 Tanques para armazenagem

No gerenciamento de líquidos radioativos pode-se optar pela armazenagem dos mesmos em tanques, para satisfazer ao controle operacional, para decaimento antes do tratamento, ou eventual recuperação de alguma fração útil. Em cada caso deve-se levar em conta a compatibilidade química entre os líquidos e o material do tanque. Para tanto são necessários tanques com volumes apreciáveis, materiais do substrato específicos, blindagens, formas geométricas mais convenientes, acesso para as operações de reparo etc. Naqueles tanques com capacidades grandes, devem ser previstos dispositivos de contenção em caso de falhas de estanqueidade.

Os líquidos que não forem liberados ao meio ambiente e que seguirão para as estações de tratamento são considerados rejeitos.

Durante a armazenagem deve-se tomar cuidado com a geração de gases inflamáveis, causada pela radiólise ou mudanças químicas.

#### 4.3.2 Recuperação dos rejeitos armazenados

Aqueles rejeitos líquidos podem ser recuperados dos tanques de armazenagem utilizando-se instrumentos de transferência não mecânicos ou bombas mecânicas, dependendo do nível de atividade. No caso do conteúdo de sólidos ser muito alto deve-se usar sistemas de homogeneização, antes da recuperação.

Se num rejeito líquido estiverem misturados sólidos em concentrações acima de 50 % e cuja velocidade de deposição seja alta (0,3 a 3 m/min) a homogeneização pode ser feita com um sistema agitador.

Outras características, por exemplo degradação, cristalização ou aglutinação dos sólidos podem transformar projetos simples em trabalhos de pesquisa muito sérios por ter envolvido o problema da radiação.

#### 4.4 AJUSTE QUÍMICO

##### 4.4.1 Ajuste por adição de álcalis/ácidos

Em muitos casos, o ajuste químico é necessário, antes do condicionamento dos rejeitos. Os rejeitos que contenham, por exemplo, nitratos ou iodatos precisam ser neutralizados para impedir a emissão de gases tóxicos ou radioativos. Podem ser necessários ajustes para prevenir a corrosão ou a precipitação em certas operações do tratamento.

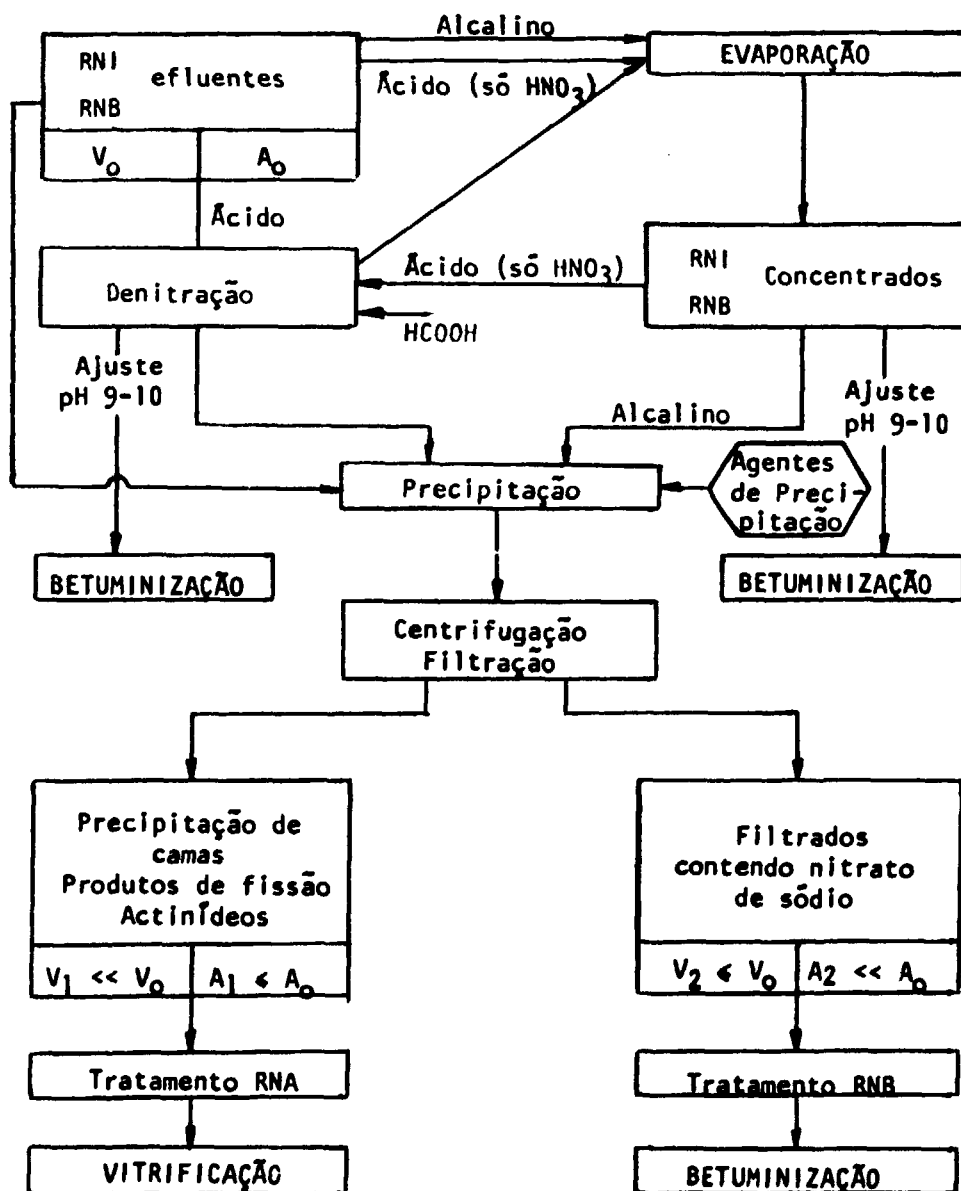
Por outro lado em alguns tratamentos, a adição de certos tipos de reagentes pode provocar a formação de sais indesejáveis. A Figura 11 mostra os processos de ajuste químico usado na Alemanha Ocidental durante o pré-tratamento de rejeitos de nível intermediário.

##### 4.4.2 Denitração

O processo de denitração de rejeitos nítricos é usado em rejeitos de reprocessamento e de nível intermediário, antes de se promover a evaporação ou precipitação. Na denitração usa-se o ácido fórmico (HCOOH), que reage com o ácido nítrico sem formar sais.

A equação geral é dada por:





RNA = Rejeitos de nível alto  
 RNI = Rejeitos de nível intermediário  
 RNB = Rejeitos de nível baixo  
 V = Volume  
 A = Atividade

Figura 11 - Etapas de prē-tratamento de rejeitos líquidos na instalação de reprocessamento da Alemanha Ocidental<sup>(4)</sup>.



#### 4.4.3 Eletrólise

A eletrólise é usada geralmente com ácidos orgânicos, por exemplo ácido oxálico, para reduzir o potencial corrosivo antes da evaporação do rejeito. O método permite a destruição das moléculas do efluente.

#### 4.4.4 Ajuste químico antes da imobilização

Quando se usa o betume como matriz de imobilização de rejeitos é necessário controlar a quantidade de oxigênios ligados, seja nos rejeitos orgânicos ou não. Para tanto, costuma-se reduzi-los, usando ácidos sulfonados, que destroem os nitritos, ou misturando peróxido de hidrogênio. Para eliminar os sais de amônio, ou sulfatos, que reduzem a resistência do betume à água, costuma-se usar hidróxido de cálcio.

Para aqueles rejeitos que são imobilizados em cimento recomenda-se um pH entre 8 e 9. Este pH pode ser conseguido neutralizando-se os rejeitos ácidos com soda ou hidróxido de cálcio, ou acidulando rejeitos muito básicos.

#### 4.4.5 Separação dos solventes

Nos rejeitos de nível intermediário ou baixo podem estar presentes certos tipos de solventes. Estes solventes podem ser separados por adsorção, usando carbono ativado quando os rejeitos forem de nível baixo.

Se a quantidade de solventes presentes no rejeito líquido for muito pequena ( < 5 % em volume ), dependendo do processo de condicionamento, a separação dos mesmos não é necessária.

#### 4.5 AJUSTE FÍSICO

Nos rejeitos onde haja uma certa porcentagem de solventes orgânicos, ou óleos lubrificantes, os mesmos devem ser separados na origem ou na instalação de coleta e segregação.

Antes de se tratar o rejeito com resinas de troca iônica é essencial que se separe as duas fases, orgânica da inorgânica. Pode-se fazê-lo usando um filtro com leito de areia.

## 5. TRATAMENTO DE REJEITOS LÍQUIDOS

### 5.1 EVAPORAÇÃO

A técnica da evaporação é amplamente usada no parque da indústria química convencional e atualmente é aplicada no campo nuclear para descontaminar os efluentes líquidos reduzindo o volume dos mesmos.

No gerenciamento de rejeitos radioativos o uso de evaporadores é adotado quando se deseja um fator de descontaminação alto e quando não se pode aplicar outras técnicas alternativas de tratamento.

Embora os custos de instalação e operação de um evaporador sejam relativamente altos quando comparados com outras técnicas de tratamento, a relação custo-benefício, por litro de rejeito tratado, passa a ser compensador. Por isso os evaporadores são mais usados para o tratamento de rejeitos de níveis médio e alto.

A redução de volume ao máximo possível depende da quantidade de sais dissolvidos no rejeito, bem como de suas propriedades químicas. Em geral a técnica da evaporação permite que o fator de descontaminação atinja valores no entorno de 10.000, em instalações relativamente simples, e em alguns casos até de 100.000 dependendo dos fatores limitantes que podem ser a cristalização dos sais dissolvidos (nas regiões mais frias do evaporador), a formação de espuma, a incrustação nas superfícies, a corrosão e a presença de materiais radioativos voláteis.

Ainda que o volume dos rejeitos líquidos de nível baixo, com diminuta concentração de sais (1 a 5 g/L), seja maior que daqueles de nível médio ou alto, alguns países mais desenvolvidos adotam a técnica da evaporação para esses rejeitos de nível baixo, por se tratar de um sistema de operação simples com fatores de descontaminação altos, embora, neste caso, o custo ultrapasse o benefício.

No processo de evaporação produz-se uma fase destilada (vapor condensado) e outra concentrada. A fase concentrada contém a maior parte dos radionuclídeos do rejeito inicial, e a sua atividade, por litro de concentrado, passa a ser maior.

A formação de espuma é uma das maiores dificuldades encontradas no processo de evaporação de rejeitos radioativos. O problema ocorre quando se evapora líquidos contendo colóides, sólidos em suspensão finamente divididos e redutores de tensão superficial bem como detergentes.

Existe uma relação entre a quantidade de espuma formada e o fator de descontaminação que se torna menor com o aumento do nível de líquidos. A estabilidade da espuma formada depende da concentração de solutos, da temperatura, da estrutura molecular dos solutos e da tensão superficial. Por isso costuma-se usar agentes anti-espumantes, controlar o pH, usar dispositivos mecânicos para a destruição das bôlhas etc.

A corrosão do sistema de evaporação é um efeito mais severo que em qualquer outro processo de tratamento. A corrosão é provocada pela temperatura de evaporação, velocidade de circulação dos líquidos e vapores, diferenças de concentração dos líquidos e dos vapores, presença de material químico agressivo e conteúdo de sólidos em suspensão. Quando os líquidos que são evaporados contêm  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  ou  $\text{PO}_4^{3-}$  ou um pH extremamente baixo ou alto podem atacar os metais comumente usados na construção dos evaporadores. Para evitar este tipo de problema costuma-se usar metais mais resistentes como o aço inoxidável e o titânio. Além disso as soluções podem ser pré-tratadas para diminuir a agressão ao evaporador.

Durante a evaporação de rejeitos radioativos podem ocorrer certas dificuldades causadas por nuclídeos voláteis como o iôdo, trítio, rutênio ou certos tipos de materiais orgânicos. É necessário pois, conhecer o conteúdo dos radionuclídeos voláteis no rejeito inicial para verificar se é necessário um tratamento prévio ou se a liberação dos mesmos na atmosfera não vai ultrapassar os limites máximos permissíveis de liberação ao meio ambiente.

### 5.1.1 Tipos de evaporadores

Antes de escolher o evaporador adequado deve-se considerar as propriedades químicas e físicas do rejeito a ser tratado, os fatores de descontaminação, a redução de volume que será alcançada, as formas de operação e a manutenção do sistema. Os evaporadores comumente usados, são do tipo:

- circulação natural;
- circulação forçada; e
- tipo caldeira.

O evaporador de circulação natural é construído com calandras verticais, de liga metálica adequada, aquecidas externamente por calefação, onde o líquido a ser evaporado circula em sentido ascendente e descendente dependendo do ponto de alimentação. Os do tipo ascendente são mais vantajosos porque o acesso para se proceder qualquer tipo de manutenção ou limpeza é mais fácil. Os evaporadores deste tipo, usados com rejeitos de nível intermediário, operam sob

ligeira depressão e a circulação é natural sendo desnecessárias adequações mecânicas mais complicadas. A Figura 12 mostra um exemplo de evaporador de circulação natural.

O evaporador de circulação forçada, que emprega energia mecânica para transferir calor aos rejeitos, é mais usado em rejeitos que tendem a formar incrustações, porque a vazão, cuja velocidade é maior que nos evaporadores de circulação natural, elimina esse tipo de inconveniência. O sistema de aquecimento externo, calefadores, pode ser do tipo horizontal ou vertical. A Figura 13 mostra um evaporador de circulação forçada.

Em um sistema de circulação forçada a economia de energia pode chegar a cerca de 90 %.

Os evaporadores tipo caldeira são os de construção mais simples e muito usados em instalações pequenas. A Figura 14 mostra um esquema deste tipo de evaporador onde se aquece o rejeito com auxílio de um sistema de calefação, usando-se vapor produzido num dispositivo alimentado por energia elétrica.

#### 5.1.2 Evaporadores para rejeitos de nível baixo

Para proceder a evaporação de rejeitos de nível baixo pode-se por exemplo usar um evaporador de circulação forçada com pré-aquecimento auxiliar. A Figura 15 mostra as etapas desse sistema de evaporação adotado na Alemanha Ocidental.

É importante que o equipamento possua um acesso para a coleta de amostras que permita verificar o funcionamento adequado da unidade. A limpeza interna do evaporador costuma ser feita com ácido nítrico a 30 %. Para evitar a formação de espuma, usa-se agentes anti-espumantes.

#### 5.1.3 Evaporadores para rejeitos de nível médio

Para evaporar rejeitos de nível médio pode-se usar evaporadores de circulação natural cujo fator de descontaminação é de  $2 \times 10^3$  para rejeitos com emissores beta, e  $2 \times 10^4$  para rejeitos com emissores alfa. Na Alemanha Ocidental o sistema funciona conforme o esquema da Figura 16.

O líquido destilado costuma ser ácido, com pH entre 1 e 3, e nesta unidade, antes de se efetuar a evaporação dos rejeitos mistos, é necessário separar a fase aquosa da fase orgânica. A fase orgânica passa por uma lavagem com carbonatos e é descontaminada com querosene. Os carbonatos, resultantes da lavagem, são condicionados em cimento.

A Tabela XI mostra as vantagens e as limitações dos tipos de evaporadores descritos.

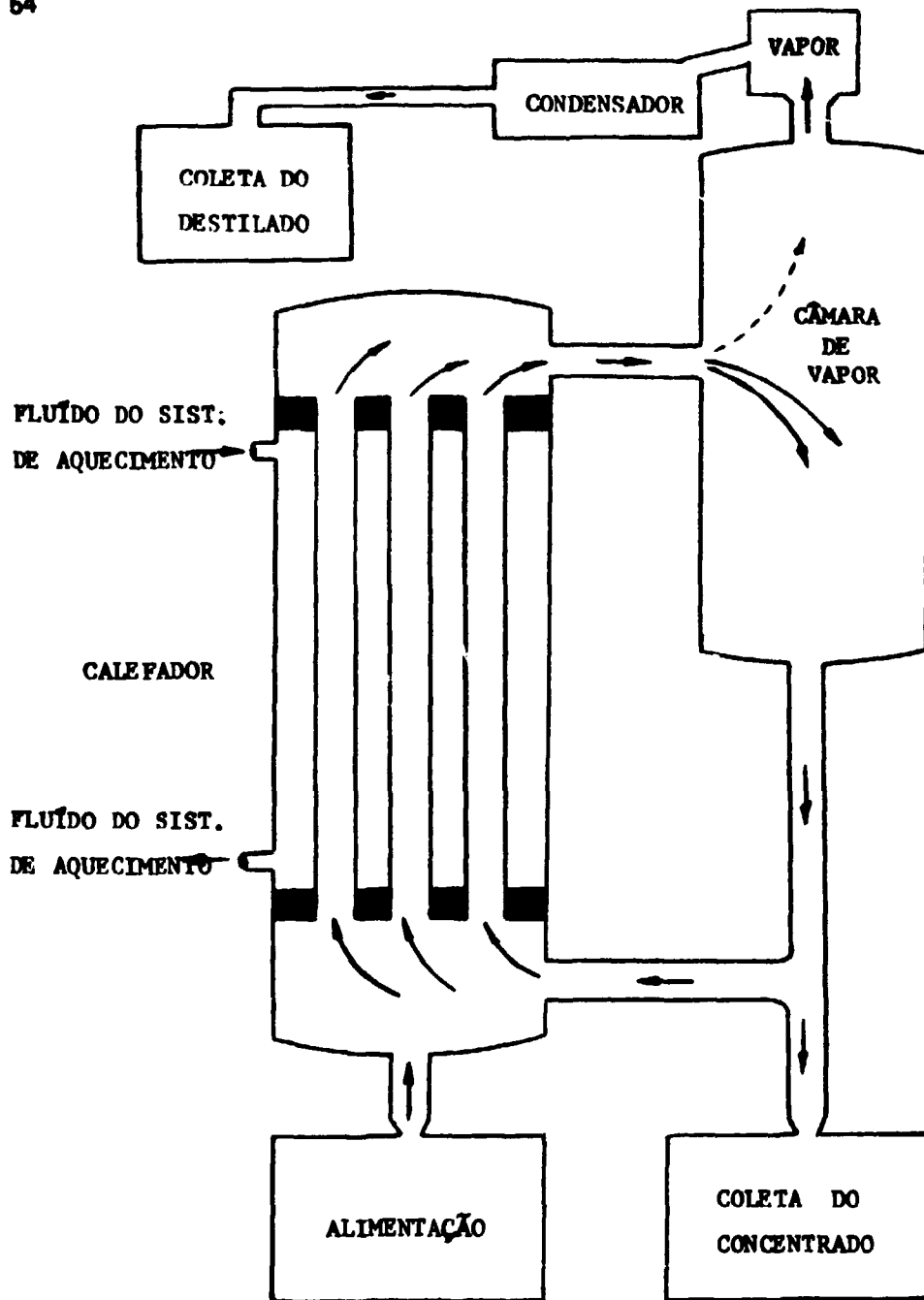


Figura 12 - Esquema de um evaporador de circulação natural.

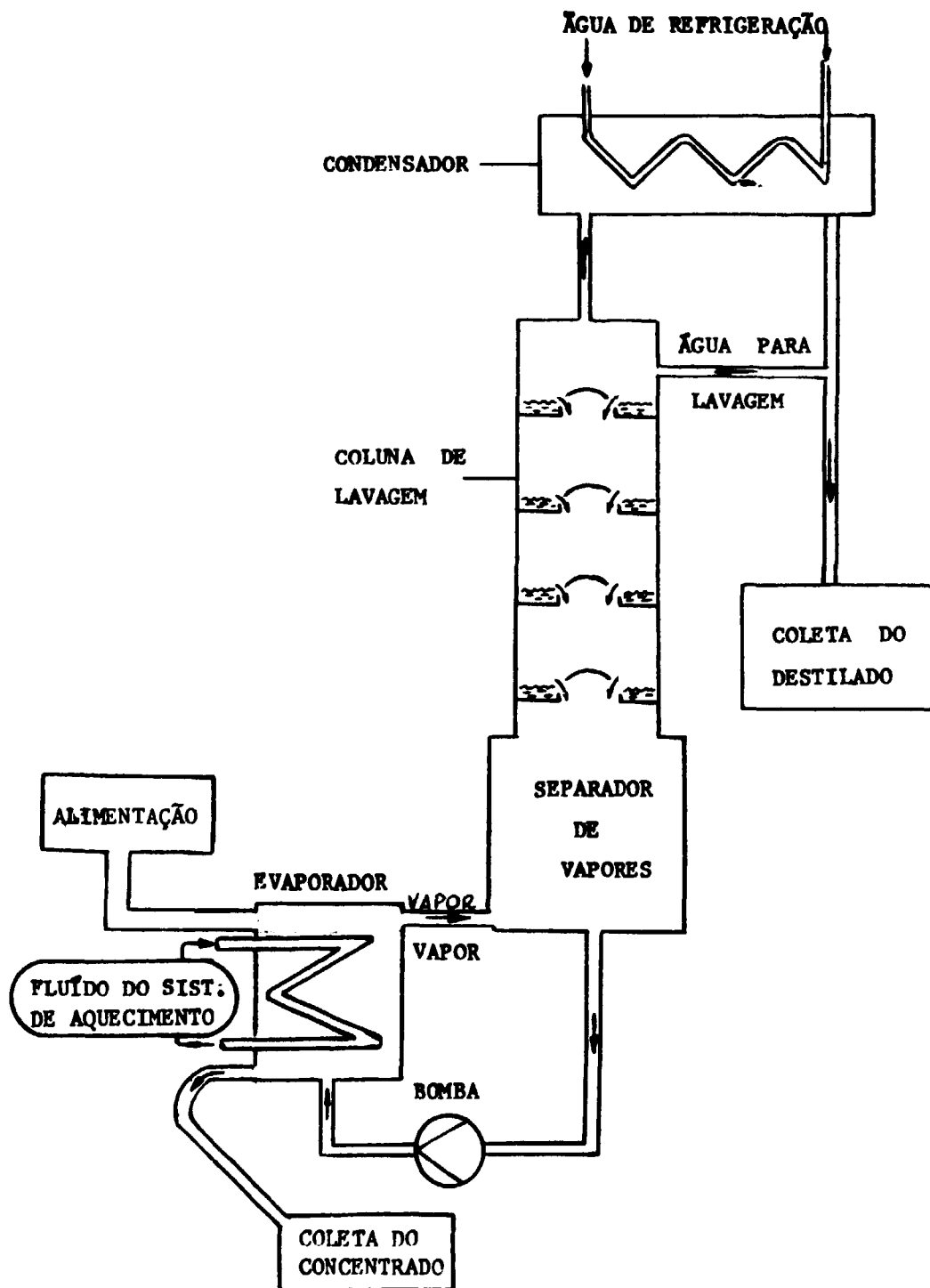


Figura 13 - Esquema de um destilador de circulação forçada com lavadores do vapor gerado (14).

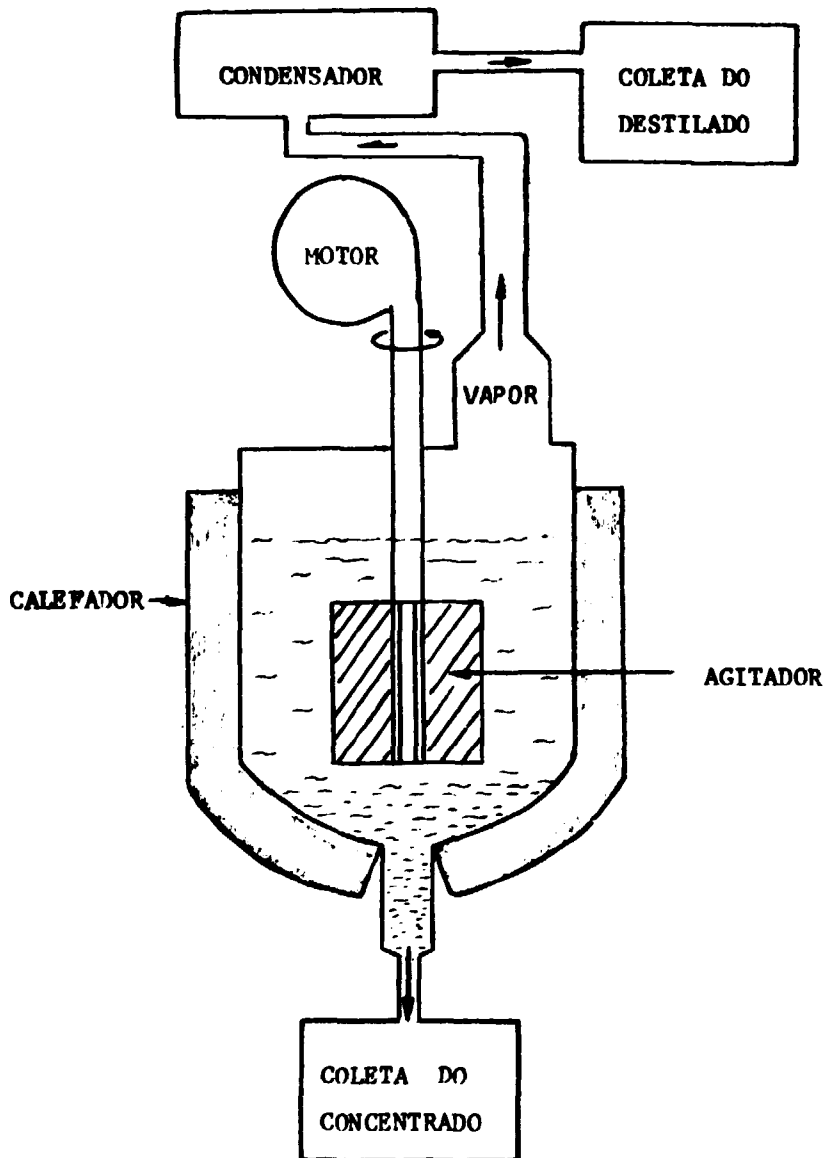


Figura 14 a - Esquema de um evaporador tipo caldeira.

1. PRÉ-AQUECEDOR
2. DRENO
3. VAPOR
4. ARMADILHA PARA VAPORES
5. AQUECEDOR
6. TELA PARA IMPEDIR A FORMAÇÃO DE ESPUMA
7. ANEIS DE RACHING
8. ALIMENTAÇÃO DE ÁCIDO E ÁGUA PARA A DESCONTAMINAÇÃO
9. CAIXA DE VENTILAÇÃO
10. SAÍDA DE AR
11. ÁGUA DE REFRIGERAÇÃO
12. PARA A TORRE DE REFRIGERAÇÃO
13. VÁLVULA

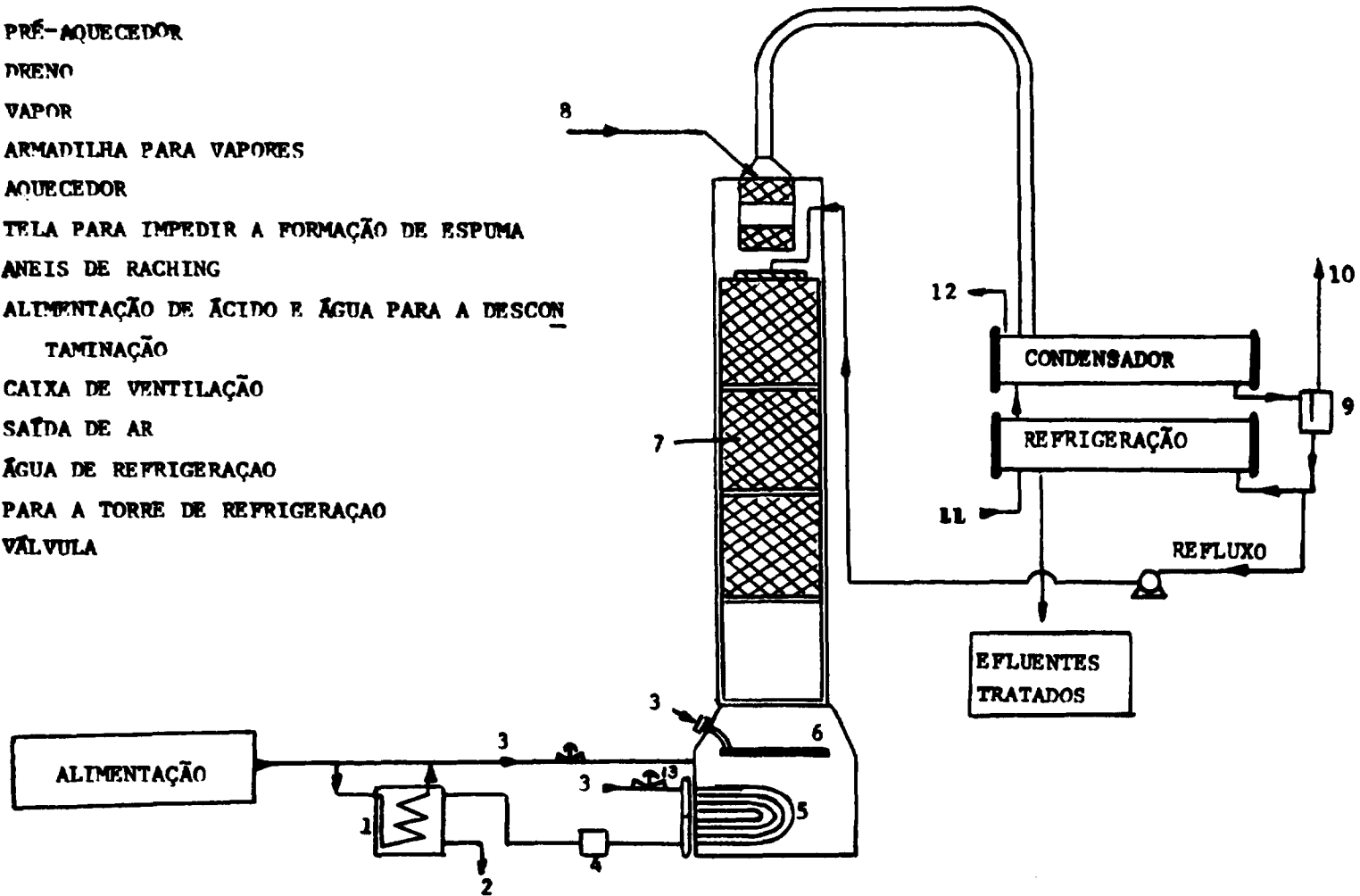


Figura 14b - Esquema de um evaporador tipo caldeira mais elaborado<sup>(13)</sup>.



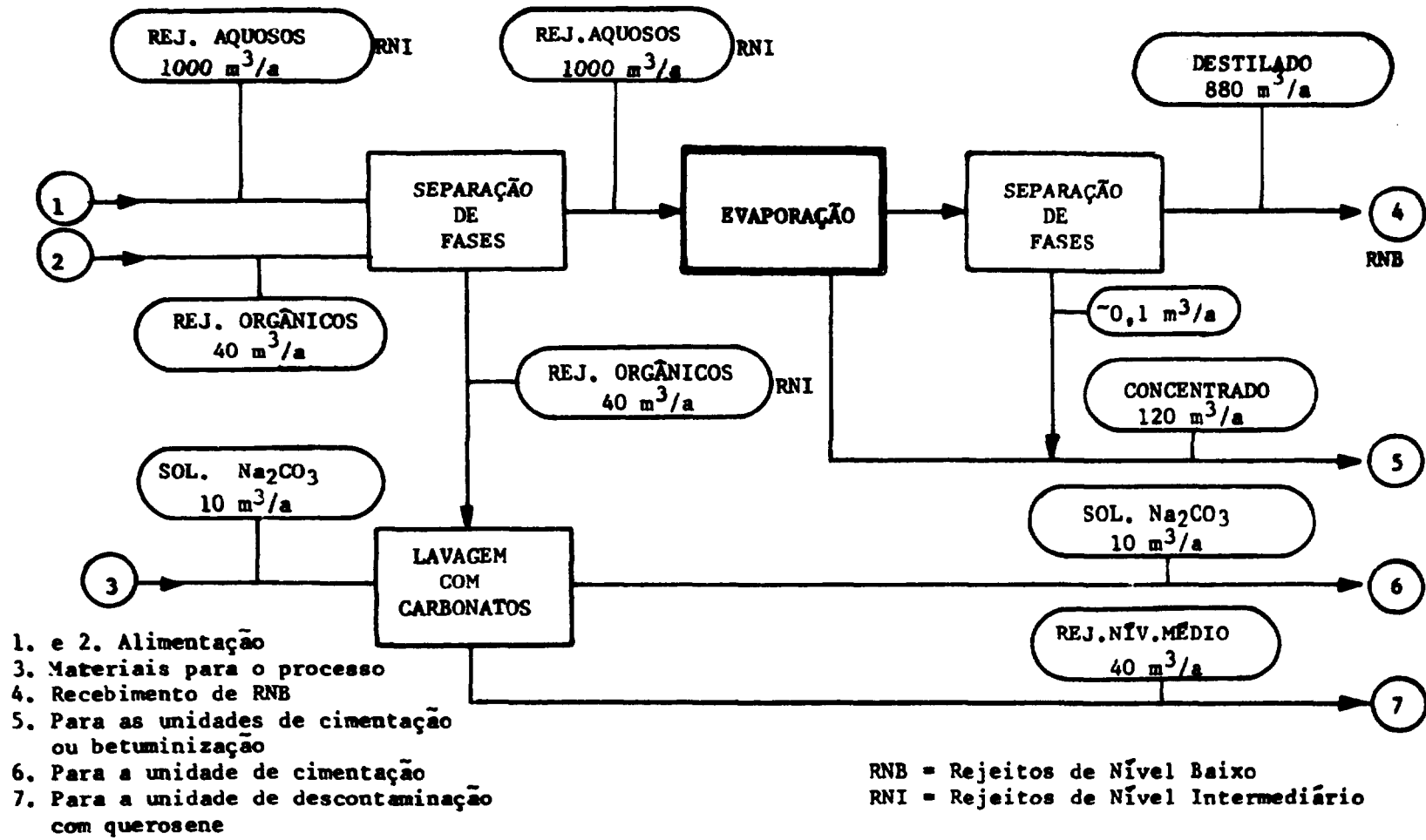


Figura 16 - Diagrama do funcionamento do evaporador para rejeitos líquidos de nível intermediário instalado no KfK, Karlsruhe- Alemanha Oc. (14).

Tabela XI - Vantagens e limitações dos evaporadores usados no tratamento de rejeitos radioativos.

| Tipo de evaporador<br>(País - local)   | Vantagens  | Limitações  | Aplicações em  | Dificuldades  |
|--|--|---|--|---|
| CIRCULAÇÃO NATURAL<br>(USA - Hanford, Savannah,<br>River, Idaho; FRANÇA -<br>Cadareche; ALEMANHA OCI-<br>DENTAL - Karlsruhe; IN-<br>GLATERRA - Windscale ;<br>SUIÇA - Gösigen etc) | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Custo baixo</li> <li>. Ocupa pouco espaço</li> <li>. Coeficiente de trans-<br/>ferência de calor al-<br/>to</li> <li>. Manutenção fácil</li> <li>. Área de evaporação ,<br/>grande</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Impróprio para<br/>líquidos com<br/>carga salina<br/>alta</li> <li>. Necessidade de<br/>recircular</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Líquidos com<br/>pouco conteúdo<br/>salino</li> <li>. Soluções corro-<br/>sivas</li> <li>. Cargas grandes</li> <li>. Operações com<br/>temperaturas<br/>baixas</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Sensibilidade a<br/>mudanças de ope-<br/>ração</li> <li>. Distribuição po-<br/>bre do líquido<br/>em operações em<br/>temperatura bai-<br/>xa</li> </ul>                                   |
| CIRCULAÇÃO FORÇADA<br>(DINAMARCA - Risø; ALE-<br>MANHA OCIDENTAL - Karls-<br>ruhe, Jülich; USA - Penn-<br>sylvania, Wisconsin; FRAN-<br>ÇA - Saclay, Marcoule)                     | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Coeficiente de trans-<br/>ferência de calor, al-<br/>to</li> <li>. Circulação positiva</li> <li>. Não formação de in-<br/>crustrações</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Custo alto</li> <li>. Gasto de ener-<br/>gia para mover<br/>bombas de cir-<br/>culação</li> <li>. Tempo de resi-<br/>dência relati-<br/>vamente alto</li> </ul>                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Produtos cris-<br/>talizáveis</li> <li>. Soluções corro-<br/>sivas</li> <li>. Soluções visco-<br/>sas</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Circulação po-<br/>bre por causa<br/>de perdas de ca-<br/>lor se houverem</li> <li>. Entupimento de<br/>dutos pelo des-<br/>cascamento in-<br/>terno provocado<br/>por corrosão</li> </ul> |
| TIPO CALDEIRA  | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Construção simples</li> <li>. Custo baixo</li> <li>. Ocupa pouco espaço</li> <li>. Manutenção fácil</li> <li>. Redução alta de volu-<br/>me</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Tempo de resi-<br/>dência alto</li> <li>. Impróprio para<br/>fluxos altos de<br/>alimentação</li> <li>. Área de contacto<br/>pequena por vo-<br/>lume do evapora-<br/>dor</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Instalações pe-<br/>quenas</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>. Controle de for-<br/>mação de espuma</li> <li>. Formação de in-<br/>crustrações</li> </ul>   |

## 5.2 PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

A precipitação química baseia-se nos princípios da coagulação-floculação-separação. Dependendo do rejeito, os radionuclídeos podem ser removidos como compostos insolúveis, por exemplo fosfatos, ferrocianetos, carbonatos etc. Este método de tratamento é mais usado em rejeitos de níveis baixo e intermediário porque nem sempre é possível alcançar fatores de descontaminação suficientemente altos.

O precipitado, para ser separado do resto do rejeito, requer partículas suficientemente grandes que podem ser obtidas através da floculação. Para aglomerar os precipitados, deve-se neutralizar as cargas dessas partículas, para impedir a repulsão mútua (potencial zeta). Isto é possível adicionando-se reagentes, por exemplo hidróxidos de ferro ou alumínio, ou ainda doses baixas de polieletrólitos. Os floculadores podem ser do tipo catiônico (por exemplo cloridratos de polivinil-amônio), aniônicos (por exemplo ácidos carboxílicos) e do tipo não iônico (poliacrilamidas).

### 5.2.1 Mecanismos de precipitação química

A transformação dos íons dos radionuclídeos, presentes no rejeito, para formas insolúveis pode ser feita utilizando-se reagentes adequados.

Se a quantidade de radionuclídeos é da ordem de partes por milhão, ppm, pode-se usar isótopos estáveis desses elementos para arrastá-los para o precipitado, ou usar compostos químicos com comportamento semelhante. Acrescentando-se elementos catiônicos ou aniônicos, ou ainda mudando o pH do rejeito, pode-se promover a precipitação. Por exemplo é comum usar bário ou cálcio para precipitar  $^{90}\text{Sr}$ , ou tório para precipitar Pu. Este processo é chamado de co-precipitação.

Outra forma de se transferir os radionuclídeos para o precipitado, é por adsorção na superfície de sólidos, formados durante o ajuste químico do rejeito. A adsorção é resultante de mecanismos eletroquímicos complexos (forças eletrostáticas). Nas superfícies dos sólidos formados durante o ajuste químico aparecem forças eletrostáticas capazes de atrair os íons de radionuclídeos. Para que isto ocorra, costuma-se usar sais metálicos (por exemplo:  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ti}^{4+}$  etc) para separar, por exemplo  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  etc.

De outra maneira pode-se usar um processo cuja ação é do tipo troca iônica, quando os cátions bivalentes do rejeito, por exemplo  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  etc, são

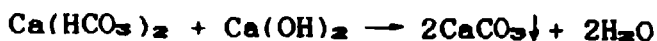
trocados pelo sódio ou potássio de compostos como os ferrocianetos.

Os processos de precipitação química são:

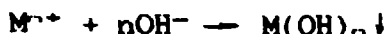
- co-precipitação;
- adsorção e
- precipitação por adição de sais catiônicos.

Alguns exemplos de precipitação química:

- precipitação com hidróxido de cálcio;

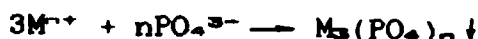


- precipitação com hidróxidos;



onde  $\text{M}^{n+} = \text{Al}^{3+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Ti}^{4+}$  etc

- precipitação com fosfatos;



onde  $\text{M}^{n+} = \text{Al}^{3+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Ca}^{2+}, \text{Sr}^{2+}$  etc, em pH alto

- precipitação com sulfato de bário;



- precipitação com ferrocianetos;



onde  $\text{M} = \text{Cu}, \text{Zn}$  ou  $\text{Ni}$

- extração de rutênio particularmente em meio nítrico, usando sulfeto de  $\text{Fe}^{2+}$  ou  $\text{Co}$ .

### 5.2.2 Fator de descontaminação

A eficiência da separação, ou o fator de descontaminação, FD, é a razão entre a concentração inicial da atividade no rejeito e a concentração da atividade no composto final. Os fatores de descontaminação podem chegar no máximo a limites de  $10^2$  a  $10^3$ , quando os reagentes são misturados homogeneamente (agitação rigorosa num tempo relativamente curto).

Inicialmente ocorre a formação de partículas finamente divididas, ou de colóides, que depois se aglomeram em flocos maiores. Para que esta floculação se realize, pode-se adicionar polieletrólitos orgânicos que neutralizam o potencial eletrocinético das partículas primárias, permitindo a formação de pontes ou de hidróxidos de ferro ou alumínio. As lamas são o produto resultante da precipitação e podem ser isoladas por filtração ou centrifugação.

Existem certos compostos, que misturados aos rejeitos líquidos, podem interferir de modo desfavorável na precipitação. São os óleos, graxas, solventes, detergentes etc. Entre eles pode-se citar o EDTA, ácido cítrico ou ácido tartárico, ou ainda entre os detergentes aqueles que possuam o grupo alquil-benzil-sulfonato. Todos eles devem ser removidos antes de se proceder a precipitação química.

Os compostos orgânicos podem ser destruídos por oxidação usando-se agentes oxidantes fortes como ácido nítrico ou ozona. Se for usado o ácido nítrico formar-se-ão, na reação, óxidos nitrosos e gases que deverão ser tratados. O ozona não causa este tipo de problemas, embora seja uma forma cara de decompor os orgânicos.

A Tabela XII apresenta os tipos de reagentes usados nos processos de precipitação química, para separar certos tipos de radionuclídeos e o fator de descontaminação em cada caso.

### 5.2.3 Procedimentos de escolha do processo de precipitação

Quando se deseja usar o processo de precipitação química para o tratamento de rejeitos líquidos deve-se analisar:

- as características do rejeito líquido quanto a:
  - . pH, acidez/alcalinidade;
  - . quais os elementos aniônicos e catiônicos (Cl, F são agentes corrosivos, cátions como o Ca, Fe ou Al formam precipitados insolúveis em soluções com pH alto);
  - . agentes complexantes e detergentes; e
  - . concentração de radionuclídeos, atividades alfa beta e gama.
  
- seleção do processo quanto a:
  - . limites de descarga e deposição do rejeito;
  - . radionuclídeos que se deseja separar e qual o FD desejado;

Tabela XII - Tipos de reagentes usados nos processos de precipitação química de certos radioelementos e o fator de descontaminação, FD, em cada caso

|                            | Radionuclídeo  | Reagentes  | Condição de trabalho | FD         |
|----------------------------|--|--|----------------------|------------|
| emissores $\alpha$         | Pu, Am<br>(não ligados a complexos)  | Hidróxidos (p. ex $\text{Fe}(\text{OH})_3$ )                                 | meio alcalino        | $\gg 1000$ |
|                            | $^{230}\text{Th}$ , $^{266}\text{Ra}$ , $^{210}\text{Pb}$<br>(produtos de decaimento do $^{238}\text{U}$ ) | Cloretos de Fe para U, Th e Pb<br>Cloretos de Ba para Ra                     | meio alcalino        |            |
| emissores $\beta / \gamma$ | $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$  | Ferrocianetos de Ni, Co, Cu, Zn<br>Tetrafenil borato de sódio                | pH = 8 - 9           | $\gg 100$  |
|                            | $^{90}\text{Sr}$   | Fosfatos de Fe, Ca<br>$\text{CaCO}_3$ , $\text{BaSO}_4$ , $\text{MnO}_2$     | pH > 10              | $\gg 100$  |
|                            | $^{60}\text{Co}$ , $^{59}\text{Fe}$ , $^{51}\text{Cr}$ , Cu, Mn  | $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , $\text{Mn}(\text{OH})$ | meio alcalino        | $\gg 100$  |
|                            | $^{95}\text{Zr}$ , $^{95}\text{Nb}$ , $^{141}\text{Ce}$ , $^{144}\text{Ce}$                                | Hidróxidos ( $\text{Fe}(\text{OH})_2$ )                                      | pH > 10              | $\ll 1000$ |
|                            | $^{103}\text{Ru}^*$ , $^{106}\text{Ru}$ , $^{124}\text{Sb}$ , $^{125}\text{Sb}$                            | Hidróxidos de Cu, Ti, $\text{Fe}^{2+}$<br>Sulfato de Co                      | pH = 5 - 8,5         | 5 - 100    |

\* O Ru causa problemas em meio nítrico

- . se o precipitado pode ser solidificado, e em que matriz;
  - . volume do rejeito a ser tratado; e
  - . taxa de geração do rejeito.
- testes de laboratório (em 50 mL):
- . experimentar os possíveis agentes de precipitação;
  - . verificar os tempos de precipitação;
  - . experimentar agentes flocculantes que aumentem a sedimentação; e
  - . experimentar a centrifugação e a filtração para verificar como se pode separar a lama.
- aplicações técnicas:
- . projetar a instalação para precipitação;
  - . projetar os recipientes;
  - . testar com agentes inativos;
  - . testar com material ativo e comparar os resultados obtidos em experimentos de laboratório.

#### 5.2.4 Tratamento dos precipitados e das lamas

Os precipitados e as lamas, produzidos durante os tratamentos químicos, têm volumes variáveis dependendo do processo de precipitação usado, da quantidade de agentes de precipitação ou de agentes carregadores. A quantidade de água, no composto final, é de aproximadamente 95 % quando o processo é bem equilibrado. Caso seja utilizado o condicionamento em betume ou em cimento é desejável que se separe a água, por sedimentação, centrifugação ou filtração.

Pelo processo de sedimentação os rejeitos são colocados em tanques onde os flocos, formados durante a precipitação, se depositam no fundo, podendo ser removidos com facilidade.

A sedimentação pode ser afetada pela temperatura do rejeito líquido. O tempo de retenção no tanque ou precipitador deve ser suficientemente longo para permitir a formação dos flocos e sua precipitação, porém não tão longo que diminua a eficiência do processo. Este tempo é calculado com os parâmetros do tanque: área superficial e profundidade.

O processo de recuperação do precipitado, ou lama, deve ser cuidadoso para que a quantidade de água que os acompanhe seja a menor possível. A natureza gelatinosa dos precipitados exige, por vezes, um pré-tratamento para torná-los filtráveis, seja por adição de eletrólitos, ou pelo processo de congelamento e descongelamento.

A precipitação química tem suas vantagens e desvantagens.

Entre as vantagens estão:

- custo baixo;
- manipulação fácil;
- uso de equipamentos convencionais;
- a manipulação de volumes grandes diminui os custos; e
- permite a separação entre os solutos ativo e inativo.

Entre as desvantagens estão:

- dificuldade de se operar com vazão contínua de de rejeitos;
- os fatores de descontaminação são menores que em outros processos;
- a concentração salina nas águas tratadas é indesejável do ponto de vista do meio ambiente e pode dificultar um segundo tratamento, por exemplo a troca iônica.

### 5.3 TROCA IÔNICA

O uso de resinas de troca iônica na indústria nuclear ocorreu em meados da década dos anos 60. Os métodos de troca iônica têm uma aplicação bastante extensa nas operações do ciclo do combustível e outras atividades que envolvem materiais radioativos. Na área do gerenciamento de rejeitos radioativos líquidos as resinas de troca iônica têm sido usadas para remover radionuclídeos solúveis.

A troca iônica baseia-se no intercâmbio, ou troca, de íons entre o meio líquido e as substâncias sólidas que têm grupos polares ionizáveis, chamadas trocador iônico ou resina de troca iônica. A forma mais comum de se usar essas substâncias é fazer passar soluções de rejeitos em colunas preenchidas com os trocadores.

A capacidade de troca iônica do material depende da quantidade de grupos iônicos presentes. Esta quantidade é igual ao número de pontos de troca. A capacidade de troca é expressa em mili-equivalentes por grama de trocador iônico seco e é uma constante característica do material trocador.

Os trocadores iônicos podem ser do tipo:

- inorgânicos: naturais ou sintéticos;
- orgânicos: naturais ou sintéticos.



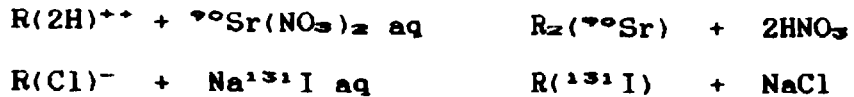
Existem trocadores do tipo catiônico e aniônico. Uma reação típica vem dada por:



ou,



onde R representa o substrato insolúvel do trocador iônico. Como exemplo pode-se observar o processo de extração do  $^{90}\text{Sr}$  ou do  $^{131}\text{I}$  de rejeitos aquosos:



As resinas de troca iônica cujo poder de extração estiver saturado serão chamadas "exauridas" mas poderão ser "regeneradas" pela reversão da reação de troca.

A estrutura básica ou o substrato de um trocador iônico assemelha-se a uma esponja. Esta estrutura deve ser química e fisicamente durável num conjunto de condições. A forma, geralmente esférica, pode ter um diâmetro variável entre 0,3 a 3,0 mm. A Figura 17 mostra alguns tipos de trocadores iônicos mais comuns.

As limitações das resinas de troca iônica são a de que para haver troca é necessário que os radionuclídeos no rejeito estejam ionizados, que a concentração de sólidos em suspensão seja baixa, os radionuclídeos monovalentes ou de número atômico baixo têm maior dificuldade de serem removidos, a concentração de sólidos no rejeito deverá ser inferior a 2500 g/L ou melhor ainda se estiver abaixo de 1000 g/L.

### 5.3.1 Trocadores iônicos inorgânicos e orgânicos

Entre os trocadores inorgânicos naturais pode-se citar:

- argilas (caolinita, vermiculita, atapulgita, montmorilonita etc);
- humus de solo;
- zeólitos (sodalita, analcita etc).

e dos trocadores sintéticos:

- aluminossilicatos na forma de gel;
- arsenatos;
- fosfatos;
- compostos de cério.

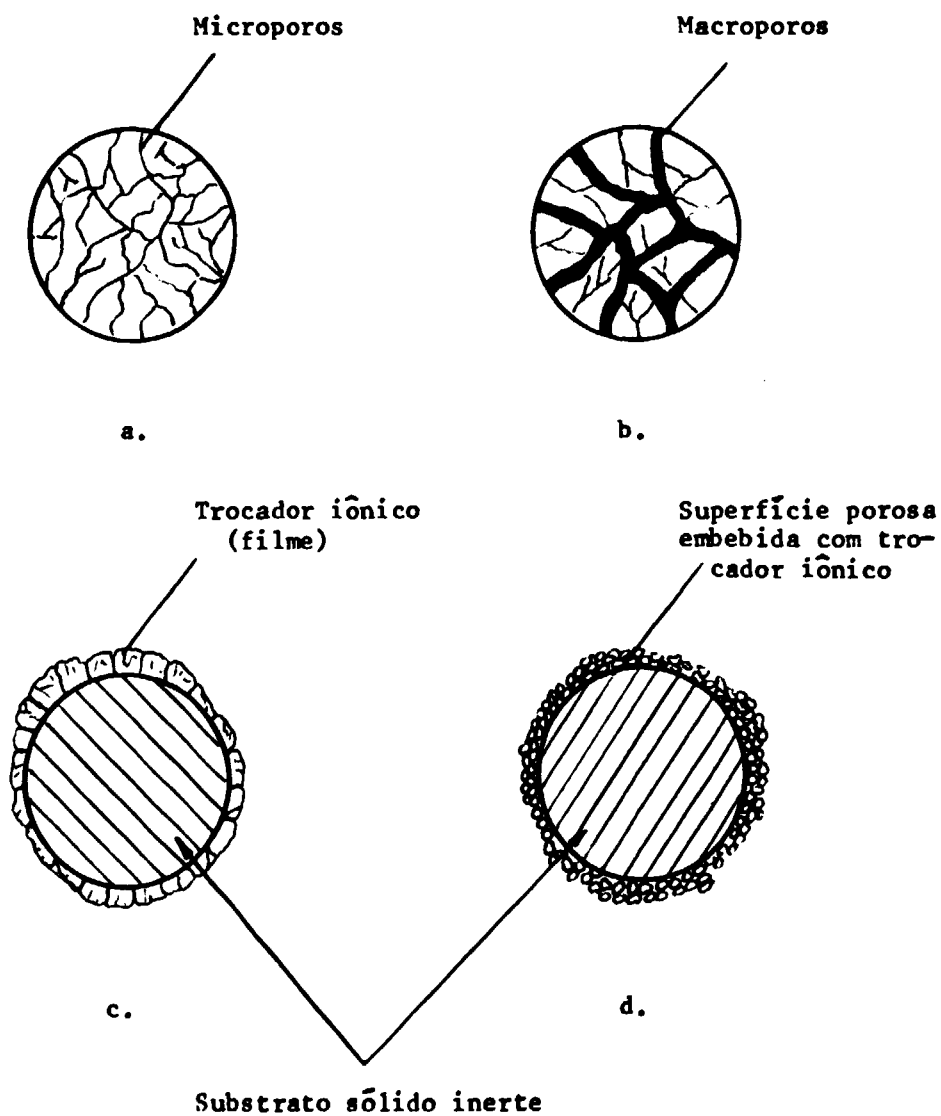


Figura 17 - Esquemas comparativos dos vários tipos de trocadores iônicos<sup>(16)</sup>: a. tipo micro-reticulado (gel); b. tipo macro-reticulado; c. tipo película; d. com camada porosa.

As limitações para a aplicação dos materiais inorgânicos são, entre outras:

- perdas causadas pelos radionuclídeos na forma coloidal, dificuldades mecânicas de troca;
- dificuldade de troca se os radionuclídeos não estiverem eletroliticamente ajustados. Isto ocorre principalmente com radionuclídeos de metais pesados;
- a troca torna-se menos eficiente se o rejeito tiver mais de 4 mg/L de sólidos em suspensão ou mais de 1 g/L de sais solúveis;
- custo relativamente alto dos materiais sintéticos se comparado com o das zeólitas naturais;
- quando em presença de ácidos e bases a estabilidade química fica limitada;
- podem apresentar problemas de seletividade;
- têm estabilidade mecânica limitada;
- em soluções de pH alto pode ocorrer perda dos grupos iônicos;
- fabricar o tamanho conveniente para cada uso eleva o custo do trocador.

Entre os trocadores iônicos orgânicos naturais pode-se citar os:

- polissacarídeos (celulose, papel, madeira, fécula de milho);
- proteínas;
- algodão;
- carvão;
- turfa etc.

e entre os sintéticos os:

- polímeros;
- poliestireno;
- ácidos fortes ou fracos;
- bases fortes ou fracas etc.

As limitações, que são inerentes a todos aqueles de origem natural são:

- capacidade de extração baixa;
- estabilidade a radiação limitada;
- estrutura física mais fraca e não uniforme;
- podem ser decompostos pela ação de ácidos ou álcalis.

e para os produtos sintéticos as limitações são semelhantes aquelas citadas para os trocadores inorgânicos.

A Tabela XIII resume certas características de trocadores iônicos orgânicos e inorgânicos.

Tabela XIII - Características de trocadores iônicos inorgânicos e orgânicos <sup>(12)</sup>

| Características         | Inorgânicos<br>(absorvedores) | Orgânicos<br>(trocadores) | Observações  |
|-------------------------|-------------------------------|---------------------------|--|
| Capacidade de troca     | Baixa-Alta                    | Alta                      | Inorgânicos por exemplo: $TiO.nH_2O$ ou $ZrPO_4$ são melhores que os orgânicos   |
| Estabilidade Química    | Boa                           | Regular-Pobre             | Inorgânicos são mais resistentes ao ácido nítrico  |
| Estabilidade térmica    | Boa                           | Regular-Pobre             | Inorgânicos são melhores para estocar  |
| Estabilidade à radiação | Boa                           | Regular-Pobre             | Os orgânicos tem estabilidade reduzida em temperaturas altas e na presença de oxigênio   |
| Regeneração             | Incerta                       | Boa                       | -  |
| Especificidade          | Inadequada                    | Desconhecida              | -  |
| Resistência mecânica    | Variável                      | Boa                       | Inorgânicos podem ficar quebradiços em soluções de pH diferentes daquelas indicadas  |
| Custo                   | Baixa-Alta                    | Alto                      | Muitos inorgânicos são mais baratos que os orgânicos   |
| Disponibilidade         | Incerta                       | Boa                       | Alguns inorgânicos são feitos para área nuclear  |
| Manipulação             | Boa                           | Boa                       | Orgânicos na forma esférica são bons para manipular enquanto os inorgânicos tem geralmente arestas                             |
| Inmobilização           | Boa                           | Boa                       | Inorgânicos são compatíveis com estruturas inorgânicas e os orgânicos com betume, cimento ou polímeros e podem ser incinerados |

Nas instalações nucleares, as resinas de troca iônica são utilizadas para limpar os circuitos primário e secundário de reatores refrigerados com água, no tratamento da água de tanques de armazenagem de elementos combustíveis irradiados, na purificação de plutônio, na purificação de radionuclídeos para aplicações médicas etc.

### 5.3.2 Processos de troca iônica, fatores de descontaminação

A aplicação de resinas de troca iônica no tratamento de rejeitos radioativos de níveis baixo e médio fez surgir uma quantidade muito grande de sistemas. Como exemplo cita-se as unidades de troca iônica em leito fixo, do tipo mono-leito e leito misto, e as unidades de troca iônica contínua.

Nas unidades de troca iônica em leito fixo, a resina fica acomodada num suporte cilíndrico, apoiada sobre um disco perfurado e coberta com uma camada de material que retém as partículas finas presentes na solução de rejeitos. Normalmente o diâmetro da resina usada em leito fixo varia entre 100 e 1000  $\mu\text{m}$ , possui uma densidade entre 1,1 e 1,2  $\text{g}/\text{cm}^3$  e a quantidade de água retida varia entre 40 e 80 % nas resinas de origem orgânica.

A Figura 18 mostra um esquema simplificado do sistema tipo coluna, com leito fixo. Esse sistema apresenta as características seguintes:

- o trocador iônico é seletivo;
- o trocador tem partículas pequenas e de tamanho uniforme;
- o trocador tem capacidade volumétrica alta;
- o trocador aceita soluções com temperatura mais elevada;
- a vazão da solução é lenta;
- a concentração dos radionuclídeos é alta.

A utilização das unidades de leito fixo para remoção das impurezas muito ativas é comum nas instalações nucleares que possuam reatores de água pressurizada (PWR - Pressurized Water Reactor). O circuito primário de refrigeração é purificado por resinas de troca iônica, usando unidades tipo mono-leito e leito misto como mostra a Figura 19. Nesta aplicação as resinas não são regeneradas mas trocadas, quando a sua eficiência diminui a qualidade de refrigeração do circuito. As resinas exauridas são tratadas como rejeitos sólidos.

Muitas vezes as resinas exauridas usadas em leito fixo podem ser trocadas por resinas novas ou regeneradas. Para reaproveitá-las inicialmente são lavadas para a remoção de partículas retidas no leito e em seguida regeneradas pelos processos convencionais. A regeneração da resina pode chegar a 90 % até que ela se torne, após um certo número de vezes,

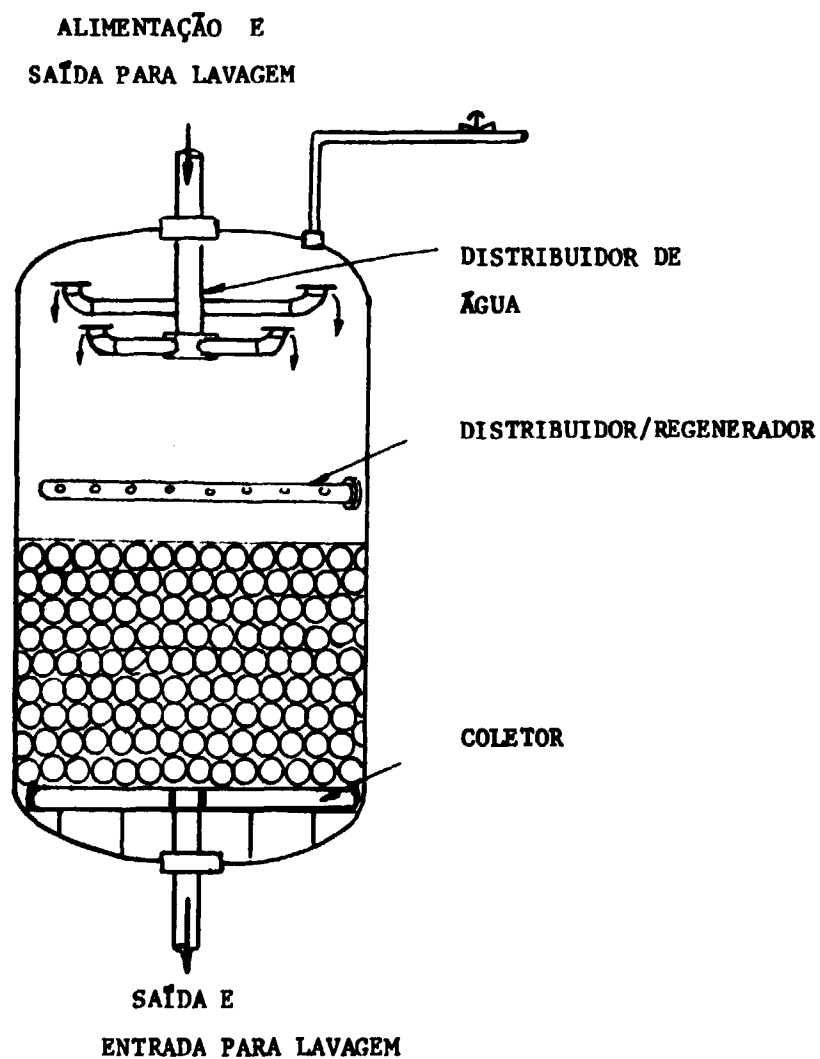
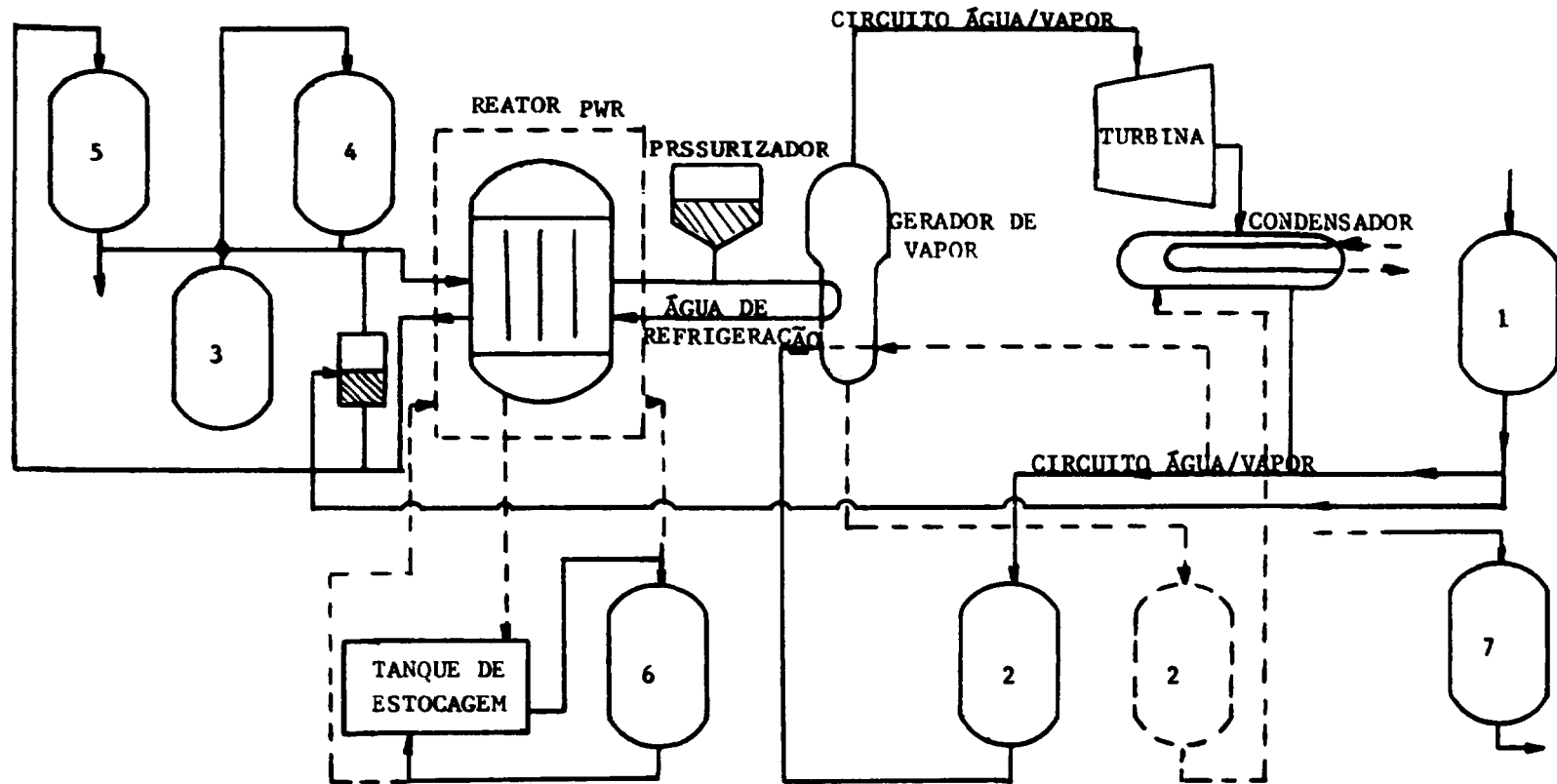


Figura 18 - Unidade de troca iônica do tipo leito fixo<sup>(12)</sup>.



### SISTEMA DE TROCA-IÔNICA

1. ÁGUA DE LAVAGEM (Desmineralizar, remover colóides)
2. CONDENSADO (Desmineralizar, descontaminar)
3. 4. QUÍM. REFRIGERAÇÃO PRIMÁRIA (Desmineralizar, des\_  
contaminar, remover boro)

5. RECUPERAÇÃO DE BORO (Descontaminação,  
de ácido)
6. TANQUE DE ESTOCAGEM (Descontaminação, desminerà  
lização)
7. REJEITOS LÍQUIDOS (Descontaminação)

Figura 19 - Utilização de unidades de troca iônica no reator tipo PWR<sup>(12)</sup>.

inútil no processo de retenção de íons. Neste caso, ela é solidificada se contiver radionuclídeos, recebendo o mesmo tratamento que outro rejeito sólido qualquer guardadas as devidas recomendações.

O processo de regeneração pode apresentar algumas dificuldades técnicas. Em alguns casos a regeneração não poderá ser feita no próprio leito se a resina contiver certos tipos de íons. Por outro lado a regeneração na unidade é dificultada porque muitas vezes a solução regenerativa não molha o volume total do leito, ou afeta a distribuição das partículas no mesmo, ou ainda, forma canais ou fluidiza o leito como um todo. Isto pode causar a regeneração inomogênea das resinas com o agravante de manter parte da solução regenerativa no leito.

A utilização de resinas regeneradoras em tratamentos sucessivos de rejeitos líquidos é problemática porque a solução aquosa resultante torna-se mais ativa, exigindo uma descontaminação posterior com resinas de capacidade de troca muito alta. Estas resinas são solidificadas da mesma forma como aquelas exauridas.

As unidades de troca iônica contínuas são mais usadas no campo do tratamento de rejeitos líquidos de nível baixo. Estas unidades além de terem o inconveniente da construção ser mais complexa, apresentam a dificuldade de movimentação do material trocador. As vantagens porém, são as de necessitarem volumes menores de agentes de eluição e água de lavagem, o custo é mais baixo e o espaço ocupado é igual àquele ocupado pelas resinas de leito fixo.

O fator de descontaminação tanto das resinas orgânicas como das inorgânicas, seja em leito fixo ou no sistema contínuo, varia entre 2 e 10.000.000 em sistemas muito sofisticados, embora valores entre 100 e 1000 sejam bem aceitos em operações mais simples.

A escolha do trocador iônico deve ser muito criteriosa e para se alcançar o melhor fator de descontaminação é necessário que se observe:

- capacidade de troca, seletividade, tipo do material a ser usado;
- pH do rejeito;
- composição ativa e inativa do rejeito;
- temperatura do rejeito;
- volume do trocador e a vazão do rejeito;
- se existe a possibilidade de se formarem colóides;
- presença de contaminantes orgânicos no rejeito.



### 5.3.3 Recomendações

Quando se escolhe o processo de tratamento por troca iônica deve-se observar se o rejeito líquido atende as características seguintes:

- o conteúdo salino deve ser baixo, normalmente menor que 1 g/L para não provocar a exaustão das resinas com íons inativos;
- os radionuclídeos devem estar na forma de íons;
- os colóides, quando presentes no rejeito, podem ser separados por filtros;
- a presença de sólidos em suspensão deve ser menor que 4 mg/L para não entupir o leito;
- a resina deve ser compatível com a temperatura da solução de rejeito.

Aquelas resinas exauridas devem ser removidas das unidades, acondicionadas de forma segura até o tratamento adequado. A troca de resinas cuja capacidade de troca tenha caído até níveis impraticáveis, por outro material novo pode seguir critérios diferentes dependendo do tipo de trocador iônico. O critério mais comum que rege a necessidade de troca normalmente é o do fator de descontaminação embora não se deva negligenciar o aumento da condutividade, a frequência de regeneração e nível de radiação entre outros.

Quando se trata um rejeito radioativo com resinas de troca iônica espera-se reter nelas a maior quantidade possível de radionuclídeos. A operação no entanto deve ser cuidadosa para que as condições químicas e físico-químicas das substâncias envolvidas não causem contratempos como aqueles da redução da pressão ao longo do leito, aumento da atividade na região de alimentação, entupimento da unidade e segurança radiológica dos operadores.

Antes de se proceder qualquer tipo de tratamento com resinas de troca iônica, por causa da variedade de tipos, deve-se estudar o rejeito, a resina e a operação como um todo.

### 5.3.4 Utilização de trocadores iônicos na área nuclear

Na área nuclear a aplicação mais comum das resinas de troca iônica é no tratamento de águas de refrigeração em reatores e a descontaminação de rejeitos líquidos provenientes de laboratórios de pesquisa ou em unidades de tratamento de rejeitos radioativos.

A Tabela XIV mostra as instituições de energia nuclear que se utilizam de trocadores iônicos para o tratamento de rejeitos radioativos líquidos.

As vantagens e as limitações de resinas de troca iônica

Tabela XIV - Tratamento de rejeitos radioativos líquidos com resinas de troca iônica

| País               | Local                 | Origem do rejeito | Nuclídeos                                 | Sistema                                | Tipo de resina | F.D.                   | R.V.        | R. ou T. |
|--------------------|-----------------------|-------------------|---|--|----------------|------------------------|-------------|----------|
| África do Sul      | Pelindaba             | Várias            | PF  | CM                                     | O.S.           | -                      | -           | T        |
|                    | Pelindaba             | Várias            | PF  | idem                                   | O.S.           | -                      | -           | -        |
| Alemanha Ocidental | Hahn-Meitner          | Laboratório       | $^{137}\text{Cs}$                         | CA                                     | I.N.           | $10^3$                 | 1600        | T        |
|                    | Hahn-Meitner          | Laboratório       | PF  | CA,CC,CM                               | O.S.           | -                      | -           | R        |
| Bélgica            | Mol                   | Várias            | PF  | CA,CC                                  | O.S.           | 2-10                   | -           | R        |
|                    | Mol                   | Várias            | PF  | Revestimento de centrífuga             | O.S.           | -                      | -           | T        |
| U.S.A.             | Arvonne               | Laboratório       | PF  | CC                                     | O.S.           | 3-10                   | -           | R        |
|                    | Arvonne               | Laboratório       | PF  | CC,CM                                  | O.S.           | -                      | -           | R        |
|                    | Savannah R.           | Evaporador        | $^{137}\text{Cs}$ , $^{103-106}\text{Ru}$ | CC                                     | Z.S.           | $200(^{137}\text{Cs})$ | 4000        | T        |
|                    | Savannah R.           | Reator            | PF  | CM                                     | O.S.           | -                      | -           | R        |
|                    | Lawrence<br>Lo Alamos | Várias<br>Várias  | PF<br>$^{90}\text{Sr}$                    | C várias<br>CC-série                   | O.S.<br>O.S.   | -<br>$30-60$           | -<br>$10^3$ | T<br>R   |
| Espanha            | JEN                   | Várias            | PF  | CA,CC                                  | O.S.           | -                      | -           | R        |
| Inglaterra         | Harwell               | Várias            | PF  | Revestimento Vermiculita de centrífuga |                | 10-20                  | -           | T        |
|                    | Harwell               | Várias            | PF  | CC+CA+CC+CA                            | O.S.           | 100-500                | -           | R        |
| Noruega            | Kjeller               | Várias            | PF  | CA,CC                                  | O.S.           | $10^3$                 | 20-100      | R        |
| Japão              | Tokai-Mura            | Várias            | PF  | Membrana+CM                            | O.S.           | 450                    | -           | R        |

O.S. = Orgânica sintética    PF = Produtos de fissão    F.D. = Fator de descontaminação    R.D. = Redução de volume  
C.A. = Coluna aniônica    C.C. = Coluna catiônica    C.M. = Coluna mista    R = Regeneração    T = Tratamento

para o tratamento de rejeitos líquidos são apresentadas na Tabela XV.

#### 5.4 OUTROS PROCESSOS

A utilização de processos novos no tratamento de rejeitos líquidos, diferentes dos citados em parágrafos anteriores, ainda é prematura e vem sendo estudada. Em muitos casos os testes de laboratório com rejeitos simulados, ou mesmo certos tipos de efluentes, podem mudar alguns parâmetros. A fase de testes é muito importante e necessária. Algumas das técnicas que vem sendo analisadas são: a ultrafiltração, a separação por formação de espuma, uso de membranas etc.

##### 5.4.1 Processo de filtração

Os processos de filtração, subdivididos em ultrafiltração e microfiltração, são empregados para aumentar os fatores de descontaminação dos processos de precipitação química e para diminuir a geração de lamas.

A ultrafiltração é uma filtração por processo físico. Pode reter moléculas grandes, partículas em suspensão e colóides, mas permite que os sais solúveis saiam com a água do rejeito. É usada para remover moléculas complexas e opera com pressões baixas (0,1 - 1 MPa). É usada para tratar rejeitos aquosos nas instalações de fabricação de combustível (Pu). Os fatores de descontaminação estão no entorno de 1000, para remoção de emissores alfa, e para emissores beta e gama o valor está acima de 100, com uma redução de volume (líquido ativo/sólido imobilizado) da ordem de 10.000.

A microfiltração é aplicada para a remoção de partículas em suspensão com diâmetros de aproximadamente 1  $\mu$ m.

##### 5.4.2 Processo membrana

###### a. Osmose reversa

Do processo membrana fazem parte a osmose reversa e a eletrodialise. Atualmente a ultrafiltração também é anexada ao grupo por causa de certos aspectos semelhantes e tecnologia parecida.

Na osmose reversa são usadas pressões altas (2 - 4 MPa) para forçar a passagem da água por membranas semi-permeáveis

Tabela XV - Algumas vantagens e limitações das resinas de troca iônica usadas no tratamento de rejeitos radioativos líquidos.

| Vantagens  | Limitações  |
|--|---|
| . Aplicação de operações <u>con</u> vencionais                           | . O conteúdo de sais e sólidos em suspensão dos rejeitos deve ser baixo |
| . Pode-se usar para remover impurezas iônicas                            | . Certas resinas são sensíveis ao pH das soluções                       |
| . Os fatores de descontaminação podem ser altos                          | . A regeneração das resinas gera mais rejeitos                          |
| . Algumas resinas podem ser reutilizadas várias vezes após a regeneração | . Algumas resinas são vulneráveis à radiação                            |
| . Pode-se usar para remover colóides                                     |   |
| . Pode-se operar de forma <u>con</u> tínua                               |   |
| . O tratamento de efluentes dá bons resultados                           |   |

que têm capacidade de reter as espécies iônicas ou as moléculas grandes. No tratamento de rejeitos radioativos surgem certos problemas, por exemplo:

- o uso de pressões altas pode causar vazamento de líquidos ativos através de falhas no sistema;
- deve-se usar bombas estanques;
- a troca das membranas é feita em intervalos de aproximadamente um ano;
- caso sejam usadas membranas cujo substrato seja orgânico, pode haver uma limitação quanto a resistência à radiação particularmente se aplicada a rejeitos com emissores alfa;
- a limpeza do sistema como um todo é necessária, caso o rejeito apresente muitas impurezas.

As aplicações da osmose reversa estão ainda em fase de aperfeiçoamento. Estuda-se a possibilidade de usá-la no tratamento de rejeitos de reatores de água pressurizada (PWR) para recuperar o ácido bórico<sup>(11)</sup>.

#### b. Eletrodialise

A eletrodialise baseia-se no movimento de íons de certa carga sob influência de um gradiente de potencial elétrico, através de uma membrana permeável a íons, prevenindo a difusão de íons de carga contrária em direção oposta.

A Figura 20 mostra os princípios básicos da eletrodialise que são os da separação de sais em ácidos e bases; como concentrador de sais e como membrana bipolar. O processo de concentração de sais é comumente usado na indústria e no tratamento de águas. As membranas bipolares separam os íons  $\text{OH}^-$  dos íons  $\text{H}^+$ .

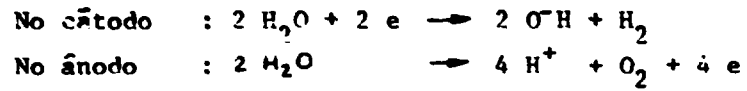
A eletrodialise pode ser aplicada, por exemplo para regenerar ácido bórico, em reatores de água pesada. O ácido bórico é aprisionado usando-se um trocador de ânions (base forte) e então eluído, usando-se um reagente do tipo potassa cáustica de deutério, KOD. O borato de potássio pode ser composto da forma:



onde, por eletrodialise, separa-se os íons de potássio através da membrana catiônica em direção ao cátodo e o deutero-ácido bórico fica retido<sup>(12)</sup>.

#### 5.4.3 Processo elétrico

O processo elétrico, no tratamento de rejeitos líquidos de atividades baixa ou intermediária, tem sido estudado porque não requer reagentes ou materiais específicos, para



A = membrana permeável a ânions  
 B = membrana permeável a cátions

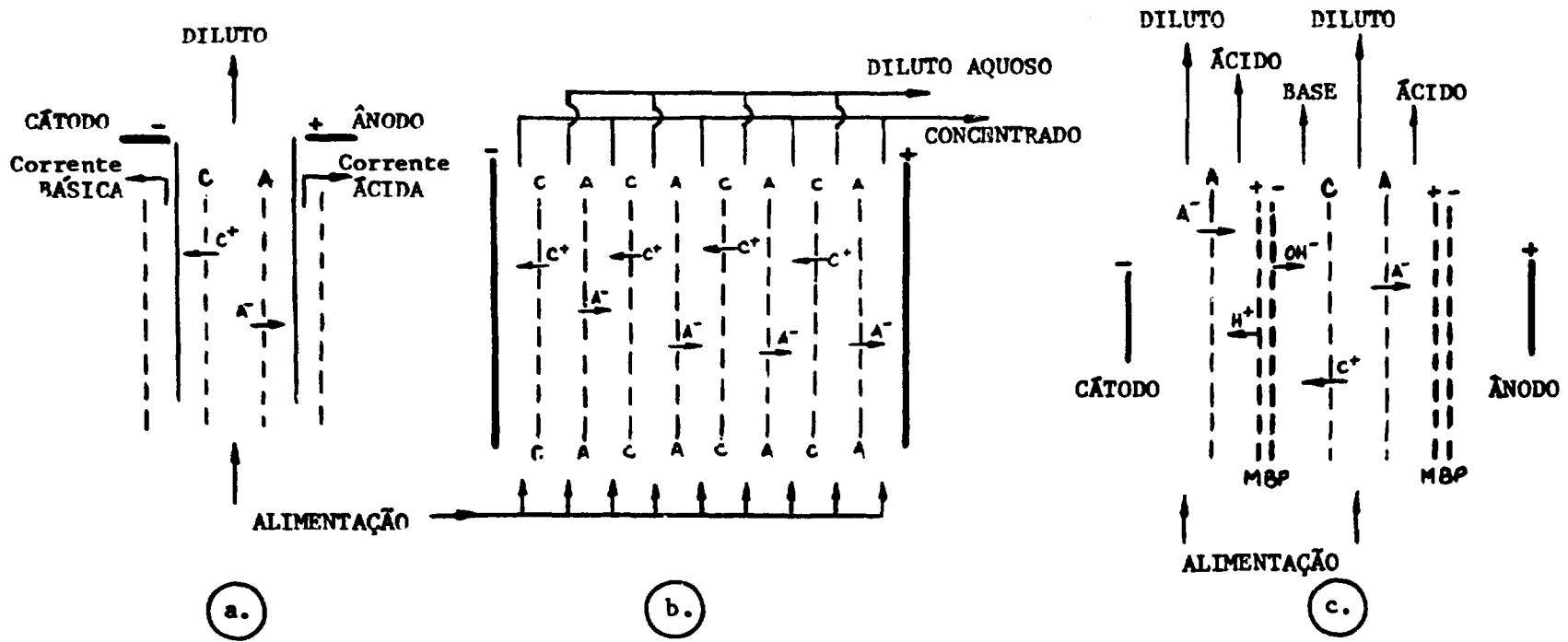


Figura 20 - Sistemas de operação de electrodiálise: a. Separa o sal em ácido ou base  
 b. Concentra os sais  
 c. Usa membrana bipolar

separar as espécies iônicas ou coloidais. No método, o soluto ativo reage com um eletrodo, formando um composto insolúvel, ou pode-se causar a eletrocoagulação formando flocos ao redor do eletrodo por deposição anódica de Al ou Fe.

O processo elétrico pode ser aplicado nas formas seguintes: electrocoagulação, destruição de certos complexos com correntes elétricas de frequência alta, electro-osmose, retenção de radionúcleos etc.

Em rejeitos aquosos de nível intermediário pode-se destruir o ácido nítrico diminuindo a valência do nitrogênio para permitir a precipitação dos produtos de fissão do rejeito sem que se forme um volume de sais grande ( como na neutralização do ácido ).

#### 5.4.4 Separação por espuma

A separação por espuma é um processo que já vem sendo estudado há cerca de 30 anos. Porém por causa de suas limitações, tem aplicações restritas no tratamento de rejeitos porque depende do processo de troca iônica para transferir as espécies ativas para a espuma ( formada por borbulhamento de gás através do volume de rejeitos ) que é separada do restante do líquido no final da operação.

Este processo tem sido aplicado, com mais frequência nas operações de "limpeza", em rejeitos contendo cátions bi- ou trivalentes e quando houver espécies inorgânicas monovalentes.

Geralmente os fatores de descontaminação podem chegar a 200 e a redução de volume, da ordem de 50, no líquido concentrado.

#### 5.4.5 Separação magnética

Este método é usado para separar sólidos em suspensão fazendo-se passar o fluido por um coletor, com estrutura ferromagnética (esferas de aço), colocado entre os pólos de um electro-ímã forte. As espécies ferromagnéticas, Fe e  $Fe_3O_4$ , e as paramagnéticas,  $FeO$  e  $Fe_2O_3$ , ficam temporaria ou permanentemente magnetizadas e retidas no coletor. Estas partículas podem ser retiradas revertendo o campo magnético ou desligando o sistema.

Na área nuclear o coletor pode ser usado para:

- retirar as espécies que causam corrosão ou os particulados da água do circuito de refrigeração de reatores, podendo operar com líquidos cuja temperatura pode chegar até aproximadamente 300 °C;

- separar os produtos de fissão insolúveis de rejeitos provenientes das operações de reprocessamento (o método está sendo testado);
- remover flocos de hidróxido de ferro que podem surgir durante o tratamento de rejeitos de níveis baixo e intermediário.

No entanto há certos cuidados quanto ao pH do líquido a ser tratado e a compatibilidade química do rejeito com o sistema coletor.

A aplicação dos processos citados neste item requer um certo grau de desenvolvimento e em cada caso devem ser testados em escalas de laboratório e escala piloto.

Cada método pode auxiliar ou substituir os processos comumente usados. Tem-se observado que:

Ultrafiltração pode melhorar o fator de descontaminação e reduzir o teor de lamas nas operações de precipitação química;

Osmose reversa (ou eletrodialise) pode substituir, ou anteceder, a evaporação; ou ser usada para pré-concentrar os rejeitos durante a fase de precipitação onde se formem flocos.

Processo elétrico desenvolvido para substituir o processo de precipitação, melhora o processo de troca iônica, pode ser usado para a desidratação de lamas e suspensões diluídas de colóides;

Separação por espuma pode substituir a troca iônica;

Separacao magnetica aumenta o fator de descontaminação em certos processos de floculação.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Standardization of Radioactive Waste categories*, Vienna, 1970. (Technical Reports Series, 101).
2. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Treatment of Low- and Intermediate-Level Liquid Radioactive Wastes*, Vienna, 1983. (Technical Reports Series, 223).
3. BUENO, F.S. *Dicionário Escolar da Língua Portuguesa*, 11. ed. Rio de Janeiro, FENAME, 1982.
4. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Techniques and Practices for Pre-treatment of Low and Intermediate Level Solid and Liquid Radioactive Wastes*, Vienna, 1987. (Technical Reports Series, 272).
5. UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION *Licensing Requirements for Land Disposal of Radioactive Waste*, Washington, US Government Printing Office, 1988. (10 CFR part 61).
6. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *The Volume Reduction of Low-Activity Solid Wastes*, Vienna, 1970. (Technical Reports Series, 108).
7. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Safe Handling of Radionuclides*, Vienna, 1973. (IAEA SS, 1).
8. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material*, Vienna, 1985. (IAEA SS, 6).
9. DIRKS, F., HEMPELMANN, W. *Incineration of Burnable Radioactive Residues*, 7 Sept. - 20 Oct, 1987, IAEA-Interregional Training Course on "Management of Radioactive Wastes", Karlsruhe, Karlsruhe Nuclear Research Center, 1987.

10. BUHMANN, D., FATHO, K., GUSSMANN, H., WILKE, M., *Incineration of Radioactive Wastes Applying the Juelich Incineration Process*, Heidelberg, Kraftanlagen Aktiengesellschaft, 1981.
11. BAHR, W., HEMPELMANN, W., KRAUSE, H. *Incineration Plant for Radioactive Waste at Nuclear Research Center Karlsruhe*, Karlsruhe, 1977.
12. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Treatment of Low- and Intermediate-Level Liquid Radioactive Wastes*, Vienna, 1984. (Technical Reports Series, 236).
13. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY *Design and Operation of Evaporators for Radioactive Wastes*, Vienna, 1968. (Technical Reports Series, 87).
14. PFEIFFER, R. *Treatment of Liquid Radioactive Waste by Evaporation*, 7 Sept - 20 Oct, 1987, IAEA- Interregional Training Course on "Management of Radioactive Wastes", Karlsruhe, Karlsruhe Nuclear Research Center, 1987.
15. MAHROL, M. *Ion Exchangers in Analytical Chemistry. Their Properties and Use in Inorganic Chemistry*, Amsterdam, Elsevier, 1982.