reconhecida experiência dos engenheiros Pedro Marcio Braile e José
luardo W. A. Cavalcanti, consignando a tecnologia nacional, repre-
nta uma sólida contribuição ao enfoque e resolução dos graves pro-
emas de poluição ambiental causados pelos resíduos industriais. Neste
ro, os autores e seus colaboradores abordam, em 27 capítulos — dos
ais simples aos mais complexos —, exemplos de fontes poluidoras in-
ıstriais, sua prevenção, tratamento e recomendações específicas para
da caso particular. Apresentam, ainda, um vasto repertório da legis-
ção brasileira e internacional sobre controle da poluição e suas di-
rsas manifestações no ambiente.

anual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais é recomen-
do aos técnicos na especialidade, profissionais de entidades públicas
particulares ligados à Engenharia Sanitária e Ambiental e ao de-
nvolvimento industrial do País.

35.001.04

P.M. BRAILE
J.E.W.A. CAVALCANTI

MANUAL DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS I

ARQUIVO TECNICO

5400
B731m
026514
ex.5

CETESB

09418
026514

CETESB

MANUAL DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS INDUSTRIAIS

P.M. BRAILE
J.E.W.A. CAVALCANTI

CETESB

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA
AV. PROF. FREDERICO HERMANN JR., 345 CEP 05459 PINHEIROS
SÃO PAULO - BRASIL

Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais

Capa:
Criação: MARIA JOSÉ CAVALCANTI
Arte: ARIEL SEVERINO

Ilustrações:
IDELMA T. PICOLO
JOSÉ APARECIDO DA SILVA

Direitos reservados pela
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
São Paulo, Brasil, 1993.

É proibida a reprodução total ou parcial por quaisquer meios, sem a autorização escrita da CETESB.

FICHA CATALOGRÁFICA
(Preparada pela Biblioteca da CETESB)

B799m Braile, Pedro Marcio
Manual de tratamento de águas residuárias industriais / Pedro Marcio Braile e José Eduardo W.A. Cavalcanti. — São Paulo: CETESB, 1993.

764 p. : il. ; 21 cm

Bibliografia.

1. Despejos industriais - tratamento e disposição final 2. Efluentes industriais - tratamento I. Cavalcanti, José Eduardo W.A. II. Título.

CDD (18 ed.) 628.540 2
CDU (2.ed. med. port.) 628.54 : 628.33

Impresso no Brasil *Printed in Brazil*

PEDRO MARCIO BRAILE
JOSÉ EDUARDO W. A. CAVALCANTI

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA
AV. PROF. FREDERICO HERMANN JR., 345 CEP 05489 - PINHEIROS
SÃO PAULO - BRASIL

Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais

CETESB

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
São Paulo - Brasil
1993

CLASS. 5400
AUTOR. B731m
TOMBO 26514 026514
Ex.4

COLABORADORES:

- MANOEL HENRIQUE CAMPOS BOTELHO
  Interpretação das análises
- ARISTIDES ALMEIDA ROCHA
  Biodegradação
- ROBERTO E. B. CENTURIÓN
  Laticínios
- EMÍLIO ONICHI
- JOSÉ FURQUIM DE CAMPOS
- NADIR A. DA GLÓRIA
  Açúcar e álcool
- MAX LOTHAR HESS
  Curtumes
- DANILO DE AZEVEDO
  Indústrias químicas inorgânicas
- CLÓVIS LUDOLF GOMES e NEIF RIBEIRO
  Detergentes
- NEIF RIBEIRO
  Indústria farmacêutica
- OSWALDO CLETO FILHO
  Tabelas e gráficos

7.35.001.04

CETESB

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 - CEP 05489-900
São Paulo - Brasil

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

APRESENTAÇÃO

O **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**, elaborado pelos engenheiros Pedro Marcio Braile e José Eduardo W. A. Cavalcanti, publicado pela CETESB em 1979, continua sendo um livro extremamente importante, oferecendo preciosos subsídios técnicos aos que atuam na preservação e controle do meio ambiente, mais especificamente dos recursos hídricos, para onde acabam sendo carreados os dejetos líquidos das indústrias.

Ainda hoje, este livro reúne méritos que justificam a demanda por parte de especialistas em controle ambiental de todo o País. E é por este motivo que a CETESB resolveu proceder à reimpressão de mil exemplares. Ao fazê-lo, temos certeza de estarmos contribuindo para o aperfeiçoamento da tecnologia aplicada no tratamento de águas residuárias industriais, cumprindo, dessa forma, a missão institucional na CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Não vemos, aliás, outra maneira de divulgarmos os conhecimentos acumulados pela companhia ao longo de 25 anos de existência em benefício de toda a coletividade.

WALTER LAZZARINI
Diretor Presidente

CETESB - CM. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

PREFÁCIO

Se, usando o velho chavão, afirmássemos que o Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais de Braile e Cavalcanti era a obra que faltava nas nossas estantes, estaríamos falseando a verdade, pois Pedro Marcio Braile já havia publicado, há alguns anos, o seu livro "Despejos Industriais", precocemente esgotado. Pressionado para que produzisse uma segunda edição revista e melhorada, preferiu Braile escrever uma nova obra, de mais largo fôlego. Para conseguir realizar essa empreitada ambiciosa, associou-se a José Eduardo Wanderley de Albuquerque Cavalcanti, formando assim uma dupla de engenheiros especializados em tratamento de despejos industriais com ampla experiência, dificilmente superável no país.

Braile e Cavalcanti contaram ainda com a ajuda de colaboradores em alguns capítulos do Manual, nos quais os autores resolveram enriquecer a matéria com a experiência mais profunda de outros colegas do ramo, todos brasileiros.

O Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais é uma obra que poderemos chamar de completa e absolutamente atualizada. Dividido em 27 capítulos, cobrindo todos os tipos de indústrias, incluindo também despejos térmicos e radioativos, o Manual se constitui em uma obra invulgar, mesmo quando comparado com congêneres de países mais desenvolvidos que o nosso.

O Manual de Braile e Cavalcanti registra a experiência brasileira e estrangeira e consigna a tecnologia nacional desenvolvida para despejos inexistentes em países mais adiantados, como os de usinas de açúcar e álcool etílico e os das fecularias de mandioca, por exemplo.

Trata-se de um compêndio indispensável na biblioteca de qualquer técnico da especialidade, assim como na de toda a entidade pública ou privada ligada de alguma forma ao saneamento básico e ao desenvolvi-

mento industrial. Servirá de orientação ao empresário preocupado com o destino final dos resíduos de sua indústria, e embora seja inteiramente destituído de qualquer cunho acadêmico, não poderá deixar de ser adotado por todos os estabelecimentos de ensino de engenharia do País. Em boa hora resolveu a CETESB encarregar-se de sua publicação.

Braile, Cavalcanti e colaboradores trabalharam três anos na elaboração deste livro. Mesmo durante os trabalhos de composição tipográfica, os autores revisaram e atualizaram o texto em várias partes do mesmo, à medida que iam recebendo informações pertinentes. Se falhas restaram, haverão de ser irrelevantes.

Temos a convicção de que este Manual contribuirá decisivamente na implantação de planos de obras de saneamento básico e de proteção do meio ambiente.

Eng.º MAX LOTHAR HESS

SUMÁRIO

1 O CONTROLE DA POLUIÇÃO, 1

Introdução, 1
Exposição geral do problema, 3

2 MÉTODOS DE TRATAMENTO, 5

Natureza dos despejos industriais, 5
Características físicas, 6
- *Sólidos totais*, 6
- *Temperatura*, 7
- *Cor*, 8
- *Odor*, 8
- *Turbidez*, 8

Características químicas, 8
- *Medicão da matéria orgânica*, 8
- *Matéria inorgânica*, 10

Métodos de tratamento, 11
- *Métodos físicos*, 11
- *Métodos químicos e físico-químicos*, 14
- *Métodos biológicos*, 16

Poluentes mais comuns, 19
- *Arsênio*, 19
- *Bário*, 20
- *Cádmio*, 20
- *Cianetos*, 20
- *Chumbo*, 21
- *Cromo hexavalente*, 22
- *Fenóis*, 22
- *Ferro*, 22
- *Mercúrio*, 23

Nitratos, 26
Pesticidas, 27
Prata, 28
Selênio, 28
Sulfetos, 29
Outras substâncias, 29

3 **AMOSTRAGEM DE DESPEJOS INDUSTRIAIS**, 33
Amostragem fortuita, 33
Amostragem composta, 34
Freqüência de amostragem, 34
Precauções necessárias no manuseio das amostras, 35
Amostragem bacteriológica, 39
Preservação das amostras, 39
Métodos de análise dos principais parâmetros, 42
Demanda química de oxigênio (DQO), 42
Oxigênio dissolvido (OD), 44
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), 47
Óleos e graxas, 52
Resíduo sedimentável, 54
Resíduo total, fixo e volátil, 54
Resíduo não filtrável total, fixo e volátil e resíduo filtrável, 55

4 **INTERPRETAÇÃO DE ANÁLISES SANITÁRIAS DE DESPEJOS INDUSTRIAIS**, 57
Níveis dos trabalhos de laboratório ou experimentais, 57
Amplitude das análises, 58
Escopo dos testes, 59
Programação da coleta e da análise, 59
Premissas básicas, 59
Testes mais corriqueiros, 60
Diferentes nomenclaturas, 61
Interpretação de cada teste com vistas ao tratamento, 62
Sólidos totais, 62
Sólidos voláteis e fixos, 63
Sólidos em suspensão, 64
Sólidos dissolvidos, 64
Sólidos sedimentáveis, 65
Estabilidade relativa e demanda de cloro, 66
Demanda química de oxigênio - oxigênio consumido, 67
Demanda bioquímica de oxigênio, 70
Nitrogênio, 72
Fósforo, 75
Condições alcalinas e ácidas, 77
Potencial de oxi-redução, 79
Comparação dos resultados das análises, 80
Exemplos ilustrativos, 83
Acompanhamento de um tratamento avançado de esgotos, 87
Características dos despejos a serem removidas pelos vários tratamentos, 91

5 **BIODEGRADAÇÃO**, 93
Introdução, 93
Estabilização, 94
Enzimas, 95
Nutrição e respiração, 99
Floculação biológica, 104
Organismos atuantes na biodegração, 107

6 **CONSERVAS**, 109
Conservas de produtos agrícolas, 109
Introdução, 109
Tratamento dos despejos, 113
Regra para a redução dos despejos das fábricas de conservas, 125
Considerações sobre os métodos de tratamento descritos, 125
Indústria da pesca, 127
Introdução, 127
Descrição do processamento do pescado, 127
Farinha de peixe, 131
Despejos industriais, 133
Concepção do tipo e grau de tratamento necessário, 134

7 **TRATAMENTO DE DESPEJOS DE LATICÍNIOS**, 139
Introdução, 139
Processamento, origem e natureza dos despejos, 139
Cargas poluentes dos despejos de laticínios, 141
Tópicos a serem observados ao enfrentar o problema de tratamento dos efluentes, 146
Controle de poluição no processo produtivo, 147
Tratamento de despejos de laticínios, 148
Pré-tratamento e tratamento primário, 149
Processo de lodos ativados, 150
Valos de oxidação, 151
Filtros biológicos, 152
Lagoas de estabilização, 152
Digestão anaeróbia, 153
Irrigação, 153
Exportação de despejos, 153
Outros métodos, 154
Disposição do soro, 154

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

8 **MATADOUROS E FRIGORÍFICOS**, 155
Descrição dos processos e operações, 155
Sala de matança bovina, 155
Sala de matança suína, 159
Subprodutos, 159
Recuperação de subprodutos, 164
Disposição de materiais não economicamente recuperáveis, 166
Consumo de água, 167
Despejos, 168
Águas residuárias de fabricação de farinhas proteicas, 169
Águas residuárias de enlatamento de carne, 169
Tratamento dos despejos de matadouros e frigoríficos, 170
Processos anaeróbios, 170
Sistema de lagoas aeróbias, 172
Conclusões, 174

9 **USINAS DE AÇÚCAR E ÁLCOOL**, 175
Introdução, 175
Descrição do processo de fabricação do açúcar e álcool, 175
Fabricação do açúcar, 175
Fabricação do álcool, 178
Principais resíduos líquidos em usinas de açúcar e álcool, 181
Tratamento ou destino final dos efluentes das usinas de açúcar e álcool, 181
Água de lavagem da cana, 181
Águas condensadas dos evaporadores ou amoniacais, 183
Águas das colunas barométricas ou dos multijatos, 185
Vinhaça, 191
Águas da lavagem dos pisos e equipamentos, 217
Outros despejos, 218
Conclusão, 218

10 **TRATAMENTO DE DESPEJOS DE CERVEJARIAS**, 219
Descrição sumária do processo de fabricação, 219
Origem, natureza e quantidade dos despejos, 220
Despejos da maltaria, 220
Despejos da cervejaria propriamente dita, 222
Volume dos despejos, 224
Possibilidade de recuperação dos despejos de cervejaria, 225
Métodos de tratamento atualmente utilizados, 225
Pesquisas efetuadas em laboratórios e em instalações-piloto com despejos de cervejaria, visando o emprego do processo de lodos ativados, 226
Generalidades, 226
Experiências de laboratório, 226
Análises, 230
Pesquisas em instalações-piloto com despejos de cervejaria, 230

11 **CURTUMES**, 233
Introdução, 233
Descrição do processo de fabricação, 236
Preparação do couro, 236
Remolho, 236
Caleiro e depilação, 237
Descarnagem, 241
Divisão do couro, 242
Purga, 242
Piquelagem, 242
Remoção de gorduras, 243
Curtimento, 243
Acabamento, 246
Águas residuárias, 247
Volume dos despejos dos curtumes, 251
Recuperação de subprodutos, 251
Efeitos dos despejos sobre os cursos receptores, 253
Tratamento dos despejos de curtumes, 254
Tratamento preliminar, 255
Tratamento primário, 256
Tratamento químico, 256
Tratamento biológico, 258
Eficiência do tratamento, 258
Curtume de Red Wing, 260
S.A. Curtume Carioca, 263

12 **CELULOSE E PAPEL**, 279
Considerações, 279
Despejos industriais nas várias etapas de fabricação do papel, 280
Preparo da polpa-celulose, 280
Exemplo das vazões dos despejos industriais, 284
Fabricação de papel, 287
Recirculação e redução de despejos, 288
Principais despejos passíveis de reutilização, 288
Principais problemas com a reutilização dos despejos, 288
Sistemas de coleta dos efluentes, 291
Caracterização dos despejos da indústria da celulose e papel, 291
Despejos provenientes dos métodos de destintamento, 292
Despejos provenientes dos processos do papel e papelão, 296
Tratamento dos despejos, 296
Pré-tratamento, 296
Sedimentação primária, 297
Tratamento biológico, 299
O processo Rapson sem efluente nas fábricas de celulose branqueada, 304
Exemplo de indústria com tratamento de efluentes, 315

13 **TECIDOS**, 319

Introdução, 319
Descrição do processamento dos tecidos de raiom-viscose, algodão, poliéster-algodão e poliéster-náilon, 320
Despejos diversos, 323
Despejos compostos, 324
Despejos do processamento do algodão, 324
Descrição do processamento de tapetes, 325
Tratamento dos despejos, 330
Redução dos despejos do processamento, 330
Lançamento dos despejos na rede pública de esgotos, 333
Tratamento dos despejos na área industrial, 333
Tecidos de lã, 335
Descrição do processo de fabricação, 335
Efeitos dos despejos na qualidade da água, 339
Tratamento dos despejos das fábricas de tecido de lã, 339
A indústria da lã e as conseqüências advindas do lançamento de seus efluentes na ETA de Bradford, 342

14 **ACABAMENTO DE METAIS**, 345

Generalidades, 345
Origem dos resíduos líquidos, 346
Características dos resíduos, 347
Tratamento, 348

15 **FERRO E AÇO**, 355

A extração do ferro dos seus minérios, 355
Uso da água nas siderúrgicas, 356
Coquerias, 361
Processo de fabricação de coque, 361
Origem dos despejos, 364
Características dos despejos, 364
Forno de colméia, 364
Considerações sobre os principais poluentes dos despejos de coqueria, 365
Tratamento dos despejos das coquerias, 367
Sinterização, 373
Despejos da sinterização, 376
Tratamento dos despejos da sinterização, 377
Bases metálicas, 378
Sucata, 378
Ferro esponja, 380
Ferro-gusa, 380
Aço, 391
A produção de aço, 393
Principais processos de fabricação de aço, 393
Operações da fabricação do aço, 396
Os processos eletro-metalúrgicos, 401
Tratamento dos despejos dos fornos elétricos, 408
Acabamento do aço, 415
Exemplo de recirculação e tratamento de água em uma siderúrgica ao sul da Baixa Saxônia, 416
Perspectiva atual sobre os processos que atenderão ao futuro crescimento da produção mundial e nacional de aço, 428

16 **INDÚSTRIAS QUÍMICAS INORGÂNICAS**, 429

Generalidades, 429
Características dos resíduos, 430
Álcalis e cloro, 431
Método de tratamento, 435
Outros processos, 438
Pigmentos inorgânicos, 441

17 **PETRÓLEO**, 443

Breve histórico, 443
Origens dos despejos, 443
Análise das películas flutuantes, 444
Divisões da indústria petrolífera, 444
Produção de petróleo, 445
Transporte, 445
Refinarias de petróleo, 449
Despejos das refinarias de petróleo, 455
Soda exaurida, 459
Borras de chumbotetraetila, 460
Remoção de óleos nos separadores API, PPI e CPI, 461
Tratamento dos despejos das refinarias, 467
Métodos biológicos de purificação, 467
Disposição de lodos, 469
Regras para redução dos despejos de petróleo, 472

18 **INDÚSTRIA PETROQUÍMICA**, 475

Resíduos de indústrias petroquímicas, 475
Características das águas residuais, 475
Processos de tratamento físico, 481
Processos de tratamento químico, 485
Tratamento biológico, 488
Outros tipos de tratamento, 490
O controle da poluição de um complexo petroquímico, 490

19 **DETERGENTES**, 497

Introdução, 497

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Tipos de detergentes, 497
Detergentes aniônicos, 498
Detergentes catiônicos, 499
Detergentes não-iônicos, 500
Origem dos despejos, 500
Características dos despejos e biodegradabilidade dos detergentes, 501
Tratamento dos despejos, 504
Métodos para avaliação da biodegradação de detergentes, 505
Eliminação dos detergentes, 506
Detergentes sintéticos e saúde, 507
Anexo — Recomendações do seminário sobre subsídios para uma política de detergentes 509

20 INDÚSTRIA FARMACÊUTICA, 513

Introdução, 513
Características dos despejos, 514
Tratamento dos despejos, 516
Principais tipos de despejos na indústria farmacêutica, 516

21 DESPEJOS TÉRMICOS, 519

Origem dos despejos térmicos, 519
Natureza dos despejos, 520
Vazões e suas variações ao longo do dia, 522
Conseqüências dos despejos térmicos nos cursos de água, 523
Minimização das cargas poluidoras, 525
Refrigeração com água de um rio, 525
Refrigeração com água de um lago, 527
Possibilidade de utilização de instalações compactas, 528

22 DESPEJOS RADIOATIVOS, 529

Natureza da radioatividade, 529
Tipos de radioatividade, 530
Origem dos despejos radioativos, 531
Vazões e suas variações ao longo do dia, 533
Conseqüências do lançamento "in natura" nos cursos de água, 534
Minimização das cargas poluidoras, 535

23 DESPEJOS INDUSTRIAIS DIVERSOS, 557

Lavanderias, 557
Descrição do processo, 557
Natureza das águas de lavagens, 557
Características dos despejos, 559
Redução dos despejos, 560
Composição dos despejos, 560
Métodos de tratamento dos despejos empregados nos EUA, 561
Serrarias, fábricas de compensados e outras manipulações da madeira, 562
Fecularias, 563
Origem dos resíduos, 563
Características dos resíduos, 563
Volume dos despejos, 563
Tratamento, 563
Indústria de extração de óleos vegetais, 564

24 DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES SOBRE O TERRENO, 565

Introdução, 565
Métodos de tratamento no terreno, 566
Irrigação, 566
Escoamento sobre o terreno, 569
Infiltração-percolação, 570
Características principais de efluentes aplicados sobre o solo, 570
Características físicas, 570
Parâmetros sanitários, 570
Salinidade, 573
Fatores que agem na escolha de um sistema de aplicação, 579
Clima, 579
Tipo de despejo, 579
Tipo de solo e condições do lençol d'água subterrâneo, 580
Taxa de aplicação, 581
Métodos de aplicação, 581
Facilidades de manutenção e aplicação sazonal, 582
Pré-tratamento para as águas residuárias, 582
Custos de investimento e operação, 582
Considerações sobre saúde pública, 583
Cobertura do solo, 584
Aplicação de água residuária industrial no solo, 584
Disposição de lodos, 590
Disposição de despejos tóxicos sólidos, 593

25 LEIS, DECRETOS, REGULAMENTOS E COBRANÇAS RELATIVOS AOS DESPEJOS INDUSTRIAIS, 603

Órgãos governamentais encarregados do controle da poluição, 603
Leis e decretos sobre o controle da poluição no Brasil, 604
Texto das principais leis brasileiras de controle da poluição das águas, 605
Legislação federal, 605
Legislação do Estado do Rio de Janeiro, 611
Legislação do Estado de São Paulo, 631
Legislação do Estado do Paraná, 640
Legislação do Estado da Bahia, 644
A política tarifária na prevenção e controle da poluição das águas, 647
Sugestões para uma filosofia de controle, 648
Sugestões para a cobrança de tarifas, 649

Sugestões para a apropriação de custos de instalação, operação e manutenção de estações de tratamento de esgotos com vistas ao estabelecimento de tarifas, 651
Legislação relativa a despejos industriais, 666
Sistemas tarifários para despejos industriais, 668
A cobrança de tarifa de despejos industriais na Inglaterra para tratamento conjunto nas depuradoras municipais, 671
O controle da poluição das águas na França, 673
O controle de parâmetros sanitários nos efluentes da República Federal da Alemanha, 674
O controle da poluição das águas nos Estados Unidos, 677
Auxílio governamental para tratamento de efluentes em diversos países, 681

26 **TABELAS E GRÁFICOS,** 683

27 **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS,** 737

Índice Analítico, 751

A Max Lothar Hess,
pioneiro da Engenharia Ambiental no Brasil

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

1

O CONTROLE DA POLUIÇÃO

INTRODUÇÃO

A poluição do meio ambiente tornou-se assunto de interesse público em todas as partes do mundo. Não apenas os países desenvolvidos vêm sendo afetados pelos problemas ambientais; também as nações em desenvolvimento começam a sofrer os graves impactos da poluição. Isso decorre de um rápido crescimento econômico associado à exploração de recursos naturais até então intocáveis. Ao lado dos crescentes problemas provocados pela contaminação do meio ambiente, estão os processos de produção utilizados para extrair matérias-primas e para transformá-las numa multiplicidade de produtos para fins de consumo em escala internacional.

Embora se registrem progressos no setor das técnicas de controle da poluição para vários desses campos da indústria de extração e de transformação, ainda não se chegou, é preciso reconhecer, a métodos que propiciem um controle absoluto. É inegável, porém, a urgência de adotar-se outras medidas de controle, a fim de assegurar a não ocorrência de prejuízos irreparáveis, sob o ponto de vista do meio ambiente, mesmo nas áreas menos desenvolvidas.

O nível de controle — necessário ou imposto — é freqüentemente definido em termos da *melhor tecnologia disponível,* cuja determinação depende de dois fatores primordiais: informação disponível e condições econômicas. Diante da necessidade de controle, torna-se lógico que se deve considerar a melhor tecnologia disponível quando ela oferecer vantagens significativas em comparação com outras técnicas. Entretanto, a fim de identificá-la e aplicá-la, é indispensável contar com informações que definam as condições de aplicabilidade e desenvolvimento da tecnologia de controle da poluição.

Note-se que esta informação não está limitada à qualificação dos efluentes, mas deve também abranger uma ampla variedade de dados relativos a novos processos de produção menos poluidores, progressos em pesquisas de conversão de energia, custos de controle, etc. Em muitos casos, esta informação é extremamente difícil de ser obtida.

As considerações econômicas exercem um grande papel, quando se

trata de definir a melhor tecnologia disponível. A definição da melhor tecnologia disponível é influenciada, até certo ponto, por fatores relativamente independentes das necessidades de controle da poluição.

O ciclo econômico, certos fatores regionais (tais como a capacitação da mão-de-obra e custos de energia) e outros aspectos desempenham um importante papel, quando se trata de decidir se uma tecnologia é ou não viável. A necessidade de uma informação técnica vital e de análise econômica traz uma grande responsabilidade para os governos dos países em desenvolvimento que desejam controlar e regularizar os problemas da poluição industrial. Na maior parte dos casos, não se dispõe de dados relativos aos processos industriais, especialmente no que toca às novas indústrias que possam estar se instalando no país. Em segundo lugar, os dados econômicos que determinarão se as medidas selecionadas são ou não viáveis, podem ser facilmente manipulados para apresentar uma variedade de quadros referentes ao impacto de determinadas medidas de controle.

Existem indícios, por exemplo, de que muitas empresas de grande porte tendem a se transferir para áreas sem padrões rígidos de controle, instalando-se em países em desenvolvimento que, na busca de investimentos econômicos, aceitam a poluição como um mal necessário. Enquanto alguns fatores como mão-de-obra barata e abundante, incentivos econômicos, etc., são freqüentemente de grande importância quando se trata de selecionar a localização para essas empresas, a necessidade do controle de poluição (ou a ausência desse requisito) torna-se um parâmetro de crescente importância nesta decisão.

A falta de exigência, em relação ao controle, na maioria dos países em desenvolvimento, implica em que a tecnologia existente seja aceitável. Desse modo, haverá pouco ou nenhum incentivo por parte das empresas, a fim de desenvolver novas tecnologias menos poluentes e mais adequadas ao complexo de recursos disponíveis em países em que se localizam. Uma vez que o país em desenvolvimento não pode adotar, arbitrariamente, uma linha de exigência de controle rígido, deve encontrar, a fim de encorajar o investimento estrangeiro, um novo meio de abordar o problema que implique em minimizar a ocorrência de poluição ambiental.

Outro problema que aflige os países em desenvolvimento na procura de investimento estrangeiro, mas obedecendo a um planejamento de controle ambiental bem feito, é a escassez, na maioria das empresas nacionais, de peritos e de recursos capazes de fazer frente aos problemas da poluição ambiental. É importante frisar que a maioria das empresas nacionais não possui recursos para efetuar pesquisas destinadas ao desenvolvimento de novos processos ou para a aquisição de equipamentos de controle que garantam que os resíduos industriais e emissões poluidoras se mantenham dentro de limites aceitáveis e seguros.

EXPOSIÇÃO GERAL DO PROBLEMA

A proteção do meio ambiente contra os agentes poluidores de origem industrial é um problema complexo para os países em desenvolvimento. O problema mais importante parece estar centralizado nos seguintes aspectos:

- providenciar um controle ambiental seguro, sem prejuízos dos investimentos econômicos;
- obtenção de informação técnica referente aos melhores meios de que se dispõe para controlar a poluição;
- obtenção e emprego de técnicas de combate à poluição ambiental e de pessoal especializado na aplicação das mesmas;
- selecionar e adaptar as soluções de controle importadas ao conjunto de técnicas desenvolvidas no país.

Uma vez colocados esses aspectos gerais do problema, pergunta-se: de que modo poderia o Brasil encarar os problemas da poluição ambiental já existentes e os do futuro, resultantes da atividade industrial, sem restringir seu desenvolvimento sócio-econômico?

Inicialmente é necessário caracterizar as diferentes formas de contaminação do meio ambiente causadas pela atividade humana. Existem essencialmente três situações de poluição, cada uma delas característica do estágio de desenvolvimento social e industrial:

— Primeiro estágio: *poluição patogênica*. Neste estágio, as exigências quanto à qualidade da água são relativamente pequenas, tornando-se comuns as enfermidades veiculadas pela água. O uso de estações de tratamento de água e sistemas de adução podem prevenir os problemas sanitários neste estágio.

— Segundo estágio: *poluição total*. Este estágio define-se como aquele em que os corpos receptores tornam-se realmente afetados pela carga poluidora que recebem (expressa como sólidos em suspensão e consumo de oxigênio). Embora neste estágio, a "saúde" do corpo receptor seja diretamente afetada, os prejuízos à saúde da população podem ser reduzidos se existirem estações eficientes de tratamento de água e de esgotos. Este estágio normalmente ocorre durante o desenvolvimento industrial e o crescimento das áreas urbanas. A tecnologia existe como medida terapêutica. Os países que ainda estão na fase de poluição total, podem emergir desta situação, investindo maciçamente nas instalações de tratamento de efluentes.

— Terceiro estágio: *poluição química*. Este estágio somente agora está sendo identificado. É o estágio da poluição insidiosa, causada pelo contínuo uso da água. O consumo de água aumenta em função do aumento da

população e da produção industrial. Cada dia é maior a quantidade de água retirada dos rios e maior e mais diversa a poluição neles descarregada. Com o aumento da reutilização da água, surgem problemas gerados pelos sólidos dissolvidos, que podem tornar a água imprópria para os usuários de jusante, a menos que sejam adotados métodos avançados e custosos de tratamento de despejos e de água de abastecimento. Tais águas conterão traços de compostos orgânicos, que poderão acarretar problemas de gosto e odor, ou outros ainda piores à saúde. Os compostos químicos mais sofisticados (como, por exemplo, os organofosforados, policlorados e bifenóis, usados na indústria e agricultura) causam preocupações, uma vez que não podem ser detectados rapidamente nas baixíssimas concentrações em que geralmente ocorrem.

O terceiro estágio de poluição está associado a uma sociedade de desenvolvimento onde os padrões de vida estão continuamente se elevando. Muitos países europeus ainda não conseguiram eliminar o estágio de poluição total (segundo estágio) porque, no passado, este problema foi postergado face a fatores econômicos, ignorância ou pouco caso. O Brasil está numa posição bem diferente, pois aqui é possível encontrar-se os três estágios da poluição.

Com relação à escolha dos processos de controle da poluição a serem adotados no Brasil, há atualmente uma grande confusão. A poluição hoje em dia, é um assunto popular, abordado com entusiasmo pela imprensa, pelos políticos, pelo público em geral. Esta preocupação com relação ao assunto, não resolve os problemas. O que é necessário é um senso de perspectiva, de modo tal que o controle da poluição por despejos industriais possa fazer parte do contexto de uma economia planejada e de um desenvolvimento social.

Aceitar como melhor tecnologia disponível de controle de poluição a definida por outros países, poderá trazer sérios entraves aos investimentos nacionais e estrangeiros, em vários setores industriais.

O desenvolvimento de uma tecnologia nacional de controle da poluição industrial deverá fundamentar-se na pesquisa e desenvolvimento de métodos adequados à nossa realidade, aliados à seleção e adaptação da tecnologia importada, paralelamente à formação e capacitação de pessoal técnico especializado.

2

MÉTODOS DE TRATAMENTO

NATUREZA DOS DESPEJOS INDUSTRIAIS

Na indústria, de modo geral, a água pode ser matéria-prima que se junta a outras para criar produtos acabados, ou ser utilizada como meio de transporte, como agente de limpeza em sistemas de refrigeração, como fonte de vapor e produção de energia.

Na indústria química — que às vezes gera poluentes extremamente perigosos — a água é a matéria-prima mais usada na manufatura de 150 produtos importantes, vindo o ar em segundo lugar. Vários minérios e minerais, usualmente considerados como os elementos básicos mais importantes na fabricação de produtos químicos, na verdade ficam aquém da água e do ar em freqüência de uso.

Em 1970, um inquérito feito pela *EPA - Environmental Protection Agency - EUA*, revelou que 32,6% ou 1/3 de todos os cursos de água americanos estavam persistentemente poluídos. Os principais poluidores eram as minas, representando 60% da poluição total. Os despejos agrícolas representavam 23% e as águas residuárias industriais 9%. Os esgotos municipais com 8%, vinham logo em seguida aos despejos industriais; mas, é preciso não esquecer que muitas indústrias lançam seus efluentes na rede municipal de esgotos e que, em tais casos, às vezes é difícil avaliar, com relativa exatidão, a fração representada pela contribuição industrial. O levantamento da EPA também assinalava que a economia norte-americana se caracterizava não apenas pela demanda crescente de bens de consumo mas, também, por uma relativa preferência por bens cuja produção acarretava um aumento expressivo de despejos ricos em substâncias orgânicas.

Atualmente, os poluentes industriais que mais preocupam são os orgânicos, especialmente os sintéticos e os metais pesados. A poluição por matérias orgânicas vem crescendo muito, principalmente a partir do fim da segunda guerra mundial, com a expansão acelerada da indústria petroquímica.

Por razões da mesma natureza, existem também grandes preocupações com relação aos despejos que encerram metais pesados.

As análises que identificam a concentração e as características dos esgotos domésticos não podem ser plenamente aplicadas aos despejos industriais, a não ser que sejam feitas com o conhecimento de suas limitações e interferências e que sejam suplementadas por outras que determinem mais especificamente as propriedades dos despejos. Despejos tóxicos, por exemplo, podem ter alta *demanda química de oxigênio (DQO)* mas têm baixa *demanda bioquímica de oxigênio (DBO),* mesmo que esteja presente grande quantidade de matéria orgânica. A redução dos constituintes tóxicos, por meio de diluição, abaixo de determinados limites, permitirá a atividade biológica.

Por exemplo, os exames químicos comumente efetuados na análise sanitária da água, não determinam a presença de metais tóxicos ou de complexos tóxicos, orgânicos ou inorgânicos. Às vezes são necessários ensaios biológicos utilizando peixes em tanques ou aquários com várias diluições de despejos, a fim de avaliar a sua toxidez. Os produtos tóxicos são, freqüentemente, específicos em sua ação fisiológica, o que dá a esses ensaios valor muito limitado. As características ecológicas de uma água receptora são afetadas pela destruição de qualquer um dos grupos de organismos da cadeia alimentar, responsáveis pela autodepuração. A *sinergia* (efeito combinado) de vários produtos químicos tóxicos, pode ser mais acentuada do que quando esses produtos agem isoladamente.

A quantidade e a concentração dos despejos de uma determinada indústria variam dentro de amplos limites, dependendo dos processos de fabricação empregados e dos métodos de controle dos despejos.

Diz-se então que cada indústria é um caso distinto e que, entre indústrias do mesmo tipo, existem despejos diferentes. Pode-se fazer uma equivalência entre a carga orgânica (DBO) de despejos orgânicos gerados pela atividade industrial em relação à contribuição normal "per capita" de esgotos domésticos. Esta relação denomina-se *população equivalente*.

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

As principais características físicas das águas residuárias são: seu conteúdo de sólidos totais, os quais são compostos de material flutuante, material coloidal e material em solução; temperatura, cor, odor e turbidez.

Sólidos totais

O conteúdo dos sólidos totais de um despejo é definido como toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação à temperatura de

103° a 105°C. O material que possui significativa pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação e não é definido como sólido. Sólidos totais, ou resíduos da evaporação, podem ser classificados como *sólidos em suspensão* ou *sólidos filtráveis*.

As partículas sólidas encontradas nas águas são classificadas segundo suas dimensões (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 — Classificação das partículas

Tipos de sólidos	*Dimensões das partículas*
Dissolvidos	$10^{-3} - 10^{-5}\ \mu$
Coloidais	$1 - 10^{-3}\ \mu$
Suspensão ou não filtráveis	$100 - 1\ \mu$

Cada uma dessas categorias de sólidos pode também ser classificada com base na sua volatibilidade a 600°C. A fração orgânica se oxidará a essa temperatura e será eliminada como gás e a fração inorgânica permanecerá como cinza. Deste modo os termos *sólidos em suspensão voláteis* e *sólidos em suspensão fixos,* referem-se respectivamente ao conteúdo orgânico e inorgânico dos sólidos em suspensão.

Temperatura

A temperatura das águas residuárias é um parâmetro de grande importância devido a seu efeito na vida aquática. A elevação de temperatura por lançamento de despejos industriais aquecidos, por exemplo, pode causar danos às espécies de peixes existentes no curso de água. Além disso, o oxigênio é menos solúvel em água quente do que em água fria (a água a 0°C contém uma concentração de 14 mg/l de oxigênio; a 20°C 9 mg/l, a 35°C menos que 7 mg/l).

A elevação da temperatura também produz estimulação das atividades biológicas, resultando em consumo de oxigênio, justamente na ocasião em que a água passa a conter menos esse elemento. Por isso, as condições sanitárias dos cursos de água tendem a se agravar durante o verão.

Um aumento súbito na temperatura de cursos de água, por outro lado, poderá resultar em alta taxa de mortalidade na vida aquática. Além disso,

temperaturas anormalmente elevadas podem causar o florescimento de fungos e plantas aquáticas indesejáveis.

Cor

A cor é provocada por corantes orgânicos e inorgânicos.

Odor

Os odores são provocados por gases produzidos pela decomposição da matéria orgânica. São produzidos, também, por contaminantes como o fenol, mercaptana, substâncias tanantes, etc.

Turbidez

É um outro parâmetro indicativo da qualidade de águas residuárias com relação a material coloidal.

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

Os compostos orgânicos são normalmente constituídos de uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio e, em alguns casos, nitrogênio.

Outros importantes elementos, tais como enxofre, fósforo e ferro podem também estar presentes. Os principais grupos de substâncias orgânicas encontrados em águas residuárias são *proteínas, carboidratos, gorduras* e *óleos*. Além destes, as águas residuárias podem conter grande número de diferentes moléculas orgânicas sintéticas cujas estruturas variam de simples a extremamente complexas. Exemplos típicos são os surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas. O número destes compostos aumenta anualmente, pois é sempre maior o número de moléculas que estão sendo sintetizadas.

A presença destas substâncias vem complicando o tratamento de esgotos, devido às fracas possibilidades de serem decompostas biologicamente.

Medição da matéria orgânica

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio - O parâmetro mais usual de medição de poluição orgânica aplicado às águas residuárias é a DBO 5 dias (DBO_5).

Esta determinação envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizada pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica.

A DBO é então empregada na deteminação da quantidade aproximada de oxigênio que será necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica presente.

Para se obter resultados significativos, a amostra a analisar precisa ser convenientemente diluída a fim de que nutrientes e oxigênio estejam presentes durante o período de incubação. Caso haja necessidade, a água de diluição é *semeada* com uma cultura bacteriana aclimatada à matéria orgânica presente na água. A cultura que é utilizada para a preparação da água de diluição contém grande número de bactérias *saprófitas* que oxidam a matéria orgânica. Além disso, estas culturas contêm certas bactérias *autotróficas* que oxidam a matéria não carbonácea.

O período de incubação é, usualmente, de cinco dias a 20°C, porém, podem-se usar outros períodos e temperaturas. Depois da incubação, o oxigênio dissolvido da amostra é medido e a DBO calculada.

A oxidação bioquímica é um processo vagaroso. Dentro de um período de vinte dias, a oxidação é de 95 a 99% do total e de 60 a 70% num período de cinco dias.

A estabilização biológica das substâncias orgânicas em uma água contendo ar dissolvido, realiza-se em duas fases; na primeira são atacados principalmente os compostos carbonáceos; na segunda, a matéria não car-

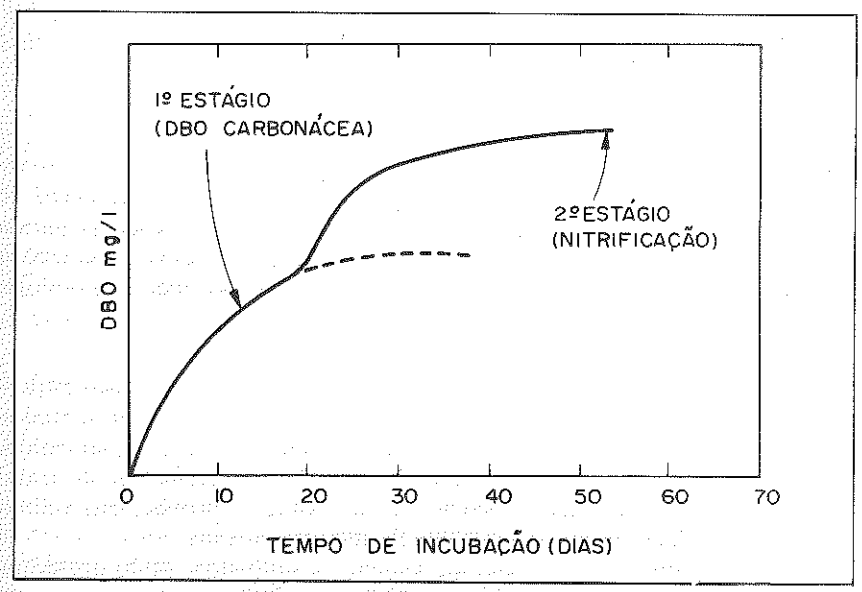


Fig. 2.1 – Primeiro e segundo estágios de DBO em esgoto bruto.

bonácea como a amônia, produzida durante a hidrólise das proteínas. Algumas das bactérias *autotróficas* são capazes de utilizar oxigênio para oxidar a amônia a nitritos e nitratos (Fig. 2.1).

DQO - Demanda Química de Oxigênio - Este teste é também utilizado para medir o conteúdo de matéria orgânica de águas residuárias e águas naturais. O oxigênio equivalente da matéria orgânica que pode ser oxidado é medido usando-se um agente oxidante em meio ácido *(dicromato de potássio)*.

O teste de DQO é sobremaneira precioso na medida da matéria orgânica em despejos que contenham substâncias tóxicas à vida. A DQO em um despejo é, em geral, mais alta do que a DBO, em virtude da maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química do que por via biológica.

Para muitos tipos de despejos é possível correlacionar a DQO com a DBO. Isto é vantajoso, pois a DQO é determinada em apenas três horas, ao passo que a determinação da DBO leva cinco dias.

Outros testes utilizados na caracterização de certos tipos de despejos industriais são a *Demanda Teórica de Oxigênio (DTO), Carbono Orgânico Total (COT)* e *Demanda de Oxigênio Total (DOT)*.

Matéria inorgânica

Os principais parâmetros de caracterização dos despejos são:

pH — A concentração hidrogeniônica é um importante parâmetro de qualidade de despejos industriais. A faixa de concentração adequada para a existência de vida é muito estreita e crítica. Os despejos com concentração inadequada do íon hidrogênio são difíceis de se tratar por métodos biológicos.

Compostos tóxicos — Devido a sua toxidez, certos cátions são importantes no tratamento de despejos, mormente quando se utilizam métodos biológicos de depuração. Metais como cobre, chumbo, cromo, arsênico, etc., são tóxicos em concentrações variáveis. Muitas instalações de tratamento têm sido prejudicadas pela chegada desses íons, provocando a diminuição de atividade ou mesmo a morte de microrganismos.

Alguns ânions tóxicos, incluindo cianetos e cromatos, estão presentes também em instalações de galvanoplastia e normalmente devem ser removidos antes de serem lançados na rede pública de esgotos.

C E T E S B - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
B I B L I O T E C A

Metais pesados — Traços de metais pesados tais como níquel, manganês, chumbo, cromo, cádmio, zinco, ferro e mercúrio, aparecem constantemente em alguns despejos industriais. A presença de qualquer destes metais em quantidade excessiva prejudica os usos benéficos da água.

Oxigênio dissolvido — O oxigênio dissolvido é necessário para a respiração de microrganismos aeróbios bem como outras formas aeróbicas de vida. A quantidade de oxigênio que pode estar presente na água é regulada por vários fatores, tais como: a solubilidade do gás, a pressão parcial do gás na atmosfera, a temperatura, salinidade, sólidos em suspensão, etc.

Como a taxa das reações bioquímicas que utilizam oxigênio aumenta com a elevação da temperatura, os níveis de oxigênio dissolvido tendem a ser mais críticos nos meses de verão. A presença de oxigênio dissolvido em águas residuárias é desejável por prevenir formação de substâncias mal cheirosas.

Gás sulfídrico — O gás sulfídrico é formado pela decomposição de matéria orgânica contendo enxofre, ou pela redução de sulfitos a sulfatos. Esse gás tem odor característico (cheiro de ovo podre). Além do gás sulfídrico, podem-se formar, pela decomposição anaeróbica, outros gases como indol, escatol e mercaptans, que causam odores mais ofensivos que o gás sulfídrico.

Metano — É o principal produto da decomposição anaeróbica da matéria orgânica. É inodoro, incolor, altamente combustível e explosivo em atmosfera de baixa ventilação. Os limites explosivos do metano no ar, são de 5 - 15% em volume. Ao nível do mar, uma atmosfera contendo 5% de metano pode ser obtida num local de fraca ventilação, a partir de um borrifamento de água quente (68°C) que contenha 0,7 mg/l de metano. O aumento da temperatura da água e o abaixamento da pressão barométrica diminuem o risco de explosão.

MÉTODOS DE TRATAMENTO

Métodos físicos

Os métodos físicos abrangem a remoção de sólidos flutuantes de dimensões relativamente grandes, de sólidos em suspensão, areias, óleos e gorduras. Para essa finalidade são utilizadas grades, peneiras simples ou rotativas, caixas de areia ou tanques de remoção de óleos e graxas, decantadores, filtros de areia, etc.

As *grades* destinam-se a reter sólidos grosseiros em suspensão e são utilizadas para a proteção de bombas, válvulas e outros equipamentos contra obstrução. Podem ser de limpeza manual ou mecanizada. As do primeiro tipo, são assentadas fazendo um ângulo de 30 a 40º com a horizontal. Nas grades de operação mecanizada o ângulo é estabelecido em função das especificações do fabricante (geralmente de 40 a 45º). Com relação ao espeçamento, as barras são especificadas de acordo com a finalidade a que se destinam. As aberturas das barras podem variar desde 1,0 a 2,0 cm até 5,0 a 10,0 cm. As grades finas geralmente apresentam problemas de limpeza e geralmente são mecanizadas.

As *peneiras* são dispositivos destinados a retenção de partículas mais finas. A fim de evitar entupimentos, devem ser do tipo rotativo. Como exemplo de sua aplicação, cite-se a indústria de conservas de pescado, que as utiliza na separação de espinhas e escamas.

As *caixas de areia* ou *desarenadores* destinam-se à retenção de areia e outros detritos pesados inertes, em suspensão nas águas residuárias. São utilizadas com o objetivo de proteger bombas e tubulações contra a abrasão e entupimento.

Nas instalações de tratamento de despejos industriais, as caixas de areia são construídas como canais com velocidade controlada de escoamento. A velocidade da água nesses canais (em torno de 0,3 m/s) permite manter os sólidos mais leves em suspensão, notadamente matéria orgânica, separando-os do material mais pesado. A seção transversal de uma caixa de areia é calculada como sendo a relação entre a vazão do despejo pela velocidade linear.

Para se manter a velocidade dentro dos limites desejáveis, é comum instalar — a jusante do canal — um dispositivo regulador, normalmente uma *Calha Parshall ou Vertedor Sutro*.

Outro dispositivo físico utilizado na purificação de despejos é o *tanque retentor de óleo*. Os óleos e gorduras livres presentes nos despejos, formam uma escuma de efeitos estéticos desagradáveis, além de prejudicarem seriamente o tratamento biológico. Óleos e gorduras recuperados são muitas vezes de valor para outras indústrias.

Esses retentores são recipientes que provocam a redução da velocidade da água e apresentam uma superfície tranqüila. Enquanto os sólidos mais densos se depositam no fundo formando lodo, os corpos menos densos sobem à superfície formando escuma. As leis que regem o fenômeno são análogas às que regem os processos de sedimentação de sólidos granulares, com a diferença de que se efetuam em sentido inverso, isto é, as partículas maiores sobem com velocidade maior que a das partículas menores.

A área da superfície livre é a relação entre a vazão dos despejos e a velocidade mínima de ascensão. O tempo de detenção tem influência na agregação de partículas. A velocidade mínima de ascensão pode ser determinada experimentalmente, observando-se o tempo necessário para elevar uma determinada porção de óleo à camada superficial de escuma.

Para óleos vegetais, animais ou minerais — cuja densidade está em volta de 0,8 g/ml — os tempos de detenção variam de 3 a 5 minutos, aumentando com aumento da vazão. As normas DIN, alemãs, fornecem subsídios para o dimensionamento desses tanques.

A flutuação das substâncias mais densas do que a água também pode ser obtida insuflando-se ar comprimido (flotação). O ar dissolve-se no líquido numa proporção que depende da pressão e da temperatura.

A 20ºC o ar dissolve-se na água à razão de 20 ml/l à pressão atmosférica e 75 ml/l à pressão absoluta de 4 kg/cm². Portanto, se a água saturada de ar a esta pressão for descarregada na atmosfera, libertará 55 ml de bolhas de ar por litro. Estas bolhas são minúsculas e sobem à superfície livre do tanque.

A *flotação* é empregada no tratamento de alguns despejos industriais como, por exemplo, na recuperação de óleos emulsionados, fibras de papel, lanolina de águas residuárias de lanifícios, etc.

A *ultrafiltração* é baseada na técnica de membranas semipermeáveis permitindo a separação de substâncias com moléculas de tamanhos diferentes.

Durante o processo de separação, a emulsão circula pelas membranas, fazendo com que as moléculas pequenas como a da água, a atravessem, enquanto que as maiores continuam circulando, dando-se, desta forma, a separação das diferentes substâncias que compõem a emulsão. A água limpa pode ser recuperada e o concentrado reutilizado.

Esse processo é principalmente empregado para a separação de emulsões *óleo - água* utilizadas em instalações de desengraxamento por lavagem, de emulsões empregadas para resfriamento, corte de metais, lixamento, etc.

Os *tanques de decantação* são empregados na separação dos sólidos sedimentáveis contidos nas águas residuárias. Podem ser divididos em dispositivos que são enchidos intermitentemente (por cargas) ou com fluxo constante.

Os decantadores mais simples são as lagoas de decantação, em que o lodo acumulado no fundo pode ou não ser removido. No primeiro caso, podem-se utilizar bombas para este trabalho ou operar com uma outra unidade paralela enquanto a primeira estiver sendo limpa. No segundo caso, uma vez preenchida, a instalação é simplesmente abandonada, lançando-se mão de outra.

Nos despejos em que predominem compostos orgânicos, o lodo, uma

vez decantado, deverá ser removido em curto espaço de tempo para evitar sua decomposição anaeróbica. Sua remoção poderá ser efetuada manualmente, por meio de descargas hidrostáticas, ou mecanicamente por meio de dispositivos raspadores ou aspiradores flutuantes.

O fluxo pode ser horizontal ou vertical. Os tanques radiais são uma variante dos tanques de sedimentação horizontal, nos quais o movimento da água é perpendicular às paredes do tanque ao invés de ser paralela a estas. Esses tanques são circulares, sendo a alimentação do fluxo procedida no centro (radial). São também rasos e equipados com removedores que conduzem o lodo ao centro do tanque de onde é removido continuamente. Os tanques de fluxo vertical são construídos de tal maneira que a vazão afluente entre por um tubo central, após o que, a direção é revertida e o fluxo ascende do lado de fora do tubo. A velocidade de ascensão é muito baixa em virtude do alargamento da seção. O lodo acumulado no fundo do decantador é removido por pressão hidrostática e o líquido efluente cai em calhas circundantes ao decantador.

Métodos químicos e físico-químicos

Em tratamentos de despejos, os métodos químicos podem ser utilizados para remover material coloidal, cor e turbidez, odor, ácidos, álcalis, metais pesados e óleos. Além disso, os reagentes químicos são utilizados para neutralizar ácidos ou álcalis.

A neutralização de despejos industriais pode ser necessária, não só para se evitar o lançamento de águas ácidas ou alcalinas no corpo de água receptor, mas, também, como medida necessária para proteção de tratamentos de jusante, tal como a depuração por métodos biológicos.

As legislações de controle da poluição vigentes em vários países e também no Brasil, possuem limites para o pH não somente em corpos receptores como também em redes públicas de esgotos. No Brasil, dependendo do órgão estadual de controle da poluição, esta faixa vai desde 5 até 9 ou 10.

A reação fundamental de neutralização pode ser escrita da seguinte maneira:

$$\underset{\text{(ácido)}}{H^+ + A^-} + \underset{\text{(álcali)}}{M^+ + (OH)^-} = \underset{\text{(sal)}}{MA} + \underset{\text{(água)}}{H_2O}$$

Os sais formados poderão ser solúveis ou insolúveis na água. Utilizando-se soda cáustica para neutralizar o ácido sulfúrico, o produto será sulfato de sódio solúvel; quando se utiliza cal para a neutralização, formar-se-á sulfato de cálcio insolúvel e com a utilização de carbonato — tal como Na_2CO_3 e $CaCO_3$ — há liberação de CO_2.

A liberação de energia é outra conseqüência da neutralização. O calor obtido por equivalente-grama é o mesmo para todos os ácidos e álcalis (- 13,7 Kcal/equivalente-grama).

Se o despejo industrial contiver substâncias ácidas e alcalinas, deve-se considerar a mistura destes despejos. Algumas vezes, descargas de duas fábricas vizinhas podem ser misturadas com vistas à neutralização, com benefício mútuo.

Em linhas gerais, os principais reagentes químicos utilizados para neutralização são os seguintes:

— Para despejos ácidos: lama de cal, calcáreo, carbonato de sódio, soda cáustica, amônia, despejo alcalino.

— Para despejos alcalinos: ácido sulfúrico, ácido clorídrico, dióxido de carbono, gás de água, enxofre, despejo ácido.

A quantidade de álcali necessária para neutralização de despejos ácidos está indicada na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Neutralização de despejos ácidos

Material	*Dosagem aproximada* $kg/kg\ H_2SO_4$
Calcáreo dolomítico	0,95
Cal viva ou calcáreo	1,06
Cal dolomítica ou cal virgem	0,53
Cal de cálcio viva virgem	0,60
Cal dolomítica hidratada	0,65
Cal de cálcio viva hidrada	0,80
Amônia anidra	0,35
Carbonato de sódio	1,10
Soda cáustica	0,80

Tabela 2.3 – Neutralização de despejos alcalinos

Ácido	*Dosagem aproximada kg/kg $CaCO_3$*
H_2SO_4 66ºBe	1,0
HCl 20ºBe	2,0
Gás de água 15% CO_2	3,0
Enxofre	0,3

Na Tabela 2.3, indica-se a quantidade de ácido necessária para neutralização.

O calcáreo ou calcáreo dolomítico são álcalis relativamente baratos. Todavia, são insolúveis em água e necessitam contato direto com despejos ácidos. Entretanto, são largamente usados como pré-tratamento seguido por álcalis que promovem o controle fixo.

O ácido sulfúrico concentrado cobrirá o leito de pedra de cal, com sulfato de cálcio retardando a reação.

O calcáreo ou lama de cal tem tendência a formar lodos de sulfatos insolúveis causando diminuição nas taxas de reação. A soda cáustica — que é o mais caro dos reagentes alcalinos — reage quase instantaneamente e produz menos lodo.

O ácido sulfúrico é o mais freqüentemente utilizado para neutralizar álcalis. Embora seja altamente corrosivo quando diluído, pode ser armazenado em altas concentrações em tanques de aço carbono. O ácido clorídrico em comparação com o ácido sulfúrico é mais caro, mais corrosivo e mais volátil.

Métodos biológicos

Os processos biológicos dividem-se em aeróbios e anaeróbios. Nos processos aeróbios a estabilização dos despejos é realizada por microrganismos aeróbios e facultativos; nos processos anaeróbios os microrganismos atuantes são os facultativos e os anaeróbios.

Os processos aeróbios podem ser: lodos ativados, filtro biológico e lagoa de estabilização aeróbia. No processo de lodos ativados, o despejo é estabilizado biologicamente em um tanque de aeração sob condições aeróbias conseguidas pelo uso de equipamentos de aeração mecanizada ou ar difuso. A massa biológica resultante é separada do líquido em um tanque de decantação. Uma parte dos sólidos biológicos sedimentados é continuamente recirculada e a massa remanescente é disposta.

Nos processos de lodos ativados, as bactérias são os mais importantes microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica afluente. No tanque de aeração, uma parte do despejo orgânico é utilizada pelas bactérias aeróbias e facultativas para obter energia para a síntese do material orgânico remanescente em novas células. Somente uma parte do despejo original é oxidada para compostos de baixa energia tais como: nitratos (NO_3), sulfatos (SO_4) e gás carbônico (CO_2). O remanescente é sintetizado em material celular.

Muitos produtos intermediários são formados antes que se obtenham os produtos finais de oxidação.

Apesar de as bactérias serem os principais microrganismos que degradam o despejo orgânico, as atividades metabólicas de outros microrganismos são também importantes no sistema de lodos ativados. Por exemplo, protozoários e rotíferos atuam no polimento do efluente, os primeiros consumindo bactérias dispersas que não flocularam, enquanto que os rotíferos consomem pequenos flocos biológicos de partículas que não sedimentaram.

O processo de tratamento por lodos ativados é empregado extensivamente na sua forma original, bem como nas suas várias formas modificadas: convencional, mistura completa, aeração escalonada, aeração modificada, estabilização por contato, aeração prolongada, processo Krause, aeração de alta taxa e sistemas de oxigênio puro (Tabela 2.4)

Tabela 2.4 – Processos de lodos ativados – Formas modificadas

Processo	*% de Remoção*	*Aplicação*	*kg de DBO/ kg SSTA(1)*	*SSTA(2) (mg/l)*	*Tempo de Retenção (horas)*
Convencional	85 – 95	Despejos de baixa concentração suscetíveis a choques	0,2 – 0,4	1 500 – 3 000	4 – 8
Mistura completa	85 – 95	Aplicação geral, resistente a choques	0,2 – 0,6	3 000 – 6 000	3 – 5
Aeração escalonada	85 – 95	Aplicação geral para larga faixa de despejos	0,2 – 0,4	2 000 – 3 500	3 – 5
Aeração modificada	60 – 75	Grau intermediário de tratamento	1,5 – 5,0	200 – 500	1,5 – 3
Estabilização por contato	80 – 90	Limitado para despejos em que a matéria orgânica não é predominantemente solúvel	0,2 – 0,6	1 000 – 3 000(3) 4 000 – 10 000(4)	(0,5 – 1,0)(3) 3 – 6(4)
Aeração estendida	75 – 95	Aplicáveis para pequenos volumes	0,05 – 0,15	3 000 – 6 000	18 – 36
Processo Krause	85 – 95	Despejos altamente concentrados	0,3 – 0,8	2 000 – 3 000	4 – 8

(1) SSVTA – Sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração
(2) SSTA – Sólidos em suspensão no tanque de aeração
(3) Unidade de contato
(4) Unidade de estabilização de sólidos

No processo de filtração biológica, o despejo líquido é aspergido sobre pedras e escoado através do leito filtrante. O filtro biológico consiste de um leito filtrante de meio altamente permeável onde os microrganismos são afixados, e através do qual o despejo líquido é percolado. O meio filtrante usualmente é constituído por pedras ou plásticos e a profundidade média dos filtros de pedra é de 2 metros e de 9 a 12m quando o meio é de plástico. O filtro biológico normalmente é circular, sendo o despejo líquido distribuído sobre a parte superior do leito por meio de braços rotativos. O efluente sai por uma camada de drenos, juntamente com sólidos biológicos. O material orgânico presente no despejo é degradado por uma população de microrganismos afixada no meio filtrante. A comunidade biológica no filtro consiste essencialmente de protistas — incluindo bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas, fungos, algas e protozoários — além de animais superiores como vermes, insetos, larvas e lesmas.

Segundo as taxas de cargas hidráulicas e orgânicas, os filtros biológicos classificam-se em:

— *filtro de baixa taxa:* é um dispositivo relativamente simples de alta confiança, produzindo um efluente de qualidade consistente a partir de afluentes de concentrações variáveis.

— *filtro de alta taxa:* possui dispositivo de recirculação do afluente e permite a aplicação de altas taxas orgânicas.

A recirculação do efluente permite ao filtro de alta taxa conseguir a mesma eficiência de remoção do filtro de baixa taxa, embora opere com cargas hidráulicas bem maiores.

A Tab. 2.5 fornece alguns dados para projeto.

Tabela 2.5 — Características dos filtros biológicos

Parâmetros	*Filtros de baixa taxa*	*Filtros de alta taxa*
Taxa de aplicação superficial (m^3/m^2 x d)	1 a 4	10 a 40
Carga orgânica (kg DBO/m^3 x d)	0,1 a 0,4	0,7 a 2,0
Profundidade (m)	1,8 a 3,0	0,9 a 4,0*
Recirculação	nenhuma	0 a 4:1**
Energia necessária (w/m^3)	nenhuma	2 a 10

(*) Filtros-torre que podem ultrapassar 10 m.
(**) Excepcionalmente as taxas de recirculação podem ser superiores.

Outros processos aeróbios de tratamento incluem lagoas aeradas, lagoas de estabilização fotossintética e lagoas aeradas mecanicamente. Nas lagoas aeradas, é utilizada aeração mecanizada para fornecer oxigênio às bactérias sendo este processo essencialmente o mesmo que o de lodos ativados, porém, sem recirculação. Nas lagoas fotossintéticas aeróbias, o oxigênio é fornecido pela aeração natural e pela ação fotossintética das algas. O oxigênio liberado pelas algas através do processo da fotossíntese é utilizado pelas bactérias na degradação aeróbia da matéria orgânica. Quando se deixam os sólidos se sedimentarem, uma camada de lodo anaeróbio acumula-se no fundo e a lagoa tornar-se-á facultativa (aeróbia - anaeróbia).

Nos processos anaeróbios de tratamento de despejos, a decomposição da matéria orgânica e/ou inorgânica é conseguida na ausência de oxigênio molecular. A principal aplicação está na digestão de certos despejos industriais de alta carga orgânica e lodos de esgotos concentrados. Atualmente, são conhecidos métodos de tratamento para despejos orgânicos diluídos por processos anaeróbios de contato.

Os microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica são comumente divididos em dois grupos: o primeiro hidroliza e fermenta compostos orgânicos complexos para ácidos orgânicos simples; o segundo grupo converte os ácidos orgânicos, formados pelo primeiro grupo, em gás metano e gás carbônico. As bactérias responsáveis por esta transformação são estritamente anaeróbias.

POLUENTES MAIS COMUNS

Os seguintes elementos ou substâncias constituem-se nos poluentes mais comuns da água:

Arsênio

Nas águas naturais é freqüente a ocorrência de traços de arsênio, inofensivos à saúde. O aumento do seu teor nas águas é, em geral, devido a despejos industriais, atividades de mineração (por exemplo, o caso da mina de Morro Velho) ou por lavagem superficial do solo, onde são utilizados inseticidas e herbicidas à base desse elemento. A ingestão de 100 mg/l pode resultar em severa intoxicação e de 130 mg/l, em acidente fatal. O arsênio elimina-se lentamente do organismo humano; daí o efeito cumulativo de pequenas doses. A poluição arsenical de poços foi considerada como causa de óbitos na África do Sul. Em um caso pesquisado, a água continha 12 mg/l de arsênio. Além da ação tóxica, o arsênio pode exercer efeito carci-

nogênico, existindo registros de duas ocorrências em que a ingestão de água contendo arsênio resultou na produção de câncer da pele e, talvez, do fígado, em dois grupos de população. Em Reichestein, Silésia, o arsênio encontrado na água subterrânea provinha da escória acumulada nas minas de ouro e prata das vizinhanças. Outro fato se verificou na província de Córdoba, Argentina, onde em certas áreas, a água passa por formações rochosas ricas em arsênio. Aí os habitantes sofrem de elevada incidência de câncer da pele, conseqüentemente da dermatose arsenical crônica. Há ainda um registro semelhante de câncer de pele em região da Inglaterra onde a taxa de arsênio, na água, era de 12 mg/l.

Bário

Devido à solubilidade extremamente baixa do sulfato de bário, geralmente, apenas traços são encontrados nas águas naturais. Sob a forma de carbonato, ocorre, naturalmente, em certas fontes minerais. Também é encontrado nos efluentes de mineração. O bário é considerado um estimulante muscular, especialmente do coração. É capaz de causar bloqueio nervoso e — mesmo em doses pequenas ou moderadas — vaso constrição, com aumento da pressão sangüínea. Para o homem, a dose letal é de 0,8 a 0,9 g como cloreto (550-600 mg Ba). Não parece ter efeitos cumulativos e considera-se que o limite de 1 mg/l, para a água, está perfeitamente dentro da faixa de segurança.

Cádmio

Em condições naturais é encontrado na água, em traços mínimos, mas pode ser nela introduzido por contato com recipientes ou canalizações onde esteja presente, em geral, como contaminante do zinco empregado na galvanização e também por despejos da indústria de galvanoplastia. Em dois poços poluídos por esses efluentes, na área de Long Island, New York, foram encontrados taxas de 0,60 e 0,34 mg/l de cádmio. O cádmio é considerado um elemento de elevado potencial tóxico. É irritante gastrointestinal, poderoso emético e — sob a forma de sais solúveis — tem causado intoxicação aguda e crônica.

Cianetos

O ion cianeto é muito tóxico. Os cianetos alcalinos simples, formam ions quando dissolvidos na água. Muitos dos cianetos complexos são mais estáveis em solução aquosa. Normalmente são pouco tóxicos, entretanto,

sob certas condições, estes complexos decompõem-se, resultando vários graus de toxidez, dependendo do metal presente e da proporção dos grupos CN^- convertidos em cianetos simples. O ácido cianídrico (HCN) dissocia-se muito pouco em pH menor ou igual a 8. Daí, quando a toxidez é expressa em termos de íon cianeto, deve ser levado em conta que a maior parte do cianeto em água está sob a forma de HCN.

A quantidade máxima total para ingestão de CN^- pelo homem, tem sido estimada em aproximadamente 18 mg/dia, parte da qual é conseqüência da ingestão de certos alimentos e parte pela poluição industrial.

O organismo humano normalmente aceita pequenas quantidades de substâncias que contêm cianeto (palmito, alface, repolho, etc). O íon CN^-, exceto por uma pequena porção exalada, é transformado rapidamente em sulfeto complexo não tóxico (SCN, tiocianato) no fígado sendo eliminado irregular e vagarosamente pela urina. Não há provas de que o CN^- seja acumulado no organismo.

A toxidez dos cianetos para os peixes é afetada pelo pH, temperatura, oxigênio dissolvido e concentração de minerais. Quanto menor o pH, maior a proporção de HCN não dissociado. A toxidez dos cianetos também aumenta com o acréscimo de temperatura. Um aumento de 10°C duplica ou triplica a ação letal. A toxidez para peixes tem sido tomada como 0,025 mg/l CN^-, os microrganismos são geralmente mais tolerantes.

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido também aumentam a ação tóxica dos cianetos. Certos metais como o níquel, podem-se complexar-se com o cianeto para reduzir a letalidade, especialmente em alto valor de pH. Já os complexos de zinco e cádmio são excessivamente tóxicos.

As fontes industriais de CN^- são a galvanização, cementação, banhos para clarificação de metais, refinação de ouro e prata, lavadores de gás para processos piréticos (coqueificação, refinação, alto-forno), borracha, fibras acrílicas, indústrias de plásticos, intermediários de processos químicos, etc.

Chumbo

Nas condições naturais, apenas traços desse elemento são encontrados nas águas. Entretanto, nas regiões ricas em galena, as águas podem encerrar 0,4 - 0,8 mg/l. Em geral, sua origem na água vem da poluição por efluentes de indústrias ou minas ou, ainda, como resultado da ação corrosiva sobre as canalizações desse metal. É um veneno cumulativo e a intoxicação crônica por ele causada é denominada saturnismo, moléstia que pode levar à morte. O saturnismo é freqüentemente uma doença profissional. Há mais operários expostos à ação do chumbo e seus compostos do

que a qualquer outro metal tóxico. As fontes comuns de exposição ao chumbo são os alimentos, ar, água e fumaça de tabaco inalada. Quando se estabelecem os limites permissíveis de chumbo na água, é preciso levar em conta a quantidade média proveniente das outras fontes.

Cromo hexavalente

A ocorrência natural dos sais de cromo hexavalente, os cromatos, é muito rara, de modo que quando estão presentes na água, devem originar-se da poluição por despejos industriais. Os sais de cromo hexavalente são largamente usados nas operações de piquelagem e cromagem de metais, corantes, explosivos, cerâmica, papel, etc. A dose tóxica para o homem seria de 0,5 mg de bicromato de potássio, segundo Rothstein. Não se conhece ainda a quantidade de íon cromato que pode ser ingerida a longo prazo sem conseqüências adversas. Todavia, é conhecido o caso do poço de Long Island, New York, cuja água bebida por uma família de quatro pessoas durante três anos, tinha um teor de 1 mg/l de cromo, chegando certa vez a 25 mg/l. A família, um casal e duas crianças, não apresentou anormalidades e recusou-se a abandonar a fonte que era poluída por despejos de galvanoplastia. O cromo não se acumula no organismo humano.

Fenóis

Provocam cheiro e sabor desagradáveis na água potável em concentrações mínimas de 50 a 100 ppb. Se a água potável é clorada, então 5 ppb darão mau gosto.

O fenol é um bactericida poderoso e, por isso, interfere nos testes de DBO.

Cargas superiores a 200 mg/l podem matar as bactérias dos lodos ativados e dos filtros biológicos e, por esse motivo, as quantidades que podem ser lançadas nas redes públicas de esgotos são limitadas.

O fenol é tóxico aos peixes em concentrações de 1 a 10 mg/l.

Ferro

A objeção principal quanto ao ferro ou sais ferrosos diz respeito ao problema da cor. Por exemplo: substâncias tanantes, presentes num curso de água, formarão compostos com sais de ferro de cor preta. Sais ferrosos oxidarão compostos férricos dando cor marrom.

O gás sulfídrico — formado pela ação de bactérias nos esgotos — combinar-se-á com o ferro dando sulfetos ferrosos de cor preta. O ferro também prejudica a água para fins industriais. As fábricas de papel, de tecidos, de conservas, por exemplo, não podem empregar água com qualquer vestígio de ferro.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Mercúrio

Por volta de 1955, ornitologistas de várias partes da Suécia observaram uma diminuição da população de certos pássaros predatórios, bem como daqueles que se alimentavam de sementes. Em 1958, a atenção dos cientistas foi dirigida para o fato que pássaros encontrados mortos e examinados, apresentavam elevados teores de mercúrio em seus rins e fígado (4 a 200 mg/l). Análises de outros grupos de animais (roedores, ruminantes, peixes), vieram mostrar que o meio ambiente na Suécia estava contaminado. A cadeia alimentar indicava que o nível de mercúrio era mantido baixo até 1940, quando, repentinamente, se elevou. Nesse ano, as sementes passaram a ser tratadas com compostos de mercúrio líquido (metil-mercúrio, etil-mercúrio) que substituiam outras substâncias mercuriais, em pó, menos inconvenientes aos operadores. Abriu-se, então, a questão "mercúrio" e por volta de 1966, devido às ações empreendidas, o nível de mercúrio já começava a baixar nos organismos dos pássaros e roedores, com exceção dos peixes que continuava alto.

Os principais incidentes epidemiológicos motivados pelo mercúrio foram os seguintes:

1956 - Iraque: envenenamento de 100 pessoas (14 fatais), devido à ingestão de alimentos (trigo) tratados com Granosan M (fungicida à base de etil-mercúrio).

1953 a 1960 - Baía de Minamata, Japão: onde fábricas de acetaldeído e cloreto de vinila descarregavam grandes quantidades de cloreto de mercúrio e metil-mercúrio no mar. Nesse período, 111 pessoas foram envenenadas por se alimentarem com peixes e moluscos apanhados na área contaminada, resultando 41 mortes. O quadro clínico encontrado indicava falta de coordenação motora, constrição do campo visual e dificuldade na articulação das palavras.

1965 - Niigata, Japão: 26 casos de envenamento e 5 mortes em circunstâncias semelhantes. As pessoas mais severamente atacadas consumiam peixe de águas contaminadas com mercúrio, com uma freqüência de 0,5 a 3 vezes por dia. Informações desse incidente forneceram os seguintes dados: consumo de 1,5 mg de mercúrio na forma de metil-mercúrio por dia (representando uma dieta diária de 250 g de peixe com 5 a 6 ppm de mercúrio na forma de metil-mercúrio).

Na indústria cloro-álcali, as células eletrolíticas do tipo "mercúrio" empregam anodos de grafite ou titânio e o catodo é uma camada circulante

de mercúrio. O mercúrio forma amálgama de sódio que, em um outro compartimento, entra em contato com água, formando hidróxido de sódio, hidrogênio e liberando o mercúrio que retorna ao processo. Como matéria-prima, emprega-se cloreto de sódio (obtido em salinas marinhas ou minas de sal gema), na forma de solução aquosa. Essa salmoura pode ser utilizada em circuito aberto — isto é, salmoura perdida — ou circuito fechado. Obviamente, sendo o sal usado, de origem natural, deve-se purificá-lo pela eliminação de outros sais que interfiram no bom andamento do processo, acarretando a formação de um resíduo que — no caso da eletrólise com salmoura em circuito fechado — é bastante contaminada com mercúrio.

Na Tabela 2.6 pode-se apreciar as fontes de perda de mercúrio no processo de fabricação de cloro.

Tabela 2.6 — Perdas de mercúrio na fabricação do cloro

Processos	*Gramas de Hg perdidos por t de cloro*	% *de perda*
Hidrogênio (gás)	2 – 10	4 – 5
Condensados da linha de hidrogênio	25 – 75	40 – 45
Atmosfera	15 – 25	13 – 28
Lama de salmoura	2 – 50	4 – 26
Águas de lavagem das salas	10	5 – 18
NaOH (produzida não filtrada)	0,4 – 20	1 – 11
Anodos de grafite	–	4
Diversos	–	20

O mercúrio introduzido por efluentes industriais nos sistemas hídricos é inicialmente incorporado nos sedimentos do fundo e esses sedimentos podem, subseqüentemente, trocar sua carga de mercúrio com a água que os cobre, durante o período de 10 - 100 anos.

Teores limites de mercúrio no meio ambiente

No ar

E.U.A. – Média ponderada para 8 horas de trabalho (Threshold limit value) — 0,05 mgHg/m³ ar

R.F. Alemã – Concentração máxima para 8 horas de trabalho (MAK) — 0,1 mgHg/m³ ar

OMS – Doses diários admissíveis para o homem:

- Dose hebdomadária tolerável — 0,3 mg/pessoa de mercúrio total
- Dose provisória para o homem:
  - Mercúrio total — 0,005 mg/kg peso corporal
  - Metil-mercúrio expresso em Hg — 0,0033 mg/kg peso corporal

Na água potável

OMS (1971)	0,001 mg/l
E.U.A.	0,002 a 0,005 mg/l
Japão	não detectável*
Brasil (SEMA)	0,002 mg/l

Nos peixes

Limites Oficiais:

Austrália	0,5 mg/l
Canadá	0,5 mg/l
E.U.A.	0,5 mg/l
Japão	1,0 mg/l
Suécia	1,0 mg/l
Itália	0,7 mg/l (para peixe importado)

Nos efluentes líquidos

Inglaterra	Usina A – 0,3 mg/l Usina B – 3,6 kg/d
Itália	0,005 mg/l
Países Baixos	0,5 a 1,0 g Hg/t de Cloro
E.U.A.	45 g/d
Brasil (SEMA)	0,002 mg/l (no receptor)

(*) Metil-mercúrio: cromatografia em fase gasosa ou em camada fina (sensibilidade 0,001 mg/l).

Nos produtos acabados

E.U.A.

KOH – sólido
KOH – lixívia a 50%
NaOH – sólido
NaOH – lixívia a 50%
} 1 mg/l

Alemanha

NaOH – 50%: 30 – 40 μg/l
(Não considerado como limite)

Com relação a efeitos genéticos e a longo prazo decorrentes da exposição ao mercúrio, os estudos provaram que compostos de mercúrio provocam rompimento dos cromossomas e agem como inibidores do mecanismo mitótico.

No caso do metil-mercúrio, o cérebro é o primeiro a ser danificado, com destruição dos tecidos neurais, de modo irreversível.

Nitratos

Representam o produto final da mineralização da matéria orgânica nitrogenada, por via aeróbia. Praticamente toda a água na natureza encerra pelo menos traços de nitratos, cujo teor pode aumentar com o incremento da poluição por matéria orgânica, ou então devido à aplicação excessiva de fertilizantes que são parcialmente carreados pelas águas de infiltração do solo. Nas águas de superfície, a menos que haja poluição excessiva, raramente sua taxa vai acima de 5 mg/l, localizando-se quase sempre abaixo de 1 mg/l, mas nas águas subterrâneas, a concentração pode ir até 1.000 mg/l. A partir de 1945, primeiro nos Estados Unidos e depois em outros países, foram sendo registrados casos de metemoglobinemia ou cianose, em crianças de poucos meses de idade, atribuídos à ingestão de água com elevados teores de nitratos. Em 1951, só nos Estados Unidos, já eram conhecidos mais de 278 casos, com 39 óbitos. Uma provável explicação para as ocorrências, seria que nas crianças com idade inferior a 6 meses, o suco gástrico tem pH menos ácido (acima de 4) do que nos maiores ou adultos (com pH entre 1,5 e 2). Em conseqüência disso, nas primeiras porções do intestino desenvolvem-se bactérias capazes de reduzirem os nitratos a nitritos que, absorvidos na corrente sangüínea, se combinam com a hemoglobina do sangue, transformando-a em metaemoglobina assim dificultando o

transporte de oxigênio para os tecidos. Os casos de metemoglobinemia apresentaram-se com a pele levemente azulada, daí o nome de "blue babies" a eles aplicado. Em geral, esses casos ocorrem quando a taxa de nitratos na água é superior a 20 mg/l em nitrogênio, o que é mais característico em poços da zona rural.

Pesticidas

A partir do fim da última grande guerra, o emprego dos pesticidas tem crescido ininterruptamente. Contribuíram para a redução espetacular e até mesmo para erradiação de doenças transmitidas por vetores animados, especialmente insetos; tornaram possível o aumento da produção agrícola pela destruição de muitas pragas da lavoura. Conforme sua ação biológica, são chamados inseticidas, herbicidas, fungicidas, carrapaticidas, etc. Quimicamente podem ser divididos em 3 grupos:

— *inorgânicos:* fluoretos, compostos de arsênico e de mercúrio;
— *orgânicos naturais:* rotenona, piretro, nicotina;
— *orgânicos sintéticos:* hidrocarbonetos clorados, fosfatos orgânicos, tiocarbamatos.

O número dos produtos aumenta de ano para ano e só nos Estados Unidos, em 1961, havia 9.072 no comércio, enquanto que, em 1952, apenas 4.360. Hoje a tendência é de usar cada vez mais os orgânicos sintéticos. Os pesticidas podem contaminar as águas subterrâneas ou superficiais por aplicação direta, pela infiltração e escoamento superficial nas áreas tratadas ou, ainda, ao serem espalhados pelos ventos no momento de sua aplicação. Sobre a toxidez dos pesticidas, não deve ser esquecida que quase nunca são encontrados isoladamente, e sim, acompanhados de seus solventes ou diluentes que também podem ter propriedades tóxicas, como o querosene, o xilol, naftenos, óleo combustível, etc. Sabe-se que depois que começaram a ser usados em larga escala, a mortandade de peixes nos rios tem aumentado bastante. O DDT, por exemplo, é muito tóxico para peixes. Em São Paulo, guardas sanitários que faziam uma aplicação de DDT na zona rural, apenas por lavarem num riacho os seus utensílios de trabalho, ocasionaram a morte dos peixes no trecho onde a operação foi feita. Com relação aos seres humanos, a ação tóxica varia com a natureza do produto, com a presença de outras substâncias que reforçam ou amorteçam a toxidez, com a dose e a freqüência da exposição e com a susceptibilidade individual. Com relação a sua presença na água, por enquanto, encontram-se em teores muito baixos. No dizer de Hayes: "Em nenhum caso a concetração de um pesticida em água de superfície atingiu a um nível de real significado sanitário". Mas também não se pode ignorar que alguns desses pesticidas têm demonstrado poder carcinogênico quando experimentados

em animais de laboratório. Por essas razões é recomendável que, na agricultura, se utilize apenas a quantidade de pesticida necessária para obter o fim desejado, sem os excessos que em geral são praticados, levando em conta a época do ano mais propícia para a aplicação, a fim de evitar desperdícios. Também, sempre que possível, os pesticidas estáveis no solo e na água deveriam ser substituídos por outros que sofram decomposição, desaparecendo com o tempo.

Prata

Não é encontrada com freqüência nas águas naturais. Muitos dos seus sais são insolúveis e não é elemento abundante na natureza. Nove abastecimentos de água municipais, nos Estados Unidos, revelaram a presença de 0,05 mg/l do íon prata e em Denver foi verificada a concentração de 0,2 mg/l. A indústria de artigos de prata, a galvanoplastia, a fabricação de tintas, a fotografia, podem contribuir com seus despejos para adicionar traços de prata às águas naturais. A inclusão desse elemento como um possível agente nocivo ao organismo humano decorre do fato de que pode ser deliberadamente posta na água para fins de desinfecção - a chamada *ação oligodinâmica*. Uma vez ingerida, praticamente não é eliminada e, no caso de haver uso continuado de tal água, sua concentração no organismo iria aumentando paulatinamente. A dose letal para o homem é de 10 g como nitrato de prata.

Selênio

Em geral está ausente ou aparece apenas como traços nas águas naturais. É quimicamente semelhante ao enxofre, freqüentemente acompanha os sulfetos em veios minerais e pode passar à água. Em águas de superfície já se encontrou até 2,5 mg/l e nas de subsolo até 1.600 mg/l. Sua presença no solo constitui problema para a criação de animais. Isso porque certos vegetais têm a capacidade de extraí-lo da terra e concentrá-lo em seus tecidos. Plantas do gênero *Astragalus* podem conter até mais de 1.000 mg/l de selênio por peso seco de vegetal. Como o selênio é tóxico, o gado que se alimenta dessas plantas pode sofrer envenenamento crônico, agudo ou mesmo fatal. As pessoas que habitam regiões seleníferas têm apresentado sintomas brandos de intoxicação, parecendo também que, nas crianças, aumenta a ocorrência de cárie dentária. Experiências em ratos, têm mostrado que o selênio pode ter ação carcinogênica. Por todas essas razões, o selênio é considerado um tóxico potencial para o homem e são estabelecidos limites para sua presença na água. Se o excesso de selênio tem efeitos

maléficos, verifica-se que sua carência também é nociva para a nutrição dos animais e do homem que necessitam de traços do elemento na dieta.

Sulfetos

O gás sulfídrico (H_2S) é tóxico, corrosivo e causa sérios problemas de odor e sabor. É letal aos peixes na concentração de 1 a 6 mg/l. A maior parte dos sulfetos, sendo agentes fortemente redutores, também é responsável por uma demanda imediata de oxigênio que irá diminuir o oxigênio dissolvido nos cursos de água. Os sulfetos também impedem a floculação nas estações de tratamento de água e provocam manchas nas fiações.

O H_2S pode ser encontrado em águas de poços, em lagoas, em lagos, em águas superficiais ou no próprio sistema de distribuição, geralmente, como resultado da decomposição da matéria orgânica por via anaeróbia; também pode ser decorrente da poluição por parte de um despejo industrial que o contém (H_2S ou $S^=$)como, por exemplo, os despejos de fábricas de papel, de refinarias de óleos, de curtumes, etc.

Concentrações menores que 1 mg/l podem causar odor característico. O gás sulfídrico pode ser removido pelos processos de aeração.

Outras substâncias

Das muitas substâncias que podem ser encontradas na água, algumas têm os seus teores limitados por padrões de qualidade, administrativos ou operacionais; algumas por razões de ordem estética já que são causa de odor, sabor e cor; outras, por incovenientes na utilização da água, tais como salinilidade excessiva, corrosividade, dureza excessiva, estímulo ao desenvolvimento de organismos microbianos indesejáveis. Certos compostos, em concentração elevada, podem causar perturbações fisiológicas, como, por exemplo, o efeito purgativo dos sulfatos de sódio e magnésio. Muito raramente há o registro de ocorrências mais graves por elementos encontrados normalmente em quantidades inofensivas na água. Um exemplo é o manganês, cuja presença é em geral limitada a 0,1 mg/l pelos padrões de potabilidade, porque, acima desse valor pode causar cor, gosto desagradável e estimular o desenvolvimento de microrganismos indesejáveis; no entanto, já foram assinalados alguns casos de intoxicação por excesso de manganês.

Na Tabela 2.7 são enumerados alguns dos principais poluentes encontrados nos despejos industriais e algumas de suas fontes.

Tabela 2.7 — Principais poluentes de despejos industriais

Poluentes	*Origem dos despejos*
Acetaldeído	Plásticos, borracha sintética, corante.
Ácido acético	Vinícolas, indústrias têxteis, destilação de madeira, indústrias químicas.
Acetileno	Sínteses orgânicas.
Acrilonitrila	Plásticos, borracha sintética, pesticidas.
Amônia	Manufatura de gás de carvão, operações de limpeza com "água amônia".
Acetato de amônia	Tintura em indústrias têxteis e preservação da carne.
Cloreto de amônia	Tintura, lavagem do curtimento.
Dicromato de amônia	Mordentes, litografia, fotogravação.
Fluoreto de amônia	Tintura em indústrias têxteis e preservação da madeira.
Nitrato de amônia	Fertilizantes, explosivos, indústrias químicas.
Sulfato de amônia	Fertilizantes.
Anilina	Tinturas, vernizes, borrachas.
Bário (acetato)	Mordente em tinturaria.
Bário (cloreto)	Manufatura de tintas, operações de curtimento.
Bário (fluoreto)	Tratamento de metais.
Benzeno	Indústrias químicas nas sínteses de compostos orgânicos, tinturaria e outras operações têxteis.
Butil (acetato)	Plásticos, couro artificial e vernizes.
Carbono (dissulfeto)	Manufatura de gases e indústrias químicas.
Carbono (tetra-cloreto)	Indústrias químicas.
Cromo (hexavalente)	Decapagem de metais, galvanização, curtumes, tintas, explosivos, papéis, águas de refrigeração, mordente, tinturaria em indústrias têxteis, fotografia, cerâmica.
Cobalto	Tecnologia nuclear, pigmentos.
Cobre (cloreto)	Galvanoplastia do alumínio, tintas indeléveis.
Cobre (nitrato)	Tinturas têxteis, impressões fotográficas, inseticidas.

SITESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Tabela 2.7 (Continuação)

Poluentes	*Origem dos despejos*
Cobre (sulfato)	Curtimento, tintura, galvanoplastia, pigmentos.
Diclorobenzeno	Solvente para ceras, inseticidas.
Dietilamina	Indústrias petroquímicas, fabricação de resinas, indústria farmacêutica, tintas.
Etilamina	Refinação de óleo, sínteses orgânicas e fabricação de borracha sintética.
Sulfato ferroso	Fábricas de conservas, curtumes, têxteis, minas, decapagem de metais.
Formaldeído	Curtumes, penicilinas, plantas e resinas.
Furfural	Refino de petróleo, manufatura de vernizes, inseticidas, fungicidas e germicidas.
Chumbo (acetado)	Impressoras, tinturarias e fabricação de outros sais de chumbo.
Chumbo (cloreto)	Fósforos, explosivos, mordente.
Chumbo (sulfato)	Pigmentos, baterias, litografia.
Mercaptana	Alcatrão de carvão e celulose Kraft.
Mercúrio (cloreto)	Fabricação de monômeros.
Mercúrio (nitrato)	Explosivos.
Composto orgânico-mercuroso	Descargas de "água branca" em fábricas de papel.
Metilamina	Curtimento e sínteses orgânicas.
Níquel (cloreto)	Galvanoplastia e tinta invisível.
Níquel (sulfato amoniacal)	Banhos em galvanoplastia.
Níquel (nitrato)	Galvanização.
Piridina	Piche de carvão e fabricação de gás.
Sódio (bissulfato)	Têxteis, papel e indústrias fermentativas.
Sódio (cloreto)	Indústria cloro-álcali.
Sódio (carbonato)	Indústria química e de papel.
Sódio (cianeto)	Banhos eletrolíticos.
Sódio (fluoreto)	Pesticidas.
Sódio (hidróxido)	Celulose e papel, petroquímicas, óleos minerais e vegetais, couro, recuperação de borracha, destilação de carvão.

Tabela 2.7 (Continuação)

Poluentes	*Origem dos Despejos*
Sódio (sulfato)	Fabricação de papel.
Sódio (sulfeto)	Curtumes, celulose Kraft.
Sulfúrico (ácido)	Produção de fertilizante, outros ácidos, explosivos, purificação de óleos, decapagem de metais, secagem de cloro.
Uréia	Produção de resinas e plásticos, sínteses orgânicas.
Zinco	Galvanoplastia.
Zinco (cloreto)	Fábrica de papel, tinturas.

3

AMOSTRAGEM DE DESPEJOS INDUSTRIAIS

Qualquer planejamento de tratamento de despejos industriais baseia-se em informações obtidas por amostragem. Todas as decisões com relação ao projeto se apóiam nesta fase. Desta maneira o programa de amostragem deverá ser realizado criteriosamente com os cuidados que cada caso requer. A obtenção de bons resultados dependerá de certos detalhes tais como:

— que a amostra tomada seja verdadeiramente representativa do despejo;

— que sejam utilizadas técnicas de amostragem adequadas;

— que se condicione as amostras até serem analisadas.

Em processo "batch" a formação de amostra composta pode induzir a resultados errôneos, a menos que a amostragem seja feita com freqüência muito grande, possivelmente contínua, ou o fluxo seja "alisado" por técnica de equalização.

As amostras poderão se coletadas de maneira *fortuita* ou *compacta*, *manual* ou *automaticamente*.

AMOSTRAGEM FORTUITA

Estas amostras poderão se coletadas manual ou automaticamente. A automação é necessária quando é feita uma coleta em intervalos regulares de tempo. A amostragem fortuita é utilizada nos seguintes casos:

— quando o despejo objeto da amostragem não flui continuamente como é o caso de descargas de tanques; uma amostra ao acaso desta descarga é suficiente para se obter as características;

— quando as características dos despejos são relativamente constantes;

— quando é necessário determinar se uma amostra composta mascara condições extremas de um despejo. É o que ocorre, por exemplo, com uma possível variação de pH. Uma amostra composta pode ter o pH neutro,

enquanto que as parcelas que a constituíram podem apresentar uma larga faixa de variação de pH. Um exemplo típico é o caso dos curtumes onde, pela manhã, o pH apresenta-se alto (em torno de 13) e à tarde cai para cerca de 4,5.

Amostras fortuitas são também necessárias no caso de se analisarem gases dissolvidos, cloro residual, sulfatos solúveis, temperatura e pH.

AMOSTRAGEM COMPOSTA

A fim de se minimizar o número de amostras a ser analisado, é usual misturarem-se diversas amostras individuais. A quantidade de amostras individuais que pode ser adicionada à mistura total, depende da vazão na hora em que a amostra foi tomada. Por exemplo, para cada quatro litros por minuto de vazão ao longo do tempo da amostragem, 1 ml é adicionado na amostra composta.

A quantidade total da amostra composta depende do número e tipo de análises a serem feitas. A quantidade mínima situa-se em torno de 2 litros. A quantidade mínima de uma amostra individual seria de 200 ml se a amostra fosse coletada em um intervalo de tempo de 1 hora. Quando a amostragem é contínua (em intervalo de cerca de 3 a 5 minutos) a quantidade mínima de amostra deverá ser em torno de 25 ml.

As amostras compostas podem ser formadas com base no fluxo ou no tempo.

Fluxo

A quantidade de amostras coletadas ou adicionadas à mistura durante período de amostragem é proporcional à vazão dos despejos no tempo de amostragem.

Tempo

Um outro dispositivo para amostragem composta é a coleta de amostra com um volume fixado depois que uma certa quantidade de despejo tenha passado pelo ponto de amostragem.

FREQÜÊNCIA DE AMOSTRAGEM

A freqüência de amostragem depende da vazão e das características dos despejos. Na amostragem fortuita é de uma/hora. Quando os resultados dos exames indicarem baixa variabilidade, a amostra fortuita pode ser

tomada ao longo de intervalos de duas, quatro, oito, dezesseis ou mesmo 24 horas. Para alta variabilidade de concentração de despejos é desejável a instalação de um amostrador automático.

O tempo para a formação de amostras compostas também depende da variação da vazão. Para alta variabilidade, as amostras individuais para composição seriam coletadas com uma freqüência de 3 minutos até 1 hora. O tempo máximo para a composição de uma amostra composta é controlado pela capacidade de armazenar a amostra individual convenientemente, porém não deverá ser superior a 24 horas. Quando as análises são para a determinação de critérios de projeto para tratamento biológico, tais como DBO, DQO ou COT, a amostra composta deverá ser armazenada por um período de 8 a 12 horas quando as características dos despejos são constantes, ou 2 a 4 horas em caso contrário.

A Tabela 3.1 apresenta uma sugestão para os tempos máximos de armazenagem.

Tabela 3.1 – Tempos máximos de armazenagem

Parâmetros	*Alta Variabilidade*	*Baixa Variabilidade*
DBO	4 horas	12 horas
DQO ou COT	2 horas	8 horas
SS	8 horas	24 horas
Alcalinidade ou Acidez	1 hora	8 horas
pH	contínua	4 horas
Nitrogênio e Fósforo	24 horas	24 horas
Metais pesados	4 horas	24 horas

PRECAUÇÕES NECESSÁRIAS NO MANUSEIO DAS AMOSTRAS

— A amostra deve ser coletada onde o fluxo de despejo seja bem misturado (no medidor Parshall ou em qualquer ponto onde haja turbulência). Devem ser evitados locais situados a montante de vertedores devido à sedimentação de sólidos.

— As amostras deverão ser tomadas no centro do canal onde a velocidade é mais alta e a sedimentação de sólidos é mínima.

— No caso de análises de gases dissolvidos ou substâncias voláteis, não deverá ser introduzido ar para provocar turbulência no despejo, prática normalmente adotada para evitar sedimentação.

— Cuidados especiais deverão ser tomados no caso de análises de líquidos não miscíveis como, por exemplo, mistura de óleo e água. Em locais onde o óleo flutua, é simples obter uma amostra do óleo para análise, porém, é difícil determinar a quantidade de óleo flutuante por dia. Um método comumente utilizado para estimar o volume total, é conduzir o despejo a um "recipiente". Após separar os dois fluidos, é possível medir a espessura da camada de óleo e assim medir o volume presente.

— O volume de amostra obtido deverá ser suficiente para realizar todas as análises requeridas e também para repetir qualquer análise duvidosa. A Tab. 3.2 discrimina o volume mínimo necessário para análises mais

Tabela 3.2 — Volume mínimo de amostra necessária para determinação dos vários contribuintes de água industrial

a) — Testes Físicos

Teste	*Volume de Amostra (ml) **
Cor e odor	100 a 500
Corrosividade	amostra corrente
Condutividade elétrica	100
pH eletrométrico	100
Radiatividade	100 a 1.000
Peso específico	1.000
Temperatura	amostra corrente
Toxidez	1.000 a 20.000
Turbidez	100 a 1.000

b) — Testes Químicos-Gases Dissolvidos

Teste	*Volume de Amostra (ml) ***
Amônia (NH_3)	500
Dióxido de carbono livre	200
Cloro livre (Cl_2)	200
Hidrogênio (H_2)	1.000
Gás sulfídrico (Cl_2)	500
Oxigênio (O_2)	500 a 1.000
Dióxido de enxofre (SO_2)	100

c) — Testes Químicos — Diversos

Teste	*Volumes de Amostra (ml) ****
Dureza	50 a 300
Hidrazina	50 a 100
Microrganismos	100 a 200
Aminas voláteis	500 a 1.000
Material oleoso	3.000 a 5.000
Nitrogênio orgânico	500 a 1.000
Compostos fenólicos	800 a 4.000
pH colorimétrico	10 a 20
Polifosfatos	200 a 500
Sílica	50 a 1.000
Sólidos dissolvidos	100 a 20.000
Sólidos em suspensão	50 a 1.000
Tanino e lignina	100 a 200

d) — Testes Químicos — Cátions

Teste	*Volumes de Amostra (ml) ****
Alumínio (Al^{+3})	100 a 1.000
Amônia (NH_4^+)	500
Antimônio (Sb^{+3} e Sb^{+5})	100 a 1.000
Arsênio (As^{+3})	100 a 1.000
Bário (Ba^{+2})	100 a 1.000
Cádmio (Cd^{+2})	100 a 1.000
Cálcio (Ca^{+2})	100 a 1.000
Cromo (Cr^{+3} e Cr^{+6})	100 a 1.000
Cobre (Cu^{+2})	200 a 4.000
Ferro (Fe^{+2} e Fe^{+3})	100 a 1.000
Chumbo (Pb^{+2})	100 a 4.000
Magnésio (Mg^{+2})	100 a 1.000
Mercúrio (Hg^+ e Hg^{+2})	100 a 1.000
Potássio (K^+)	100 a 1.000
Níquel (Ni^{+2})	100 a 1.000
Prata (Ag^+)	100 a 1.000
Sódio (Na^+)	100 a 1.000
Estrôncio (Sr^{+2})	100 a 1.000
Estanho (Sn^{+2} e Sn^{+4})	100 a 1.000
Zinco (Zn^{+2})	100 a 1.000

e) — Testes Químicos — Anions

Teste	*Volumes de Amostras (ml) ****
Bicarbonato (HCO_3)	100 a 200
Brometo (Br^-)	100 a 200
Carbonato (CO_3^-)	100 a 200
Cloreto (Cl^-)	25 a 200
Cianeto (CN^-)	25 a 100
Fluoreto (Fl^-)	200
Hidróxido (OH^-)	50 a 100
Iodeto (I^-)	100 a 300
Nitrato (NO_3^-)	10 a 300
Nitrito (NO_2^-)	50 a 200
Fosfato, Orto (PO_4^{-3}, HPO_4^{-2} $H_2PO_4^-$)	50 a 100
Sulfato (SO_4^{-2}, HSO_4^-)	100 a 1.000
Sulfeto (S^{-2}, HS^-)	100 a 1.000
Sulfito (SO_3, HSO_3)	50 a 100

f) — Testes Químicos — Outros

Teste	*Volume de Amostra (ml) ****
Acidez e alcalinidade	100
Demanda bioquímica de oxigênio	100 a 200
Dióxido de carbono total (CO_2 incluindo CO_3^{--}, HCO_3 livre)	200
Demanda química de oxigênio	50 a 200
Cloro necessário	2.000 a 4.000
Cloro residual total (Cl_2 incluindo OCl^-, HOCl, NH_2Cl, $NHCl_2$, livre)	200
Clorofórmio	1.000
Detergentes	400 a 500

(*) A alíquota pode ser usada para outras determinações.
(**) Amostras para constituintes instáveis precisando ser obtidas em recipientes separados, completamente cheios e selados.
(***) Os volumes especificados nas tabelas são considerados como guias para a quantidade aproximada de amostras necessárias para uma análise particular.

comuns. O valor mais baixo é para despejos concentrados. O volume mínimo de uma amostra tomada ao acaso deve ser .1 a 2 litros. Porções individuais para uma amostra composta devem ser, no mínimo, de 25 a 100 ml. Dependendo da freqüência de amostragem e do volume de amostras individuais, a amostra composta total estaria entre 2 a 4 litros.

— As amostras devem ser armazenadas de maneira a assegurar que as características a serem analisadas não sejam alteradas. Em alguns casos a refrigeração pode ser necessária. Quando a armazenagem de uma amostra interfere com uma análise particular, é preferível tomar amostras separadas para as análises que podem necessitar de técnicas aprimoradas de preservação.

— Cada amostra deve ser rotulada com cartão de identificação, contendo as seguintes informações:

- designação ou locação de coleta de amostra;
- data e tempo de coleta;
- indicação da amostra composta ou fortuita com tempo apropriado e informação de volume;
- notação da informação que pode variar, antes que as análises de laboratório sejam feitas, devendo incluir temperatura, pH e aspecto.

AMOSTRAGEM BACTERIOLÓGICA

A amostragem bacteriológica deve ser obtida em garrafas de boca larga com uma capacidade de, no mínimo, 300 ml e equipadas com rolha de vidro. As garrafas deverão ser esterilizadas. Um meio para assegurar estas exigências seria o aquecimento em forno por duas horas a 170°C. As garrafas não devem estar completamente cheias para que a mistura possa ser agitada antes das análises.

Durante a amostragem, a boca da garrafa deverá ser colocada na direção da corrente e a rolha deve ser protegida de contaminação. As amostras devem ser armazenadas a 4°C, imediatamente após a amostragem e, no transporte, as garrafas devem permanecer em caixas de gelo.

Preservação das amostras

As amostras deverão ser analisadas tão logo seja possível após a coleta, dado que certos produtos químicos sofrem modificações com o passar do tempo, tais como:

— cations metálicos podem precipitar-se como hidróxidos ou formar complexos;

— a valência dos íons pode mudar por oxidação ou redução;

— cations metálicos podem ser adsorvidas na superfície do vidro, plástico ou recipiente de quartzo.

As características das amostras podem ser modificadas, também, pela atividade microbiológica;

— as células podem aumentar a DBO ou DQO;

— a produtividade de células pode modificar a DBO e DQO;

— o conteúdo de nitrogênio e fósforo orgânico pode ser alterado.

As amostras compostas precisam ser preservadas de tal modo que as características a serem medidas não se alterem em quantidade e qualidade. Métodos especiais de coletas são algumas vezes necessários para evitar estas alterações. Por exemplo, deve-se eliminar o ar dos recipientes quando se analisam: O_2, CO_2, NH_3, H_2S, cloro livre, pH, dureza, SO_2, NH_4, Fe, acidez e alcalinidade. Na prática, isto significa que o ar não deve entrar nas garrafas e que as mesmas devem ser completamente cheias. O pH será sempre determinado imediatamente depois que a amostra tenha sido coletada e o conteúdo de oxigênio deve ser determinado no local ou ser fixado com sulfato manganoso e iodeto de potássio como no método Winkler.

O procedimento usual para a armazenagem consiste em se colocar as amostras em um refrigerador. A Tabela 3.3 apresenta informações para a

Tabela 3.3 — Condições de refrigeração e congelamento de amostras

Análises	*Condições de Armazenamento*	
	Refrigeração a 4°C	*Congelamento*
Sólidos totais	—	—
Sólidos em suspensão	Até diversos dias	—
Sólidos em suspensão voláteis	Até diversos dias	—
DQO	Até diversos dias	—
DBO	Até diversos dias num sistema composto de amostragem	Adaptação. Deve-se utilizar semente de esgoto fresco.

armazenagem e a aplicação de refrigeração e congelamento para diversas características de despejos. Se a DQO não pode ser medida por vários dias, é recomendado que o pH seja ajustado numa faixa entre 3 e 5. Preservativos que não influenciem as análises devem ser adicionados imediatamente após a tomada de amostra. Métodos de preservação de amostras para características individuais são apresentados na Tab. 3.4

Tabela 3.4 — Técnicas para preservação de amostras de água

Parâmetro	*Frasco*	*Método de Preservação*	*Tempo máximo entre coleta e análise*
Alcalinidade	P ou V	refrigeração a 4°C	24 horas
DBO	V	refrigeração a 4°C	6 horas
Borato	P	não necessário	7 dias
Cálcio	P ou V	não necessário	7 dias
DQO	V	1 a 2 ml H_2SO_4/litro de amostra	1 a 7 dias
Cloreto	P ou V	não necessário	7 dias
Cloro	V	—	analisar imediatamente
Cor	P ou V	refrigeração a 4°C	24 horas
Condutividade	P ou V	não necessário	1 a 7 dias
Cianeto	P	adicionar NaOH até pH = 11	24 horas
	V	20 mg $HgCl_2$/litro de amostra	1 dia
	V	2 ml sulfato manganoso + 2 ml iodeto alcalino azida	24 horas
Fluoreto	P	não necessário	7 dias
Dureza	P ou V	não necessário	7 dias
Magnésio	P ou V	não necessário	7 dias
Metais:			
• total	P	2 a 10 ml HNO_3/litro de amostra filtrar no local: 2 a 10 ml	várias semanas
• dissolvidos	P	HNO_3/litro de amostra	várias semanas
Mercúrio	P	5 a 10 ml HNO_3/litro de amostra	7 dias
Nitrogênio:			
• amoniacal	P ou V	1 ml H_2SO_4/litro de amostra; refrigeração a 4°C	1 a 7 dias
• nitrato	P ou V	1 ml H_2SO_4/litro de amostra; refrigeração a 4°C	1 a 7 dias
• nitrito	P ou V	1 ml H_2SO_4/litro de amostra; refrigeração a 4°C	24 horas
• orgânico	V	1 ml H_2SO_4/litro de amostra; refrigeração a 4°C	24 horas
Odor	V	refrigeração a 4°C	6 a 24 horas
Óleos e graxas	V	1 a 2 ml HCl/litro de amostra	24 horas
Carbono orgânico	V	1 a 2 ml H_2SO_4/litro de amostra	1 a 7 dias
pH	P ou V	—	analisar o quanto antes de preferência no local
Fenóis	V	1g $CuSO_4 \cdot 5H_2O$/litro de amostra e H_3PO_4 até pH = 4; refrigeração a 4°C	24 horas
0-fosfato	P ou V	filtrar no local; refrigerar a 4°C	24 horas
• total	P ou V	refrigerar a 4°C	1 a 7 dias
Potássio	P	não necessário	7 dias
Sílica	P	filtrar no local; refrigerar a 4°C	1 a 7 dias
Sódio	P	não necessário	7 dias
Sólidos	—		
• dissolvidos	P ou V	—	24 horas
• total	P ou V	—	7 dias
Sulfato	P ou V	não necessário	7 dias
Sulfeto	V	2 ml 1 M $Zn(OQc)_2$/litro de amostra, depois 2 ml NaOH 1 N	24 horas
Turbidez	P ou V	—	4 a 24 horas

Obs. P: Polietileno
V: Vidro

MÉTODOS DE ANÁLISE DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica.

O método consiste em se oxidar a matéria orgânica da amostra com um agente oxidante o mais forte possível (dicromato de potássio) em meio ácido (ácido sulfúrico) a quente.

Aplicação — Água de despejos industriais, águas de rios, lagos, represas e esgotos domésticos.

Aparelhagem

— balões de 500 ml de fundo chato, com junta esmerilhada;
— balões de 250 ml de fundo chato, com junta esmerilhada;
— condensador de Friedrichs que se adapte aos balões;
— proveta de 100 ml;
— pipetas volumétricas de 50, 25, 20 e 10 ml;
— pérolas de vidro ou caquinhos de porcelana;
— bureta de 25 ml;
— bateria de chapas elétricas para aquecimento.

Reagentes

— ácido sulfúrico concentrado p.a.;
— solução de ácido sulfúrico/sulfato de prata (dissolver, com cuidado, 13 g de sulfato de prata, em pó, em 1 kg de ácido sulfúrico concentrado);
— solução de sulfato ferroso amoniacal 0,25 N;
— solução de sulfato ferroso amoniacal 0,025 N;
— indicador ferroína;
— solução de bicromato de potássio 0,25 N;
— solução de bicromato de potássio 0,025 N.

Coleta e preservação da amostra

— Deve-se coletar amostras representativas, em frascos de aproximadamente 1 litro de capacidade e de boca larga. A preservação deve ser feita no momento da coleta, adicionando-se diretamente ao frasco contendo a amostra, 2 ml de ácido sulfúrico concentrado para cada litro de água coletada.

Técnica

A) *No caso de amostras pouco poluídas e águas de abastecimento:*

1 - Pipetar para um balão de 500 ml, 50 ml de amostra, 25 ml de bicromato de potássio 0,025 N e adicionar 2 pérolas de vidro.

2 - Com cuidado, juntar 75 ml de solução de ácido sulfúrico/sulfato de prata.

3 - Agitar bem.

4 - Se a solução ficar verde, desprezá-la e pipetar para um novo balão, 25 ml da amostra, 25 ml de água destilada, 25 ml de bicromato de potássio 0,025 N, adicionando 2 pérolas de vidro e, com cuidado, 75 ml de ácido sulfúrico/sulfato de prata.

5 - Agitar bem.

6 - Se a solução tornar a ficar verde, desprezá-la e passar diretamente para B.

7 - Fazer um branco, utilizando 50 ml de água destilada no lugar da amostra e adicionar os outros reagentes como descrito nos ítens 1 a 3.

8 - Os balões contendo a amostra e o branco são adaptados ao condensador.

9 - Refluxar por 2 horas.

10 - Deixar esfriar e lavar o condensador com cerca de 25 ml de água destilada.

11 - Desconectar o balão e colocá-lo em banho de água fria ou gelo até atingir a temperatura ambiente.

12 - Titular o excesso de bicromato com a solução padrão de sulfato ferroso amoniacal 0,025 N até a solução tomar um tom esverdeado.

13 - Adicionar 2 a 3 gotas de indicador ferroína e prosseguir a titulação. A viragem é repentina passando de verde-azulado para cinza com um leve tom avermelhado. Anotar os ml gastos.

B) *No caso de amostras de água poluída e águas residuárias*

1 - Pipetar para um balão de 250 ml, 20 ml de amostra, 10 ml de bicromato de potássio 0,25 N e adicionar 2 pérolas de vidro.

2 - Com cuidado, juntar 30 ml de ácido sulfúrico/sulfato de prata.

3 - Agitar bem.

4 - Se a solução ficar verde, desprezá-la e pipetar para um novo balão, 10 ml da amostra, 10 ml de água destilada, 10 ml de bicromato de potássio 0,25 N, adicionar 2 pérolas de vidro e, com cuidado, 30 ml de ácido sulfúrico/sulfato de prata. Agitar bem.

5 - Se a solução voltar a ficar verde, desprezá-la. Fazer a diluição (1:10) da amostra, pipetando 100 ml da mesma para um balão volumétrico de 1.000 ml e completando o volume com água destilada. Proceder, com a amostra diluída, como descrito nos ítens de 1 a 4.

6 - Se a solução continuar tornando-se esverdeada, utilizando a amostra diluída, fazer novas diluições (1:100, 1:1000) como descrito acima.

7 - Fazer um branco utilizando 20 ml de água destilada no lugar da amostra e adicionando os outros reagentes como descrito nos ítens 1 a 3.

8 - Os balões contendo a amostra (solução amarelada) e o branco, são adaptados ao condensador.
9 - Refluxar a mistura por 2 horas.
10 - Deixar esfriar e lavar o condensador com cerca de 25 ml de água destilada.
11 - Desconectar o balão e colocá-lo em banho de água fria ou gelo até atingir a temperatura ambiente.
12 - Titular o excesso de bicromato com a solução de sulfato ferroso amoniacal 0,25 N até a solução tomar um tom esverdeado.
13 - Adicionar 2 a 3 gotas do indicador ferroína e prosseguir a titulação até viragem de verde-azulado para cinza com um leve tom avermelhado. Anotar os ml gastos.

Cálculo
Demanda Química de Oxigênio em mg/l de oxigênio:

$$DQO = \frac{(A - B) \times N \times F \times 8.000}{S}$$

onde:
A = mililitros gastos de sulfato ferroso amoniacal na titulação da prova branca;
B = mililitros de sulfato ferroso amoniacal gastos na titulação da amostra;
N e F = normalidade e fator de correção do sulfato ferroso amoniacal (determinados diariamente);
S = mililitros da amostra utilizados na análise (ítens 1 ou 4). Se for utilizada a amostra diluída (ítens B5 ou B6) considerar S = volume utilizado no teste x diluição. Se, por exemplo, forem utilizados 20 ml da amostra diluída a 1:10, será:

$$S = 20 \times \frac{1}{10} = 2$$

Observação
— Quando a amostra possui cloreto, é necessário eliminá-lo pela adição de 0,4 g de sulfato de mercúrio antes de colocar o sistema para refluxar.

Oxigênio Dissolvido (OD)

É um dos parâmetros mais importantes que se dispõe no campo do controle da poluição das águas; é fundamental para se verificar e manter condições aeróbias num curso de água que recebe material poluidor. É utilizado para controlar processos de aeração, para indicar atividade fotossintetizadora e corrosividade.

Aplicação — Águas de abastecimento, águas residuárias e água do mar.

Aparelhagem
— garrafa de OD de aço inoxidável, modelo E.P.A. modificado, para coleta de amostra;
— frasco de DBO, pyrex, neutro, boca estreita, capacidade 250 - 300 m., tampa esmerilhada, com selo d'água;
— 4 pipetas volumétricas de 2 ml;
— 1 pipeta volumétrica de 100 ml;
— 1 erlenmeyer de 250 ml;
— 1 microbureta de 5 ou 10 ml com divisões de 0,01 ml;
— balões volumétricos de 1.000 ml para o preparo das soluções.

Reagentes
— ácido sulfúrico concentrado p.a.;
— solução de sulfato manganoso (dissolver 364 g de sulfato de manganês em água destilada e diluir a 1.000 ml em balão volumétrico);
— reagente iodeto de potássio-azida sódica (dissolver 500 g de hidróxido de sódio p.a. — em lentilhas — e 150 g de iodeto de potássio neutro p.a. em água destilada — em banho de água fria ou gelo — e diluir a 1.000 ml em balão volumétrico, acertando o volume quando a solução tiver atingido a temperatura ambiente; preparar, à parte, uma solução de 10 g de azida sódica dissolvida em 40 ml de água destilada e adicioná-la à solução de iodeto de potássio);
— solução de fluoreto de potássio (dissolver 123,4 g de fluoreto de potássio p.a. em água destilada e diluir a 1.000 ml em balão volumétrico);
— solução de tiossulfato de sódio 0,025 N;
— solução indicadora de amido.

Coleta da amostra
Coletar a amostra num frasco de boca estreita de 250 - 300 ml, com tampa esmerilhada. Deve-se tomar precauções para evitar a entrada ou dissolução do oxigênio atmosférico. Deve-se anotar a temperatura da água a ser coletada.

Amostragem numa linha sob pressão: adaptar um tubo de borracha à torneira e estendê-lo até o fundo do frasco. Deixar a água transbordar 2 a 3 vezes o volume do frasco e colocar a tampa de modo que não restem bolhas de ar em seu interior.

Amostragem em rios, tanques ou lagos: deve-se ter o cuidado de não coletar muito na superfície, porque se estará coletando amostra saturada de

oxigênio e porque ocorrerá aeração ao coletá-la. Utilizar a "Garrafa de OD" contendo o frasco de boca estreita esmerilhada, de 250 - 300 ml, sem a tampa em seu interior. Mergulha-se o conjunto na água a ser amostrada a no mínimo 20 cm da superfície, mantendo a mangueira para entrada de ar fechada e na superfície. Deixar passar ar pela mangueira e aguardar o completo enchimento do conjunto verificado pelo cessar do borbulhamento.

Preservação da amostra — No momento da coleta, adicionar ao frasco de tampa esmerilhada, 2 ml de solução de sulfato manganoso e 2 ml de solução de iodeto de potássio-azida sódica, tendo o cuidado de mergulhar a ponta da pipeta no frasco. Fechar bem o frasco para impedir a entrada de ar do exterior, cuidando para não deixar bolhas de ar em seu interior. Agitar muito bem e manter o frasco à temperatura de coleta, ou então entre 10° e 20°C durante, no máximo, 8 horas.

Técnica

1 - No momento em que a amostra chegar ao laboratório, agitar novamente e deixar decantar.
2 - À amostra decantada, acrescentar 2 ml de solução de fluoreto de potássio, tampar e agitar.
3 - Adicionar, em seguida, 2 ml de ácido sulfúrico concentrado, fechar o frasco e agitá-lo muito bem para dissolver completamente o material precipitado e distribuir homogeneamente o iodo liberado.
4 - Logo em seguida, pipetar 10 ml da amostra assim tratada para um erlenmeyer de 250 ml.
5 - Titular o iodo liberado com a solução de tiossulfato de sódio 0,025 N até coloração amarela clara.
6 - Adicionar algumas gotas do indicador de amido e continuar a titulação até o desaparecimento da cor azul intensa. Anotar os ml gastos (V_1).

Cálculo

$$OD(g/l) = \frac{V_1 \times N \times F \times 8.000}{V_2} = \frac{V_1 \times 0{,}025 \times F \times 8.000}{100} =$$

$$= 2 \times V_1 \times F$$

onde:
V_1 = ml de tiossulfato de sódio usado na titulação;
V_2 = ml de amostra utilizado na titulação;
N e F = normalidade e fator de correção do tiossulfato de sódio.

Observação — A volta da cor azulada, após o término da titulação, é devida à ação catalítica de nitritos ou sais férricos que não tenham sido complexados pelo fluoreto e, portanto, não deve ser considerada.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

É a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem a matéria orgânica carbonada de uma amostra, sob determinadas condições.

Este teste tem grande utilidade na determinação do grau de poluição de cursos de água, no estudo de cargas poluidoras e na avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento.

Aplicação — Amostras de água de efluentes, águas residuárias, despejos industriais, águas de rios, lagos e represas.

Aparelhagem

— potenciômetro para medidas de pH;
— béquer de 2.000 ml;
— bagueta;
— provetas de 1.000 ml, com tampa;
— pipetas volumétricas de 2, 5, 10, 20, 30, 50 e 100 ml;
— proveta de 250 ml;
— frascos de DBO, pyrex neutro, boca estreita, capacidade 250 - 300 ml, tampa esmerilhada, com selo d'água;
— frasco de vidro de 20 l para a solução nutriente;
— erlenmeyer de 250 ml;
— microbureta de 5 ou 10 ml com divisões de 0,01 ml;
— incubadora, com controle para 20°C ± 1.°C, protegida da luz;
— caixa de plástico onde são colocados os frascos que irão à incubadora;
— balões volumétricos de 1.000 ml para a preparação das soluções.

Reagentes

— A água destilada que será usada na preparação das soluções deve ser de alta qualidade, não pode conter mais de 0,01 mg/l de cobre, ser livre de cloro, cloraminas, alcalinidade cáustica, material orgânico ou ácidos.

— Solução tampão de fosfatos (dissolver 8,5 g de fosfato de potássio monobásico p.a., 21,75 g de fosfato de potássio dibásico p.a., 44,8 g de fosfato de sódio dibásico 12 hidrato p.a. e 1,7 g de cloreto de amônia p.a. em cerca de 500 ml de água destilada; transferir para um balão volumétrico de 1.000 ml e completar até a marca com água destilada; esta solução deve ter um pH igual a 7,2 sem sofrer qualquer ajuste).

— Solução de sulfato de magnésio (dissolver 22,5 g de sulfato de magnésio heptahidratado p.a. em água destilada e completar o volume para 1 litro em balão volumétrico).

— Solução de cloreto de cálcio (dissolver 27,5 g de cloreto de cálcio anidro em água destilada e elevar o volume para 1.000 ml em balão volumétrico).

— Solução de cloreto férrico (dissolver 0,25 g de cloreto férrico hexahidratado p.a. em água destilada, transferir para um balão volumétrico de 1.000 ml e completar o volume).

— Solução nutriente (colocar o volume desejado de água destilada num frasco de 20 l e adicionar para cada litro da mesma um mililitro de cada uma das seguintes soluções: solução tampão de fosfato, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio e cloreto férrico; essa solução nutriente deve ser aerada durante tempo suficiente para tornar-se saturada de oxigênio dissolvido, sendo que essa aeração pode ser feita por estocagem durante 2 a 3 dias com o frasco parcialmente cheio e fechado com tampão de algodão, ou pela injeção de ar comprimido limpo por algumas horas).

— Solução de ácido sulfúrico aproximadamente 0,1 N.

— Solução de hidróxido de sódio aproximadamente 0,1 N.

— Solução tampão pH 4,0 e 8,0 para calibração do potenciômetro.

— Semente (usar o líquor sobrenadante de esgoto doméstico, o qual deve ser previamente incubado a 20°C por 24 a 36 horas; após esse tempo pode ser utilizado ou mantido no refrigerador por, no máximo, 24 horas).

— Ácido sulfúrico concentrado p.a.

— Solução de sulfato manganoso (dissolver 364 g de sulfato manganoso p.a. em água destilada e diluir a 1.000 ml em balão volumétrico).

— Reagente iodeto de potássio/azida sódica (dissolver 500 g de hidróxido de sódio p.a., em lentilhas e 150 g de iodeto de potássio p.a. em água destilada — em banho de água fria ou gelo — e diluir a 1.000 ml em balão volumétrico; preparar, à parte, uma solução de 10 g de azida sódica dissolvida em 40 ml de água destilada e adicioná-la à solução de iodeto de potássio).

— Solução de fluoreto de potássio (dissolver 123,4 g de fluoreto de potásio anidro p.a. em água destilada e diluir a 1.000 ml em balão volumétrico).

— Solução de tiossulfato de sódio 0,025N.

— Solução indicadora de amido.

Técnica

1 - Primeiramente, determinar a Demanda Química de Oxigênio da amostra e da semente.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

2 - Ajustar para 7,1 - 7,3 o pH de cerca de 2 litros da amostra e da semente, utilizando solução de ácido sulfúrico 0,1 N ou hidróxido de sódio 0,1 N.

3 - Calcular, em função da DQO da semente, a quantidade da mesma a ser adicionada na solução nutriente:

600 ÷ DQO da semente = mililitros de semente a serem adicionados a cada litro de solução nutriente.

Essa adição deve ser feita unicamente no momento da análise. A solução nutriente contendo semente não pode ser reutilizada no dia seguinte.

4 - De acordo com a DQO obtida para a amostra, determinar as alíquotas da mesma a serem utilizadas na análise de DBO.

a) Se a DQO for inferior a 300, utilizar 3 alíquotas. Preparar 3 provetas de 1.000 ml, nas quais serão adicionadas as alíquotas da amostra. Dividindo-se 5.000 pela DQO da amostra obtém-se, aproximadamente, os mililitros de amostra a serem adicionados à 2.ª proveta. Na 1.ª proveta adicionar um volume menor e na 3.ª um volume maior, de acordo com a escala que segue abaixo:

10 - 20 - 30 - 50 - 100 - 200 - 300 - 500 - 1.000 ml

Exemplo: amostra com DQO = 200: 500 ÷ 200 = 25

Portanto, na 1.ª proveta adiciona-se 20 ml da amostra, na 2.ª 30 ml e na 3.ª 50 ml.

As adições às provetas são feitas através de pipetas volumétricas. Para volumes superiores a 100 ml, pode-se utilizar provetas.

b) Se a DQO for superior a 300, utilizar 4 alíquotas, portanto, 4 provetas. O resultado da divisão de 5.000 pela DQO da amostra fornece, aproximadamente, os mililitros a serem adicionados na 3.ª proveta. Para determinar quanto colocar na 1.ª, 2.ª e 4.ª provetas, utilizar a escala seguinte:

0,01 - 0,02 - 0,03 - 0,05 - 0,1 - 0,2 - 0,3 - 0,5 - 1 - 2 - 3 - 5 - 10 ml

Não se deve pipetar, porém, volumes menores que 10 ml. Para tal, diluir a amostra (1:10, 1:100, etc) tantas vezes quantas necessárias, pipetando 100 ml da amostra para um balão volumétrico de 1.000 ml e completando o volume com água destilada (diluição 1:10) ou pipetando 100 ml da diluição 1:10 para um novo balão volumétrico de 1.000 ml e completando com água destilada (diluição 1:100) e assim por diante. Com isso, a cada diluição a alíquota a ser pipetada para as provetas é multiplicada por 10.

Exemplo: amostra com DQO = 1.600

5.000 ÷ 1.600 = 3,1

As alíquotas a serem pipetadas seriam: 1,0 - 2,0 - 3,0 e 5,0 ml. Como se trata de volumes muito pequenos, faz-se a diluição 1:10, assim os volumes a serem transferidos às provetas passam a ser: 10 - 20

- 30 e 50 ml. Como são volumes superiores a 10 ml, pipetam-se as distintas alíquotas a partir da diluição 1:10, transferindo-as para as provetas correspondentes.

5 - Completar para 1.000 ml o volume das provetas contendo as alíquotas da amostra com a solução nutriente já contendo a semente.

6 - Determinar, paralelamente, a DBO da semente, procedendo os cálculos e tomando as alíquotas da mesma forma que para a amostra. Completar o volume das provetas para 1.000 ml com solução nutriente *sem* adição de semente.

7 - Tampar as provetas e agitá-las muito bem.

8 - Preparar 2 frascos de DBO para cada proveta.

9 - Transferir por sifonação a solução contida em cada proveta para os 2 frascos correspondentes, enchendo-os até à boca e fechando-os sem deixar bolhas de ar.

10 - Colocar numa caixa de plástico uma das séries de frascos.

11 - Enchê-la de água até cobrir a boca dos vidros.

12 - Incubar a 20°C por 5 dias, ao abrigo da luz.

13 - Determinar o oxigênio dissolvido da outra série de frascos.

14 - Adicionar 2 ml da solução de sulfato manganoso e 2 ml da solução iodeto de potássio/azida sódica.

15 - Fechar e agitar muito bem.

16 - Acrescentar mais 2 ml da solução de fluoreto de potássio.

17 - Tampar e agitar.

18 - Adicionar, em seguida, 2 ml de ácido sulfúrico concentrado, fechar o frasco e agitar muito bem para dissolver completamente o material precipitado e distribuir homogeneamente o iodo liberado.

19 - Logo em seguida, pipetar 100 ml da amostra assim tratada para um erlenmeyer de 250 ml.

20 - Titular o iodo liberado com a solução de tiossulfato de sódio 0,025 N até coloração amarela clara. Adicionar algumas gotas do indicador de amido e prosseguir a titulação até o desaparecimento da cor azul intensa.

21 - Anotar os ml gastos (V_1).

22 - Após os 5 dias, fazer a determinação do oxigênio dissolvido nos frascos incubados, de acordo com o que foi descrito do ítem 14 ao 20. Anotar os ml gastos (V_2).

Cálculo — O resultado escolhido é aquele ou a média daqueles resultados para os quais a quantidade de oxigênio, gasta durante a incubação, represente de 40 a 70% da quantidade inicial de oxigênio. Cálculo da porcentagem da redução:

$$\frac{100\,(OD_H - OD_5)}{OD_H}$$

$$DBO\ (mg/l) = \frac{[(OD_H - OD_5) - (C_S \times R)] \times 1.000}{Vap}$$

sendo:

OD_H = oxigênio dissolvido determinado no dia

$$OD_H = \frac{V_1 \times 0{,}025 \times F \times 8.000}{100} = V_1 \times 2\,F$$

V_1 = ml gastos de tiossulfato de sódio na titulação (ítem 21);
F = fator de correção do tiossulfato de sódio;

OD_5 = oxigênio dissolvido determinado após 5 dias;

$OD_5 = V_2 \times 2 \times F$;

V_2 = ml gastos de tiossulfato de sódio na titulação (ítem 22);

C_S = correção da semente

$$C_S = \frac{V_{sn} \times (OD_{Hs} - OD_{5s})}{V_{sp}}$$

Onde:
V_{sn} = ml de semente adicionados à cada litro de solução nutriente;
V_{sp} = ml de semente adicionados à proveta;
OD_{Hs} = oxigênio dissolvido da semente determinado no dia;
OD_{5s} = oxigênio dissolvido da semente determinado após 5 dias.

Vap = alíquota da amostra adicionada à proveta (ml).

$$R = \frac{1.000 - V_{ap}}{1.000}$$

Para V_{ap} de 0 a 100 ml, considerar R = 1

Óleos e Graxas

Por este método determina-se quantitativamente um grupo de substâncias, ou seja, ácidos graxos, sabões, graxas, ceras, óleos, etc., que são extraídos pela hexana sob as condições do teste e que não volatilizam durante a evaporação.

Aplicação — Águas poluídas, residuárias e efluentes industriais.

Aparelhagem

— banho-maria;
— estufa a 103°C ± 2;
— frasco pyrex ou vidro neutro, boca larga, tampa esmerilhada, volume pouco superior a 1.000 ml, com marcação em 1.000 ml bem visível ao redor de todo o frasco;
— balão de fundo chato, 250 ml, junta esmerilhada;
— aparelho de extração Soxhlet, completo, incluindo extrator e condensador, para balão de 250 ml, capacidade aproximada do tubo de extração até o topo do sifão de 85 ml;
— Kitassato, pyrex, 1.000 ml;
— funil de Buchner, 12 cm de diâmetro;
— dessecador com cloreto de cálcio anidro;
— bomba de vácuo ou trompa de água para vácuo.

Reagentes

— n-Hexana;
— ácido clorídrico p.a.;
— papel de filtro Whatman n.º 40, diâmetro 11 cm;
— cartucho para extração;
— algodão hidrófilo;
— auxiliar de filtração sílica diatomácea, em pó: Celite Analytical Filter Aid (preparar uma suspensão de 10 g de auxiliar de filtração em 1 litro de água destilada);
— musseline branca, cortada em discos de 10 cm de diâmetro;
— papel indicador universal.

Coleta e preservação da amostra

— Deve-se ter cuidado de obter amostras representativas. A amostra deve ser coletada em frasco de boca larga, com tampa esmerilhada, lavado previamente com solvente e seco, com volume superior a 1 litro e que tenha uma marcação em 1 litro. Encher o frasco com amostra até a marca.

— Acrescentar, no momento da coleta, 5 - 10 ml de ácido clorídrico concentrado por litro de amostra e, se a amostra não puder ser analisada de imediato, conservá-la em geladeira. O armazenamento da amostra é sempre prejudicial, por isso, deve-se analisá-la o quanto antes.

Técnica

1 - Verificar se a amostra tem pH = 1, com o papel indicador. Caso contrário, adicionar ácido clorídrico concentrado até conseguir pH = 1.
2 - Num funil de Buchner colocar um disco de musseline e por cima 1 disco de papel de filtro Watman 40.
3 - Molhar os discos com água destilada e adaptá-los bem ao funil.
4 - Aplicando vácuo, passar 100 ml da suspensão do auxiliar de filtração por esse filtro, para formar uma pequena camada.
5 - Lavar a camada com 3 porções de 100 ml de água destilada e aplicar vácuo até que não passe mais água.
6 - Filtrar toda a amostra acidificada (1.000 ml), por este filtro preparado.
7 - Lavar o frasco de amostra com água destilada e passá-la pelo funil, aplicando vácuo até não mais passar água.
8 - Enrolar o papel de filtro com o auxílio de uma pinça ou espátula, e transferi-la para o cartucho de extração contendo um pequeno chumaço de algodão em seu interior.
9 - Com uma espátula, retirar o material aderente às bordas da musseline e transferi-lo para um papel de filtro limpo.
10 - Enxugar os lados e o fundo do frasco de coleta, a bagueta e o Buchner com pequenos pedaços de papel de filtro molhados em solvente, tendo o cuidado de retirar todas as películas e todo o material sólido.
11 - Acrescentar estes pedaços de papel ao papel de filtro limpo do ítem 9.
12 - Enrolar este papel de filtro com todos os outros pedacinhos dentro e colocá-lo no cartucho de extração.
13 - Secar o cartucho de extração em estufa a 103°C por meia hora.
14 - Pesar um balão, colocando-o previamente em estufa a 103°C por 15 minutos e esfriando-o em dessecador.
15 - Acrescentar algumas pérolas de ebulição ao cartucho, cobrir com algodão e colocá-lo no Soxhlet.
16 - Juntar cerca de 200 ml de hexana ao balão tarado e fazer a extração em Soxhlet por 4 horas a 20 ciclos/hora, sobre o banho-maria.
17 - Destilar e recolher o solvente até que restem apenas uns 10 ml.
18 - Desconectar o balão, deixando evaporar completamente estes 10 ml, em banho-maria, inclinando um pouco o balão para facilitar a remoção dos vapores de solvente.
19 - Esfriar em dessecador por 30 minutos e pesar (P_2).

Cálculo

$$\text{— Óleos e graxas (mg/l)} = \frac{(P_2 - P_1) \times 1.000.000}{V}$$

Sendo:
P_1 = peso do balão vazio em gramas;
P_2 = peso do balão + óleos e graxas, em gramas;
V = volume da tomada de ensaio, em ml.

Resíduo Sedimentável

É a quantidade de material que sedimenta ou flutua sob determinadas condições.

Aplicação — Resíduos industriais, águas residuárias em geral.

Aparelhagem

- Cone de Imhoff, capacidade de 1 l.
- Bagueta de vidro.

Procedimento

1 - Homogeneizar bem a amostra.
2 - Encher o cone de Imhoff até a marca de 1 litro.
3 - Deixar sedimentar por 45 minutos.
4 - Com o auxílio da bagueta, agitar suavemente as laterais do cone.
5 - Deixar sedimentar mais 15 minutos.
6 - Ler os ml referentes ao sedimento.
7 - Reportar o resultado em ml/l de resíduo sedimentável.

Resíduo Total, Fixo e Volátil

É o material que resta na cápsula após a evaporação de uma porção de amostra e sua posterior secagem em estufa a temperatura definida.

Resíduo fixo é o que resta após a ignição do material restante na cápsula, a 550°C.

Resídulo volátil é a diferença entre os valores do resíduo total e do fixo.

Aplicação — Corpos de água, águas de abastecimento, efluentes domésticos e industriais e águas do mar.

Aparelhagem

— cápsula de porcelana de 100 ml de capacidade;
— dessecador com cloreto de cálcio anidro;
— banho-maria;
— estufa a 103°C ± 2;
— balança analítica;
— mufla a 550°C;
— proveta de 100 ml.

Técnica

1 - Tarar uma cápsula limpa e seca colocando-a na mufla por 30 minutos, retirar, esfriar em dessecador e pesar (P_1).
2 - Adicionar à cápsula 100 ml da amostra previamente homogeneizada.
3 - Deixar evaporar em banho-maria até secura.
4 - Completar a secagem em estufa por 2 horas.
5 - Esfriar em dessecador e pesar (P_2).
6 - Levar a cápsula à mufla (550°C) por 1 hora.
7 - Retirar, esfriar em dessecador e pesar (P_3).

Cálculos

$$\text{Resíduo Total (RT) (g/l)} = \frac{(P_2 - P_1) \times 1.000}{V}$$

$$\text{Resíduo Fixo (RF) (g/l)} = \frac{(P_3 - P_1) \times 1.000}{V}$$

$$\text{Resíduo Volátil (RV) (g/l)} = RT - RF$$

sendo:
P_1 = peso, em gramas, da cápsula limpa e calcinada;
P_2 = peso, em gramas, da cápsula + resíduo seco;
P_3 = peso, em gramas, da cápsula + resíduo calcinado.
V = volume, em ml, da tomada de ensaio.

Observações

— Tratando-se de uma amostra de água de abastecimento, utilizar 250 ml da mesma na evaporação.
— No caso da água conter muito resíduo, pode-se utilizar somente 50 ml na evaporação.

Resíduo não Filtrável Total, Fixo e Volátil e Resíduo Filtrável.

Resíduo não filtrável é a porção da amostra que fica retida por um filtro de características definidas.

Resíduo não filtrável fixo é o que resta do resíduo não filtrável após sua ignição.

Resíduo não filtrável volátil é a diferença entre os valores do resíduo não filtrável total e resíduo não filtrável fixo.

Resíduo filtrável é a fração do resíduo total que passa por um filtro de características definidas.

Aplicação — Águas em geral, efluentes domésticos e industriais e águas do mar.

Aparelhagem

— cadinho de Gooch, 30 ml capacidade;
— papel de filtro de fibra de vidro - Watman GF/C;

— Kitassato de 250 ml com alonga de borracha;
— bomba de vácuo ou trompa de água para vácuo;
— estufa a 103°C ± 2;
— mufla a 550°C;
— balança analítica;
— dessecador com cloreto de cálcio anidro;
— proveta de 100 ml.

Técnica

1 - Cortar o papel de filtro de fibra de vidro em rodelas de diâmetro igual ao fundo do cadinho de Gooch.
2 - O cadinho de Gooch limpo e seco contendo o papel de filtro de fibra de vidro é levado à mufla por meia hora.
3 - Retirar, esfriar em dessecador e pesar (P_1).
4 - Filtrar através do cadinho de Gooch tarado, 100 ml da amostra previamente homogeneizada, medidos em proveta, usando sucção.
5 - Lavar 3 vezes com porções de cerca de 10 ml de água destilada.
6 - Levar à estufa (103°C) por 2 horas.
7 - Esfriar em dessecador e pesar (P_2).
8 - Levar o cadinho à mufla (550°C) por 1 hora.
9 - Retirar, esfriar em dessecador e pesar (P_3).

Cálculos

— Resíduo não filtrável total (RNFT) (g/l) $= \dfrac{(P_2 - P_1) \times 1.000}{V}$

— Resíduo não filtrável fixo (RNFF) (g/l) $= \dfrac{(P_3 - P_1) \times 1.000}{V}$

— Resíduo não filtrável volátil (RNFV) (g/l) = RNFT - RNFF

— Resíduo filtrável total (RFT) (g/l) = RT - RNFT

sendo:
P_1 = peso, em gramas, de cadinho do Gooch limpo e calcinado com o papel de filtro;
P_2 = peso, em gramas, do cadinho + resíduo seco;
P_3 = peso, em gramas, do cadinho + resíduo calcinado;
RT = resíduo total;
V = volume, em ml, da tomada de ensaio.

Observações

— Tratando-se de água de abastecimento (contendo pouco resíduo), utilizar 250 ml de amostra na filtração.

— Tratando-se de água contendo muito resíduo, pode-se utilizar somente 50 ml de amostra na filtração.

4

INTERPRETAÇÃO DE ANÁLISES SANITÁRIAS DE DESPEJOS INDUSTRIAIS*

NÍVEIS DOS TRABALHOS DE LABORATÓRIO OU EXPERIMENTAIS

Para apoio ao projeto de unidades de tratamento de águas residuárias, três são os níveis principais em que se podem dividir as atividades experimentais.

Nível 1

— **Análises sanitárias (físico-químicas)**
— **Ensaios auxiliares**

Neste nível de atividade, só se pode obter uma visão genérica das características do despejo e uma estimativa dos problemas sanitários de sua disposição. As análises sanitárias podem, quando associadas a pequenos ensaios auxiliares, fornecer também informações primárias sobre critérios gerais de tratamentos possíveis para a água residuária.

Nível 2

— **Instalações-piloto** — Neste nível de atividade estudam-se com maiores detalhes as características dos tratamentos possíveis de serem aplicados à água residuária. Em princípio, todos os problemas a serem enfrentados na futura estação, deverão ser antevistos na *estação-piloto,* resultando os critérios de "processo" da instalação final.

As instalações-piloto são recomendadas principalmente quando da ocorrência de:

— despejos com processo de tratamento ainda não satisfatoriamente conhecido;

(*) Escrito a partir de artigo publicado na Revista DAE n.° 97 - Set. 74, com a colaboração do Eng. Pedro G. de Lyra.

— despejos reunidos de várias indústrias mascarando suas características de origem;

— quando houver necessidade de grande eficiência no futuro tratamento;

— quando se prevê grande vazão de água residuária ocasionando instalações de grande porte e alto custo.

Nível 3

— **Ensaios biológicos** — Neste nível de atividade, procura-se estudar (por exemplo com uso de aquário com peixes e, se possível, com o maior número de espécies da microflora e microfauna do futuro curso de água receptor), como o meio biológico do futuro corpo de água receptor responderá ao lançamento da água residuária.

Nas atividades do *nível 1* reconhece-se o despejo; nas do *nível 2* determina-se com detalhes o melhor método de tratamento; no *nível 3* verifica-se se ele é necessário.

A esmagadora maioria dos projetos de tratamento de águas residuárias realiza-se com apoio tão somente das atividades do *nível 1*. Suas limitações são patentes.

AMPLITUDE DAS ANÁLISES

Para o trabalho de projeto de unidades de tratamento é de interesse relativo o conhecimento com detalhes da técnica laboratorial da realização das análises sanitárias dos efluentes.

Muito mais importante, e por vezes decisivo, é a correta condução da coleta das amostras, o diálogo com o laboratório sobre as características principais do despejo e suas possíveis influências na realização do teste e a interpretação final dos resultados das análises. Essas atividades devem estar mutuamente integradas para que se possa utilizar adequadamente os seus resultados.

Devem-se caracterizar dois tipos de solicitação de análises. O primeiro (e muito mais delicado) seria na fase inicial do estudo do tratamento quando se está na busca do conhecimento das "intimidades" da água residuária. Nessa fase, o programa deve ser o mais amplo possível procurando levantar todas as suas características. Quando pronta a unidade de tratamento e já na fase de operação, o escopo das análises pode ser bem diminuído, limitando-se a levantar características específicas da água residuária já sabidamente mandatórias, ou seja as "realidades conduzentes" do processo de tratamento.

ESCOPO DOS TESTES

As análises dos efluentes para o campo de saneamento equivalem em significado, o que as sondagens geotécnicas representam para a mecânica dos solos ou, as análises clínicas para a medicina.

Algumas análises sanitárias procuram simular, em nível experimental, o que deverá ocorrer futuramente na instalação em verdadeira grandeza (o teste mais conhecido desta modalidade seria a DBO), ou então procura-se determinar quantitativamente a presença de determinada substância (por exemplo, o teste de determinação do teor de cianetos).

Além dos testes desenvolvidos especificamente para o campo do saneamento (novamente, como melhor exemplo, o teste da DBO), são utilizados intensamente análises consagradas de outros campos da Engenharia Química, e que, portanto, não são específicas da Engenharia Sanitária (o pH é talvez o exemplo mais patente).

Os testes, para que possam ser de uso corrente, devem gozar, entre outras, de duas características principais:

— de fácil realização e, portanto, baixo custo;

— de boa repetitividade, ou seja, aplicado o mesmo teste às mesmas situações, os resultados devem ser semelhantes(*).

No campo da Engenharia Sanitária as análises de águas residuárias seguem principalmente o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*(**) editado pela primeira vez em 1905 estando hoje sob a responsabilidade da *American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation*. Atualmente essa publicação está na 14.ª edição, mostrando com isso o desenvolvimento desse ramo específico da Engenharia Sanitária.

PROGRAMAÇÃO DA COLETA E DA ANÁLISE

Premissas básicas

Para que o trabalho seja mais confiável, é vital que seja conhecido previamente o "processo" do qual a água residuária provém, os principais

(*) A DQO é um exemplo de teste de boa repetitividade. Já o teste de sólidos dissolvidos (SD) tem menor repetitividade já que, para sua determinação há muita influência do tipo (porosidade) do papel de filtro utilizado, o qual apresenta alguma variação. O teste de OC tem, também, pequena repetitividade.

(**) Essa publicação, além de disciplinar as análises sanitárias, orienta os chamados ensaios biológicos.

compostos que poderão estar presentes, suas concentrações limites, a presença de substâncias que, mesmo presentes em pequenas quantidades, possam interferir com os testes a serem realizados. Em última instância, não se pode, em um programa deste tipo, esquecer se os despejos são oriundos de um laticínio, de uma destilaria, de um frigorífico ou, por extremo, de uma galvanização.

O diálogo do projetista com o profissional que irá realizar as análises é algo fundamental. Tantos são os fatores que influenciam os resultados das mesmas que, em alguns casos, enviar uma amostra de água residuária para laboratório sem um prévio entendimento, é arriscar-se a receber de volta um número sem um significado maior. Se para algumas análises esse diálogo pode ser sumário, para outras, o laboratorista deve, inclusive, orientar o programa (e os cuidados) de coleta de amostras, chegando mesmo, em alguns casos de águas residuárias, a modificar parcialmente a técnica laboratorial dos exames a serem feitos (uso de inibidores, semeaduras, catalisadores).

As determinações da DQO e da DBO são dois dos mais significativos testes que merecem os cuidados citados. Considerando, por outro lado, a importância do resultado desses dois testes nos critérios de projeto do tratamento, fica ressaltada a importância desse diálogo.

Testes mais corriqueiros

Despejos sanitários de matadouro, laticínios e outros, ocorrem em praticamente todos os países do mundo, qualquer que seja o seu nível de desenvolvimento industrial. Despejos radiativos são, ainda, um sonhado privilégio de uma escassa minoria de países.

Cada tipo de despejo requer, para seu estudo, determinados tipos de testes. Este trabalho, limita-se à interpretação de alguns dos testes mais comumente realizados nos dias de hoje em nosso país e, principalmente, aqueles que são os mais importantes no tocante à escolha dos processos de tratamento.

Entre os testes mais freqüentes tem-se:

Sólidos Totais:	ST
Sólidos Fixos:	SF
Sólidos Voláteis:	SV
Sólidos em Suspensão:	SS
Sólidos Dissolvidos:	SD
Sólidos Sedimentáveis:	SP
Potencial hidrogeniônico:	pH

Demanda Bioquímica de Oxigênio a 5 dias (*):	DBO_5 ou DBO
Demanda Química de Oxigênio (pelo dicromato):	DQO ($K_2Cr_2O_7$)
Oxigênio Consumido (pelo permanganato):	OC ($KMnO_4$)
Nitrogênio (nas várias formas):	N
Fósforo (orgânico e inorgânico):	P
Oxigênio Dissolvido:	OD
Óleos e Graxas (matéria solúvel em solvente orgânico)	–

Com menor freqüência tem-se:

Cloretos:	Cl^-
Estabilidade relativa:	–
Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20 dias:	DBO_{20}
Demanda de Cloro:	–
Detergentes:	ABS (**)
Carbono Orgânico Total (***):	COT

Determinados testes só são realizados quando especialmente solicitados e correspondem em geral a determinados tipos específicos de despejos. Exemplos:

Cromo:	Cr^{+3}, Cr^{+6}
Cianetos:	CN^-
Potencial de Oxirredução:	rH (POR)

Os testes realizados mais rotineiramente correspondem, em geral, a análises de despejos sanitários ou de indústrias ligadas ao processamento animal ou vegetal e que correspondem, na prática, à maioria das ocorrências da disposição de rejeitos.

Diferentes nomenclaturas

Cada laboratório tem adotado a sua própria nomenclatura dos parâmetros. Algumas sinonímias laboratoriais são expostas na Tab. 4.1.

(*) Da amostra bruta ou decantada (e, portanto, sem o lodo).

(**) O alquilbenzeno-sulfonado aparece como um exemplo de detergente.

(***) Determinação do total do elemento carbono presente no despejo, por meio de analisadores infravermelhos do gás carbônico produzido pela oxidação em alta temperatura da água residuária.

Tabela 4.1. Nomenclatura

Sólidos totais	Matéria total	Resíduo total	Resíduo seco ou da evaporação	Genericamente "sólidos"	ST
Sólidos voláteis	Matéria volátil	Resíduo volátil	Perda por calcinação	Matéria orgânica	SV
Sólidos fixos	Matéria fixa	Resíduo fixo	Matéria mineral	Cinzas	SF
Sólidos dissolvidos	Sólidos em solução	Sólidos filtráveis	Sólidos não filtráveis		SD
Sólidos sedimentáveis	Resíduo decantável				SP
DBO Solúvel	DBO filtrada				—
Salinidade					SDF

Para a expressão da concentração de sólidos, a unidade correta é mg/l ou sua variação g/l. A expressão ppm deve ser evitada.

INTERPRETAÇÃO DE CADA TESTE COM VISTAS AO TRATAMENTO

Sólidos Totais (ST) (expresso em mg/l)*

O teste dos Sólidos Totais foi concebido para se interpretar quantitativamente a presença total de matéria que não seja água, em um despejo, seja na forma de substâncias dissolvidas, em forma coloidal ou em suspensão.

O teor de sólidos totais é obtido pela pesagem do resíduo da evaporação de uma amostra correspondendo pois a sua fase seca (aquecimento

(*) Embora a expressão seja de sólidos, ela abrange matéria sólida e matéria líquida.

contínuo da amostra entre 103 a 105°C). É pois o resíduo da desidratação da amostra.

O conhecimento do teor de Sólidos Totais de um despejo é de reduzido interesse para o conhecimento das características do mesmo. Importantíssimos são os desdobramentos dos Sólidos Totais em Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis ou em Sólidos em Solução e Sólidos em Suspensão, resultando obrigatoriamente:

Sólidos Fixos + Sólidos Voláteis = Sólidos Totais
SF + SV = ST

Sólidos Dissolvidos + Sólidos em Suspensão = Sólidos Totais
SD + SS = ST

Os SS e SD podem, cada um deles, ter analisada a sua parte volátil e fixa resultando SDV, SDF, SSF e SSV. A água pura tem ST nulo.

O objetivo dos tratamentos é remover sólidos. Sumariamente falando, os tratamentos químicos removem SS. Os tratamentos biológicos tem o objetivo de remover SV. O efluente do tratamento de esgotos tem pois seu ST inferior ao esgoto bruto.

Sólidos Voláteis e Fixos (SV e SF) (mg/l)

Sólidos Voláteis são aqueles sólidos presentes em uma água residuária e que se volatilizam por calcinação (≃ 600°C). Para a sua determinação, pega-se uma amostra do despejo, evapora-se a mesma até se ficar só com o seu material seco e que corresponde, como já visto, aos sólidos totais. Aquece-se fortemente esse material seco e, parte da matéria presente é oxidada (combustão), sendo transformada em CO_2 que se evapora. O material restante que não foi volatilizado, fica sendo definido como Sólidos Fixos (cinzas).

A diferença de SF em relação aos ST dá os SV. A grande maioria dos sólidos voláteis é material orgânico (biodegradável e não-biodegradável) e a grande maioria dos sólidos fixos é de material mineral.

É possível fazer-se o acompanhamento do tratamento biológico de uma água residuária em suas várias etapas e eficiência através do controle dos teores de SF e SV. Devido a boa correspondência entre matéria orgânica e SV de um despejo, a eficiência da remoção daquela pode ser "estimada" pela remoção dos SV.

Sólidos em Suspensão (SS) (mg/l)

São todos os sólidos presentes na água residuária, exceto os solúveis e sólidos em fino estado coloidal. A grosso modo, pode-se assim dividir os sólidos: sólidos em suspensão são os que têm partículas superiores a 1 micron, sendo definidos como em "solução" para análise, os sólidos em solução verdadeira e que estão em estado coloidal, ambos em partículas inferiores a 1 micron. Na prática, SS são aqueles passíveis de serem retidos por uma filtração, em análise de laboratório.

Os sólidos em suspensão de um despejo são removidos parcialmente nos decantadores primários (aí ficam especificamente os sólidos decantáveis SP). Todavia, com os processos biológicos, graças à floculação que ocorre, parte dos sólidos em solução e em estado coloidal, além dos que estão em suspensão, são transferidos para a massa de lodo, sendo pois eliminados. Os SS de uma água residuária são também reduzidos em alta porcentagem, em instalações de precipitação química formando, então, o lodo.

A estimativa do volume do lodo nas instalações secundárias não pode ser feita com base na estimativa de remoção de SS (ou ST) de um despejo, ao contrário das instalações primárias que podem fazer isso a partir de SP. Diferentes tipos de tratamentos secundários, aplicados a despejos semelhantes, podem gerar lodos em volumes (teor de água) e características de drenabilidade completamente diferentes.

Sólidos Dissolvidos (SD) (mg/l)*

São todos os sólidos que são obtidos após evaporação de uma amostra previamente filtrada em papel de filtro.

Compreende sólidos em solução verdadeira e os que se encontram em estado coloidal não retidos na filtração.

Em geral, no tratamento de despejos, o conhecimento do teor de SD tem dois interesses principais:

— se o despejo for biodegradável, mas o teor de SDF for muito grande, o tratamento biológico, na prática, poderá ser impossível, devido a problemas de pressão osmótica**;

(*) Considerando que os sólidos dissolvidos compreendem os sólidos dissolvidos e coloidais, melhor seria a definição como Sólidos Filtráveis. Para se obter efetivamente os sólidos em solução verdadeira, seria necessário usar "ultrafiltros".

(**) Um exemplo disso são os despejos de alguns frigoríficos que possuem alta concentração de NaCl, devido ao fato da matéria-prima (carne), vir imersa em barris de salmoura para sua conservação.

— se o despejo for de origem orgânica, mas não biodegradável, e a matéria orgânica for solúvel, de nada valerão os tratamentos de decantação simples, tendo que se partir, por exemplo, para a precipitação química.

Vários compostos orgânicos solúveis são precipitados pelo uso do $Al_2(SO_4)_3$ e polieletrólitos. Para se saber dessa situação da matéria orgânica solúvel, poder-se-ia determinar os sólidos voláteis e os sólidos dissolvidos voláteis. Se a proporção de SDV em SV for grande, então isso é uma indicação bastante boa de que a matéria orgânica está solúvel. Em estudos de desmineralização de águas, aparece o conceito de salinidade. Tratando-se de águas tratadas SS $\doteq$ 0, SV $\doteq$ 0, logo ST = SFD = salinidade.

Sólidos Sedimentáveis (SP) (expresso em ml/l)

Por definição, o teor de sólidos sedimentáveis de um despejo é o volume de sólidos que se deposita no fundo de um cone Imhoff após um tempo determinado de repouso do líquido (SP é pois parte de SS).

O teste procura, pois, medir a quantidade de sólidos em suspensão grosseira que pode ser retida por decantação simples, correspondendo ao material que, quando da disposição do despejo nos rios, poderia ser o principal formador dos bancos de lodo. É talvez o mais simples de todos os testes.

O teor de sólidos sedimentáveis (e talvez por sua simplicidade de determinação) é usado, por vezes, na legislação antipoluição como uma das características dos despejos que deve ser limitada. Na legislação federal o teor máximo aceito para a disposição dos despejos é de 1 ml/l após uma hora de decantação.

Para o caso em que a unidade de tratamento se limite a um decantador e cujo escopo seja tão somente a remoção de sólidos sedimentáveis prevista pela lei, o dimensionamento da unidade pode ser obtido a partir do próprio teste com o cone Imhoff. De um conjunto de amostras cobrindo um período significativo de produção de despejos, procura-se fazer com que estas fiquem em repouso por períodos de tempo diferentes (por exemplo: 15, 30, 45, 60, 90, 120 e 240 minutos). A seguir, retiram-se da fase líquida das amostras (terço médio superior) novas amostras que sofrerão o teste do cone Imhoff. A amostra que apresente o menor tempo de repouso, com sua fase superior contendo sólidos sedimentáveis inferior a 1 ml/l (ou o teor que a legislação local explicitar), seria a *amostra padrão*.

O decantador cuja função o teste tentou simular, deverá ter um tempo de retenção igual ao tempo da amostra padrão (por segurança, costuma-se, no projeto do decantador, usar valores duplos em relação ao achado no teste).

Tabela 4.2. Concentrações de sólidos nos esgotos domésticos

Sólidos	*Abrev.*	*Minerais*	*Orgânicos*
Sedimentáveis	SP	40 mg/l	100 mg/l
Suspensos não sedimentáveis	SS-SP	25 mg/l	70 mg/l
Dissolvidos	SD	210 mg/l	210 mg/l
Totais	ST	275 mg/l	380 mg/l

Admitindo-se que uma instalação de tratamento vá constar somente um decantador para remover os sólidos em suspensão grosseira (sólidos sedimentáveis - SP), então, o critério de projeto dos leitos de secagem de lodo será feito a partir dos teores médios de sólidos que serão retidos no decantador e que são previstos pela retenção no cone Imhoff. Para tratamentos que vão além da decantação simples (a esmagadora maioria vai além) a medida de SP é de interesse relativo, pois nesses tratamentos o lodo será formado, além de SP, dos SS e por uma parte de sólidos dissolvidos que se transformam em insolúveis durante as fases posteriores do tratamento (fenômeno da floculação no tratamento biológico ou da precipitação nos tratamentos químicos).

A Tab. 4.2 apresenta as concentrações de sólidos nos esgotos domésticos.

Estabilidade relativa e demanda de cloro

Ambas as determinações estão em desuso nos laboratórios de análise, sendo entretanto bastante úteis no estudo e controle de estações-piloto ou mesmo de pequenas estações de tratamento. A indústria de papel utiliza ainda hoje o teste da Demanda de Cloro para estimativas de matéria orgânica nos seus processos industriais.

No teste da estabilidade, a amostra do despejo é misturada com a solução de azul de metileno. A passagem da amostra para o estado séptico (extinção do oxigênio dissolvido, da amostra) faz com que o azul descore. O tempo necessário para descorar é a medida de estabilidade. Como se vê, não há uma medida quantitativa da matéria orgânica mas sim uma medida qualitativa. Efluentes facilmente degradáveis descoram o azul de metileno em algumas horas. Efluentes tratados levam dias para fazê-lo.

O teste da Demanda de Cloro usa, em geral, o hipoclorito de sódio e determina a quantidade de cloro a ser adicionada a um despejo, para que se tenha um residual padrão (por exemplo, 0,3 mg/l) depois de 10 minutos de contato. A quantidade determinada de cloro é a estimativa do teor de matéria orgânica. Efluentes brutos são mais ávidos de cloro do que os tratados.

A Demanda de Cloro não diferencia matéria orgânica biodegradável da estável biologicamente. O teste da estabilidade é específico da matéria orgânica biodegradável.

Os testes da Estabilidade Relativa e da Demanda de Cloro, foram substituídos, respectivamente, pela DBO e pela OC, sendo que esta última, foi substituída pela DQO que apresenta condições mais enérgicas de oxidação.

Demanda Química de Oxigênio - Oxigênio Consumido (DQO-OC)

Existem muitos despejos de origem orgânica que sem serem biologicamente tratáveis (inseticidas), quando lançados em cursos de água, causam mortandade de peixes ou transferem gosto à água e causam efeitos estéticos (detergentes), além de outros problemas.

Dessa forma, a poluição causada por essas substâncias, não é, obrigatoriamente, aquela típica que provoca grande consumo de oxigênio dissolvido. Já que, no curso de água, eles não causam depleção de oxigênio (mas outros malefícios citados), o teste da DBO não acusará valores significativos de consumo de oxigênio.

Há necessidade, pois, de outro teste que, além de medir a carga orgânica facilmente putrescível (biodegradável) eventualmente existente, meça também a matéria orgânica não-biodegradável e, por vezes, causadora de outros tipos de poluição. O teste da DQO atende a esses objetivos.

O teste da DQO consiste em se oxidar toda a amostra através do uso de dicromato de potássio, em meio ácido, medindo-se após, o consumo de reagente utilizado. O teste dura cerca de 3 horas sendo, pois, bem rápido se comparando com a DBO que leva dias. Inúmeros processos de aceleração do teste da DQO tem sido propostos para se obter resultados bastante aproximados em 10 ou 15 minutos. Exemplo: variante de Jeris (EUA), variante de Leithe (Áustria).

O resultado final do teste expressa a quantidade (em mg) de oxigênio (do $K_2Cr_2O_7$) que foi utilizada para a oxidação de um litro de despejo e pode assim ser entendida como uma "medida" de matéria orgânica, expressa pois em oxigênio (analogamente) em DBO. Em alguns países, em vez de se exprimir a DQO em função do oxigênio consumido, exprime-se em função do total de dicromato, sendo chamada valor de dicromato (VD).

Não há dúvida que no teste são oxidadas, conjuntamente, substâncias orgânicas facilmente putrescíveis, orgânicas de difícil decomposição e substâncias minerais (sulfetos, nitritos). Existem técnicas laboratoriais para medir, separadamente, a demanda inicial (esta, em geral, se dá próxima a 5 minutos de reação), devido a reações com substâncias minerais, permitindo-se obter, então, a parcela devida especificamente à matéria orgânica. A DQO representa, assim, quase que um valor limite da possibilidade de oxidação total do despejo.

Considerando-se que o teste da DBO só indica os resultados do consumo de oxigênio de uma parcela das substâncias atacáveis pela DQO, o valor da DBO é, quase sempre, inferior àquela. Os dois testes aplicados a despejos facilmente degradáveis (açúcar por exemplo) devem apresentar valores próximos. Quando um despejo apresenta relação DQO/DBO* muito grande (por exemplo, 3 ou 4), isto indica a presença de matéria orgânica não-biodegradável. Se esta matéria orgânica estável é causadora de poluição ou não, só se pode saber, ou através do conhecimento do "processo" do qual ela é originária ou, através da realização dos "ensaios biológicos" ou, de outro estudo.

Em certos despejos, para que a ação oxidante do dicromato possa se desenvolver plenamente, há a necessidade de introdução de catalisadores como, por exemplo, o sulfato de prata. Como exemplo de tais despejos, podem-se citar, entre outros, os originários de destilarias, refinarias de petróleo, despejos que possuem ácido acético e sais derivados. Para que este cuidado seja tomado no teste, o laboratorista deve ser informado.

Algumas substâncias orgânicas como tolueno e piridina, não são atacadas fortemente pelo dicromato de potássio embora possam ser pela oxidação biológica**.

Normalmente, o teste da DQO dá cerca de 90% do oxigênio teoricamente necessário segundo as reações estequiométricas da oxidação do composto puro (reação completa).

O teste da DQO veio substituir o teste do OC (oxigênio consumido) quase idêntico ao teste do dicromato, com a única diferença que o oxidante utilizado é o permanganato de potássio.

As principais desvantagens do uso do permanganato são:

— é menos oxidante para o tipo de substâncias orgânicas presentes em despejos;

— a grande gama de substâncias orgânicas que não são atacadas.

(*) O ideal é que nessa relação a DBO seja a DBO_{20} pois, assim, tem-se a maior estimativa da matéria orgânica biodegradável. Na falta, usa-se o DBO_5.

(**) Para a piridina, o valor da DBO é cerca de 10% superior ao valor da DQO.

Para vários compostos, o valor do teste da DBO é maior que o teste de OC (ao contrário da DQO).

Na Tab. 4.3, estão indicados os valores dos testes de OC, DBO e DQO, aplicados em despejos de uma fábrica de plásticos, antes e depois dos mesmos sofrerem tratamento biológico.

Na Tab. 4.4 são apresentados os resultados percentuais dos mesmos testes aplicados a soluções puras de diversos compostos em relação à demanda teórica (estequiométrica).

Na 13.ª edição do Standard Methods, o teste de OC já não era recomendado para análise de águas residuárias.

O teste do OC, talvez ainda perdure para usos específicos, tais como a medida da matéria orgânica de águas destinadas ao abastecimento público, onde esse teor é bastante baixo. Na Inglaterra, todavia, essa tendência não se verifica sendo o teste de OC largamente usado, apesar de suas deficiências, se comparado com a DQO.

A experiência sueca de utilização, para esgoto sanitário, do teste da DQO, em lugar da DBO, para verificação da sua correlação, chegou à seguinte equação:

$$DQO = 2{,}31\ DBO_7 + 21{,}7 \quad (DQO \text{ e } DBO_7 \text{ em mg/l})$$

Tabela 4.3 — Despejos brutos e tratados de uma fábrica de plásticos

Teste	*Despejo bruto (mg/l)*	*Despejo tratado (mg/l)*	*Eficiência %*
OC ($KMnO_4$)	1.075,0	39,8	96,0
DBO	1.035,0	55,7	94,5
DQO ($K_2Cr_2O_7$)	2.106,0	299,0	86,0

Tabela 4.4 — Exemplos de demanda de oxigênio de várias substâncias

Compostos	*DQO (%)*	*OC (%)*	*DBO_5 (%)*
Ácido ftálico	96,6	0	59,5
Ácido maleico	97,3	83,8	65,3
Fenol	96,0	80,1	69,7
Álcool etílico	95,9	4,7	69,9

As reações que explicam as ações oxidantes do permanganato e do dicromato são:

$$K_2Cr_2O_7 + 4H_2SO_4 \rightarrow K_2SO_4 + Cr_2(SO_4)_3 + 4H_2O + 3O$$

$$4KMnO_4 + 4KOH \rightarrow 4K_2MnO_4 + 2H_2O + O_2 \text{ (meio alcalino)}$$

$$4KMnO_4 + 6H_2SO_4 \rightarrow 2K_2SO_4 + 4MnSO_4 + 6H_2O + 5O_2 \text{ (meio ácido)}$$

Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (mg/l)

Pelo teste da DBO procura-se determinar qual a máxima quantidade de oxigênio dissolvido que uma água residuária em um tempo "t" poderia retirar de um curso de água, com o oxigênio mantido próximo à saturação, devido a sua degradação biológica. Os métodos operacionais para essa determinação são: por diluição (mais comum) e o manométrico. Os resultados dos dois métodos, em geral, se não forem idênticos, serão aproximados.

O princípio que norteia a análise é que no futuro manancial, onde será feita a disposição do despejo, encontrar-se-ão as condições naturais ideais de degradação. Isto é, procura-se controlar, no teste, todos os fatores que possam retardar ou inibir a velocidade das reações de degradação da matéria orgânica que ocorreriam no curso de água.

Vejamos alguns desses cuidados necessários para a realização do teste e o seu significado e importância no resultado final da medida da máxima quantidade de oxigênio necessária à estabilização do efluente:

— caso o efluente esteja a uma temperatura inferior ou superior a 20°C, deve-se corrigi-la para o valor citado, já que essa é a temperatura média dos cursos de água;

— caso as condições de pH do despejo não sejam adequadas, este é corrigido para 7 (adição de álcali ou ácido);

— o despejo é misturado com nutrientes principalmente ricos em N e P para que a demanda do teste não seja eventualmente inferior àquela que ocorre nos rios, onde esses nutrientes podem estar presentes.

O teste da DBO pelo método da diluição tem as seguintes vantagens:

— Alguns despejos com carga orgânica extraordinariamente elevada poderiam apresentar DBO praticamente nulo, pois a concentração anormalmente alta, pode, em alguns casos específicos, inibir o meio biológico. Com a diluição o teor de matéria orgânica é diminuído a valores hábeis para o início de degradação biológica.

— Caso o despejo apresente alto valor de sólidos dissolvidos — em teor que possa prejudicar a ação biológica devido a fenômenos celulares relativos à pressão osmótica — o problema é diminuído com a diluição. Esta situação de alta pressão osmótica pode ser uma das explicações do fenômeno indicado no ítem anterior.

— A presença de certos compostos tóxicos, em determinados teores, tem sua ação diminuída ou mesmo anulada com a diluição (por exemplo, presença de Cr, Co, etc.).

A diluição do teste, portanto, simula a diluição que o despejo terá futuramente no rio, ocasião em que, com grande chance, a atividade de degradação aeróbia será exercida com toda intensidade.

Em princípio, para o teste da DBO aplicado a despejos industriais, deve ser aclimatada uma cultura de microrganismos que possa, com alta eficiência, ser o mecanismo de ação biológica. Esta cultura pode ser obtida:

— Recolhendo-se água do rio a uma centena de metros a jusante do local do lançamento do despejo. A esta distância há grande chance de ter-se desenvolvido no rio, um meio biológico apto a atacar a matéria orgânica do despejo. A existência, nas proximidades, de outros despejos, pode, eventualmente, anular este procedimento.

— Obtendo-se lodo biológico de uma estação de lodos ativados (o lodo em digestão anaeróbia também pode servir) e sob intensa aeração, em um pequeno dispositivo, adiciona-se seguidamente cargas crescentes do despejo, de modo a se desenvolver um meio biológico adequado. Após alguns dias, retira-se parte desse lodo aclimatado para servir de cultura ao teste da DBO do despejo. Este segundo procedimento é mais prático.

Caso ocorra a presença, no despejo, de algumas substâncias inibidoras da ação biológica (cloro, por exemplo), deve-se eliminar, previamente, essa ação biocida com a adição de sulfito de sódio, por exemplo.

No início do teste há um consumo de oxigênio devido à oxidação de substâncias minerais redutoras, eventualmente presentes (nitritos, sulfetos). Após, inicia-se o consumo de oxigênio devido à degradação biológica de matéria carbonácea (açúcares, amido, gorduras) ocorrendo a seguir o ataque a compostos orgânicos nitrogenados (aminoácidos, por exemplo).

A fixação da duração do teste (5 dias ou 20 dias) para o esgoto sanitário, teve razões exclusivamente históricas. Em cinco dias, a maior parte da demanda de oxigênio da matéria orgânica proveniente de hidratos de carbono está satisfeita e, em 20 dias o mesmo ocorre para a matéria nitrogenada.

Em princípio, para cada tipo de despejo industrial, dever-se-ia determinar os pontos característicos de sua curva (DBO) x (t). Na falta disso,

continua-se com a DBO a 5 e 20 dias. Uma pequena e útil modificação consistiria em medir-se a DBO_7 e DBO_{21} pois, assim, tanto a coleta como a finalização do teste ocorreriam em dias úteis.

Analogamente ao teste da DBO que procura determinar o máximo do teor de oxigênio solúvel que o despejo pode tirar de um rio, quando do projeto das unidades de tratamento biológico, deve-se também procurar obter as condições ótimas de remoção da matéria orgânica. Entre outros, os seguintes cuidados são recomendáveis:

— não permitir que se lancem aos despejos, certos tipos de águas residuárias com alto teor de sólidos dissolvidos; estas águas deverão ser segregadas das outras e sofrer disposição própria;
— não permitir que se lancem tóxicos aos despejos e, quando sua presença for obrigatória, tentar anular seu efeito antes da chegada ao tanque de aeração (reator biológico);
— corrigir o pH e manter a temperatura dos despejos dentro de uma faixa ótima para a ação das bactérias;
— dosar substâncias nutrientes ricas em elementos nutrientes (N e P);
— procurar manter sempre em atividade o lodo biológico como fonte permanente de microrganismos assimiladores;
— através de tanques de homogeneização de vazões, procurar evitar a chegada ao tratamento biológico, de altas cargas orgânicas em curtos intervalos de tempo (descargas).

O resultado da curva (DBO) x (t) dá os critérios gerais das necessidades de aeração da futura estação de lodos ativados. Como, graças à floculação biológica, praticamente toda a matéria orgânica solúvel e insolúvel é incorporada ao lodo, será a "idade" deste na estação que determinará a quantidade de oxigênio necessária à estabilização da matéria orgânica e a eficiência a se esperar.

Nitrogênio (mg/l de N)

Nos despejos orgânicos, o nitrogênio aparece combinado em quatro tipos de compostos: amoniacais, orgânicos, sais nítricos e sais nitrosos. A determinação do nitrogênio total*, é feita a partir dos teores do elemento N nesses quatro compostos resultando:

N total = N orgânico + N amoniacal + N nitritos + N nitratos

Para o tratamento, não há necessidade de determinação de N_2(gasoso) dissolvido, pois este é inerte no tocante aos processos de tratamento.

(*) Às vezes, em laboratório, usa-se a expressão Ntotal só para o N amoniacal e orgânico. Deve-se, em cada caso, verificar o que compreende a expressão Ntotal.

O chamado Nitrogênio Albuminóide é parte do nitrogênio orgânico e corresponde à parte da matéria orgânica de rápida degradação biológica.

Por ocasião do projeto de estações de tratamento biológico para despejos industriais, há necessidade de se saber se, nesses desagues, há compostos nitrogenados em quantidade suficiente, já que o N é essencial para a proliferação e desenvolvimento (crescimento) do meio biológico. Nos esgotos sanitários há sempre compostos nitrogenados em concentração suficiente para a sua estabilização.

Nos esgotos sanitários, normalmente são encontrados os seguintes compostos nitrogenados: carbonato de amônia, hidróxido de amônia (NH_4OH), nitritos, nitratos e nitrogênio orgânico. O carbonato de amônia resulta da hidrólise da uréia presente na urina. O amoníaco resulta da oxidação biológica da matéria nitrogenada presente no esgoto doméstico que, por sua vez, se hidrolisa formando NH_4OH.

O nitrogênio orgânico é encontrado nas moléculas de proteínas ou dos aminoácidos que ainda não foram assimiladas. Há ainda, presente nos despejos, N_2 que se dissolve no líquido pela interface com a atmosfera. A determinação do nitrogênio em compostos orgânicos denomina-se Nitrogênio de Kjeldahl. Os teores de nitritos e nitratos no esgoto doméstico bruto são baixos (apenas traços). Os microrganismos responsáveis pela oxidação da matéria orgânica utilizam, principalmente, os hidróxidos de amônia e sais amoniacais disponíveis, como fonte direta de nitrogênio para formação de material celular, em se tratando de esgotos sanitários brutos. O nitrogênio orgânico só é utilizável após sua transformação em nitrogênio amoniacal.

Tratando-se de despejos industriais, biologicamente degradáveis, pode acontecer que haja total ausência de compostos nitrogenados para serem utilizados pelos microrganismos como fonte de nitrogênio. Nestes casos, há necessidade de se adicionar ao despejo, quantidade adequada de uma substância química ou de misturá-lo com um outro despejo rico em compostos nitrogenados (esgoto sanitário, por exemplo).

Os produtos químicos comumente adicionados aos despejos para suprir as deficiências de nitrogênio, são os fertilizantes. Há grande variedade de fertilizantes de fabricação nacional, os quais se encontram relacionados na Tab. 4.5

Com base no quadro apresentado, pode-se estimar o dispêndio mensal com fertilizantes para suprir a deficiência de um despejo completamente carente de nitrogênio. Sabe-se que o consumo de nitrogênio é de aproximadamente 5% da DBO a ser satisfeita. Considerando-se, portanto, uma descarga de 50 l/s, que tenha DBO_5 de 800 mg/l, o consumo mensal de nitrogênio será de 4.147 kg ($0{,}8 \times 800 \times 50 \times 86.400 \times 0{,}05 \times 30 \times 10^{-6}$) para que a remoção da DBO atinja 80%. No caso de se misturar 50 l/s do des-

Tabela 4.5 – Adição de nitrogênio

Fórmula	*Produto*	*Teor (kg de nitrogênio utilizável por kg do produto bruto)*
$(NH_4)_2SO_4$	Sulfato de Amônia	20
$CO(NH_2)_2$	Uréia	47
$Ca(NO_3)_2$	Nitrocálcio	17
NH_4OH	Amoníaco	–

Obs.: A solubilidade de todos os compostos é bem alta (sempre maior que 200 g/l).

Tabela 4.6 – Evolução do ciclo do nitrogênio

Formas de nitrogênio	*Despejo bruto (mg/l)*	*Após passar pelo tanque Imhoff (mg/l)*	*Alternativa A após passar por filtro biológico (mg/l)*	*Alternativa B após passar por lodos ativados (mg/l)*
Nitrogênio amoniacal	22,0	29,0	16,0	10,0
Nitrogênio orgânico	79,0	60,0	20,0	10,0
Nitritos	0,5	0,2	2,2	1,0
Nitratos	3,0	1,7	16,4	5,0
Nitrogênio total	104,5	90,9	54,6	26,0

Obs.: A perda do N total pode ser atribuída a compostos nitrogenados incorporados à massa de lodo.

pejo — com as características anteriores — com o esgoto doméstico, haverá necessidade de se introduzir 125 l/s (0,8 x 800 x 0,05 x 50/12) de esgoto doméstico, uma vez que a concentração média de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto é cerca de 25 mg/l. Adotando-se este critério, opta-se pela segurança já que não se levou em consideração o teor de nitrogênio orgânico que só é utilizável após transformação em nitrogênio amoniacal.

Os resultados dos testes de laboratório, utilizados para a determinação dos teores dos compostos nitrogenados presentes nos despejos, são expressos em peso do elemento N. Esta prática torna fácil a comparação dos diversos compostos nitrogenados presentes num despejo, possibilitando, dentre outras informações importantes, a identificação da origem. Por

exemplo, um despejo urbano com alto teor de nitratos, só pode ser proveniente de uma estação de tratamento biológico. Às vezes, em conseqüência do alto teor de nitrogênio nos despejos, pode ocorrer proliferação de algas nas águas receptoras, o que poderá torná-la imprópria ou onerosa para o abastecimento de água potável.

Na Tab. 4.6 é mostrada a evolução do nitrogênio nas suas quatro formas, nos vários processos de tratamento de despejos de matadouros.

Ao se verificar o resultado de uma análise do despejo para saber se o seu teor de N atende à relação DBO/N < 20, o nitrogênio que deve ser considerado é o que se apresenta na forma amoniacal. O nitrogênio orgânico só poderá ser considerado como fonte de nitrogênio utilizável pelas bactérias, se provier de substância orgânica biodegradável. Esta, na sua degradação, transforma seu nitrogênio em formas amoniacais e, a seguir, em nitratos, ambos susceptíveis de assimilação bacteriana.

Fósforo (P em mg/l)

O fósforo, analogamente ao nitrogênio, é um nutriente muito importante para o crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos sanitários e despejos industriais biodegradáveis. A expressão de fósforo nas análises de águas residuárias refere-se à quantidade do elemento P presente.

O fósforo, nos esgotos sanitários, aparece em duas formas: em compostos orgânicos (por exemplo, proteínas) e, em compostos minerais (principalmente nos polifosfatos e ortofosfatos). Os polifosfatos se encontram, principalmente, em despejos com detergentes sintéticos. Por vezes aparecem, ainda, compostos minerais denominados pirofosfatos que são usados para o amolecimento de águas de abastecimento.

Anteriormente ao aparecimento dos detergentes, o teor total do fósforo (orgânico ou inorgânico) encontrado nos esgotos domésticos, era proveniente, na sua maioria, dos excretas humanos contidos nos esgotos. Com o desenvolvimento dos detergentes, em substituição aos sabões, a concentração de fósforo aumentou significativamente. Hoje em dia, o teor de fósforo total dos esgotos sanitários ascende a 20 mg/l em P, enquanto que antes do surgimento dos detergentes, a quantidade de fósforo variava entre 2 e 3 mg/l.

No caso de esgotos sanitários, o teor de fósforo preocupa, não pela insuficiência, mas sim pelo excesso, já que o efluente rico em fósforo pode provocar proliferação excessiva de algas no curso d'água receptor.

O que foi dito anteriormente, não é, entretanto, válido para o caso de despejos industriais. Há casos em que a carência de fósforo é total, necessitando providências, no caso de tratamentos biológicos, no sentido de que

a concentração de fósforo seja aumentada e alcance níveis compatíveis ao bom desempenho dos processos bioquímicos de oxidação da matéria orgânica. Os despejos de fecularia de mandioca, por exemplo, requerem a adição de fósforo para receberem tratamento biológico.

A necessidade de P para a remoção da DBO deve atender à relação DBO/P < 100, sendo P entendido como o determinado nas análises na forma inorgânica. O P na forma orgânica só poderia ser considerado se estivesse participando em um composto biodegradável.

Essa relação é a estimada para tratamento aeróbio. Pode ser usada também, para tratamento anaeróbio, já que os requisitos de nutrientes são menores, devido à menor taxa de desenvolvimento bacteriano deste processo em relação ao aeróbio (idem para o N).

Quando se registra carência de fósforo num despejo industrial biodegradável, há necessidade da adição de nutrientes, a fim de que a estabilização da matéria orgânica se torne possível. Para tal finalidade poder-se-á adicionar ao despejo um produto químico rico em P ou misturá-lo com esgoto doméstico. Um dos produtos químicos utilizados para tal fim são os fertilizantes. Na Tabela 4.7, alinham-se alguns deles e seus respectivos teores de fósforo.

Tabela 4.7 — Adição de fósforo

Produtos	*Teor (kg de P utilizável por 100 kg do produto bruto)*
Superfosfato simples	18
Superfosfato enriquecido	30
Superfosfato triplo	46
Fosfato de amônia	46
*	
* *	

(*) fosfitos e hipofosfitos são, em geral, tóxicos.
(**) outra possibilidade seria o ácido fosfórico.

Exemplo:

Com base nos dados da Tabela 4.7, pode-se estimar, a exemplo do que foi feito no caso do nitrogênio, o dispêndio mensal com fertilizantes para se suprir a deficiência de um despejo completamente carente de fósforo. Com base num consumo de fósforo da ordem de 1% da DBO satisfeita e considerando-se uma descarga de 50 l/s, com DBO_5 de 800 mg/l, resulta um

... DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

consumo mensal de 829 kg de fósforo (0,8 x 800 x 50 x 86.400 x 0,01 x 30 x 10^{-6}) para que a remoção da DBO atinja 80%.

No caso de se desejar utilizar uma mistura desse despejo com esgoto sanitário, funcionando este último como fonte de fósforo, para se saber da relação da mistura, pode-se efetuar o seguinte cálculo:

DBO a ser removida = 80% x 800 mg/l = 640 mg/l

Vazão = 50 l/s DBO = 640 x 50 l/s
DBO = 32000 mg/s

relação $\frac{DBO}{P} = \frac{100}{1}$ (teor mínimo de P)

Necessidade de P para despejo = 320 mg/s

Um esgoto sanitário tem uma DBO média de 300 mg/l e um teor de P (orgânico + inorgânico) de 10 mg/l, ou seja, considerando que, no tratamento, a remoção seja de 80%, a "disponibilidade" de fósforo será de:

$$10 \text{ mg/l} - \frac{80\% \times 300}{100} = 7{,}6 \text{ mg/l}$$

Dividindo 320 mg/s por 7,6 mg/l ≅ 40 l/s, que é a vazão mínima de esgoto sanitário a ser adicionada ao despejo como fonte de P. A adição de esgoto tem ainda a vantagem de inocular ao despejo, grande quantidade de tipos de microrganismos aptos à degradação biológica.

Condições alcalinas e ácidas (pH)

Didaticamente falando, o pH é a "face externa" das condições alcalinas ou ácidas de um despejo. O que o pH não mede é a "face interna" do despejo ou seja, as suas reservas ácidas ou alcalinas. Assim, dois despejos de origens diferentes e com pH = 3, poderão precisar de quantidades muito diferentes de um álcali para elevar os respectivos valores de pH até 7. A diferença se prende, além dos tipos de substâncias que deram origem à acidez, à existência de outras substâncias denominadas "tampões" que conferem reservas alcalinas ou ácidas, sem indicação ou influência no pH.

Dessa forma, quando se necessita alterar o pH de um despejo é absolutamente incorreto tentar fazer cálculos teóricos a partir do próprio conceito do pH para se determinar as quantidades de ácidos ou álcalis, para a

Tabela 4.8 – Concentrações teóricas de soda cáustica e seus valores de pH

pH	*Concentração de NaOH mg/l*
7	0
8	0,04
10	4
12	400

correção devida. Somente o teste de laboratório — através do qual se estabelece a relação entre gramas de reagente corretor, volume da amostra do despejo e o pH obtido — é que pode orientar o projeto e a estimativa de dosagem da futura unidade de correção de pH.

Como exemplo, indicam-se, na Tabela 4.8, as concentrações teóricas de soluções de soda cáustica e os valores correspondentes de pH.

Para a mesma concentração de 400 mg/l de NaOH que gerou um pH igual a 12, usando-se uma base não tão forte, como por exemplo, a barrilha (Na_2CO_3), ter-se-á um pH de 11,45. Utilizando-se um sal alcalino como o Na_3PO_4 e na concentração também de 400 mg/l, o pH seria de 10,15.

Para uma concentração de 100 mg/l obtém-se os seguintes valores de pH:

$NaOH$ — 11,5
Na_2CO_3 — 10,5
$NaHCO_3$ — 7,5
H_2CO_3 — 4,5
H_2SO_4 — 2,5

O pH é de importância vital no controle de todos os tipos de tratamento de águas residuárias. Despejos biodegradáveis deixados envelhecer na presença de microrganismos têm, em geral, seu pH abaixado. No tratamento biológico aeróbio, o pH normalmente se desloca (ou se mantém) para a fase alcalina, sendo mesmo, um dispositivo de verificação do bom funcionamento do sistema. Geralmente, o pH ótimo para todos os tratamentos biológicos situa-se na faixa de 6 - 9.

Nos digestores anaeróbios, a digestão inicia-se na fase ácida (pH baixo) e evolue naturalmente, após semanas, para a fase alcalina (pH alto), aí permanecendo. A volta à fase ácida é prenúncio de problemas (presença de elementos tóxicos, sobrecarga do digestor, descarga excessiva de lodo digerido, etc.).

Despejos orgânicos com baixo pH devido à degradação (ácidos orgânicos produzidos pelo estado séptico), não requerem, obrigatoriamente, a adição de álcalis para aumentar seu pH, pois o próprio tratamento biológico propicia as condições de alcalinização. O uso de álcalis, nesses casos, deve ser entendido como um reforço (aceleração) do processo.

Potencial de Oxi-redução (POR)

O POR mede a capacidade de oxidação ou redução de uma substância. Equivale ao pH, quanto à alcalinidade ou acidez. As condições de um rio não poluído são francamente oxidantes graças à presença de grande quantidade de oxigênio dissolvido.

Lodos ativados são misturas tipicamente oxidantes, ou seja, são capazes de liberar oxigênio, oxidando outras substâncias.

São substâncias tipicamente redutoras (ou ávidas de oxigênio): os sulfetos, que têm grande facilidade em passar a sulfatos; nitritos, que passam a nitratos; sais ferrosos que passam a sais férricos, etc. O lodo em estado anaeróbio também é tipicamente redutor.

A escala da Tabela 4.9 mostra, qualitativamente, as diferentes capacidades de oxidação e de redução de várias substâncias.

A capacidade de oxidar ou reduzir é relativa. Assim, uma mistura de lodos ativados é oxidante quando em companhia de uma mistura contendo sulfetos (o lodo ativado é reduzido, perdendo parte do seu oxigênio, ao passo que os sulfetos podem passar a sulfatos). Já o lodo ativado em presença do dicromato de potássio é fortemente oxidado, abreviando as reações de oxidação que seriam efetuadas pelas bactérias, funcionando, pois, como mistura redutora.

A medida do potencial de oxi-redução de uma mistura, é feita por meio de dois eletrodos que medem uma minitensão que é correlacionável com o grau de oxidabilidade ou redutibilidade de uma mistura. Tensões positivas entre + 200mv e 600mv indicam um meio fortemente oxidante. Tensões entre - 100 e -200mv mostram meios redutores. W.M. Clarck, propôs o conceito de rH que correlaciona os valores de tensão e pH.

Tabela 4.9 – Capacidades de oxidação e redução de diversas substâncias

Tipicamente Oxidantes			*Tipicamente Redutores*	
Solução com dicromato de potássio	Solução com permanganato de potássio	Lodos ativados	Mistura com nitritos	Lodos em digestão anaeróbica
rH 42				rH 0

Para a utilização da medida rH é necessário o conhecimento do pH da mistura.

Assim:

$$E(mv) = A + BrH + CpH$$

A tabela de Clarck exprime numericamente a potencialidade de oxidação de uma mistura, segundo uma escala semelhante ao pH. Para misturas oxidantes tem-se rH entre 42 e 25. Para misturas redutoras entre 15 e 0.

A água potável tem tensões variando entre - 100 até + 100mv. Efluentes clorados possuem tensões próximas a + 1000mv.

COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES

De posse dos resultados das análises dos efluentes, pode-se passar à interpretação global dos mesmos. É claro que já se deve saber de suas origens e o porquê de suas características.

Como sabemos, a matéria orgânica é medida, por tentativas, através dos seguintes testes:

— sólidos voláteis (g de matéria volátil por litro de despejo);
— demanda bioquímica de oxigênio (g de oxigênio dissolvido gastos na oxidação de 1 litro de despejo);
— demanda química de oxigênio ou o antigo OC (g de oxigênio gastos na oxidação de 1 litro de despejo);
— estabilidade relativa;
— demanda de cloro (g de cloro por litro de despejo).

Pela sua representatividade, pode-se considerar, a DBO e a DQO, como as chaves de interpretação inicial e de direcionamento na escolha dos tipos possíveis de tratamento.

a) A DQO é pouco maior que a DBO $(\frac{DQO}{DBO} < 2)^*$

No caso em que os valores da DBO e da DQO estejam próximos, tem-se uma alta possibilidade de que o despejo seja de características tais que permita o seu tratamento em unidades convencionais (fossas sépticas, filtros biológicos, lodos ativados convencionais, valos e células de aeração, lagoas, etc.). Parte-se, pois, da premissa, confirmada pela baixa relação, de que praticamente toda a matéria orgânica seja biodegradável e que sua remoção seja o objetivo do tratamento.

(*) Se possível DBO_{20}, se não DBO_5.
Não existe maneira ideal de fixar um quociente único, fixo. O número 2 é simplesmente orientador.

Serviriam como confirmação da premissa da biodegradabilidades, a ocorrência de algumas das seguintes situações:

— o despejo bruto, depois de deixado envelhecer, deverá ficar com o seu pH reduzido (parte-se da idéia de que o despejo já tenha microrganismos capazes de iniciar a degradação);
— o OD, se inicialmente existente, deverá diminuir, podendo até desaparecer;
— para a situação em questão, o fato da matéria orgânica estar solúvel ou em suspensão, é secundário para todos os tipos de tratamento biológico (com excessão da "estabilização por contato" que é mais adequada para o caso da matéria orgânica estar em suspensão).

Para se saber se a matéria orgânica está em solução ou em suspensão poder-se-ia fazer o teste da DBO da amostra bruta e da amostra decantada (por exemplo 2 horas) ou verificar-se a matéria volátil (SV) está em sua maior parte, na forma de SS ou SD ou seja, a relação entre SSV e SDV.

b) A DQO é sensivelmente maior que a DBO $(\frac{DQO}{DBO} \geqslant 2)$

A situação mostrada pela análise, indica a presença, nos despejos, de grande quantidade de matéria orgânica não atacável biologicamente.

Duas serão as alternativas:

1.ª Alternativa

Se a matéria orgânica não atacável biologicamente não tiver maior importância sanitária (celulose, por exemplo) e houver interesse (quase sempre há) de remover a parte biodegradável, então pode-se pensar em usar os tratamentos convencionais de esgotos sanitários.

O efluente do tratamento terá baixa DBO e a DQO será reduzida apenas parcialmente no que corresponde a sua parte biodegradável. Parte da matéria orgânica não-biodegradável e que esteja em suspensão, poderá ser também removida pela floculação que naturalmente ocorre nos tratamentos biológicos. A matéria não-biodegradável em solução, praticamente não será atacada. O efluente do tratamento poderá ter ainda uma alta DQO mas isso não preocupará pelo fato que essa matéria não putrescível não causará dano ao rio.

2.ª Alternativa

Se a matéria orgânica não biodegradável de um despejo for um dos óbices a sua disposição, pouca coisa poderá ser feita com tratamentos biológicos. Ter-se-á que partir para tratamentos físicos ou químicos específicos e não obrigatoriamente utilizados nas estações de tratamento convencionais de esgotos sanitários.

1.ª Hipótese — Grande Porcentagem de SSV em relação a SV

Partindo-se dos sólidos voláteis, pode-se estimar a matéria orgânica. Se fizermos o teste dos sólidos em suspensão de matéria volátil e esta participar em grande porcentagem em relação aos sólidos voláteis totais (SV), pode-se admitir que as substâncias causadoras da DQO estejam em suspensão, sendo possível sua remoção, por exemplo, por decantação. Os seguintes testes seriam recomendados:

— Deixar uma amostra do despejo em decantação por 2, 3 ou 4 horas. A seguir, retirar a fase líquida e aplicar o teste da DQO, SS e SV. Caso tenha havido uma redução significativa em todos esses teores, então a decantação simples poderia ser o tratamento recomendado para a remoção da DQO e eliminação dos problemas de poluição relacionados à descarga do efluente (infelizmente isso raramente acontece).

— Caso a decantação simples não apresente resultados significativos, pode-se admitir que a matéria orgânica não-biodegradável, não esteja em suspensão grosseira. Algumas vezes, consegue-se a precipitação de algumas substâncias nessas condições, por uma alteração violenta do pH. O teste acima deveria ser repetido uma vez para cada amostra que teve seu pH previamente alterado, cobrindo uma faixa de 4 a 12, por exemplo. Medindo-se outra vez o teor de DQO e SV da fase líquida, verifica-se as reduções conseguidas. Em algumas estações de tratamento de cidades com forte concentração industrial, é comum encontrar-se, antes de qualquer tratamento biológico, um tanque de reação para elevação do pH (a zona alcalina é, em geral, mais favorável à precipitação).

— Caso a alteração do pH não surta efeito no auxílio à decantação, a solução seria a utilização de floculantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferroso, polieletrólitos, etc.). Pelo menos em nível de laboratório, é quase sempre possível flocular e decantar praticamente todo o material em suspensão. Isto posto, deve-se medir a DQO da fase líquida e ainda os SV. Caso a redução tenha sido satisfatória, o tratamento químico por precipitação e auxílio de floculantes poderá ser o escolhido (o processo da precipitação química pode atingir tanto a matéria orgânica em suspensão como aquela em solução).

2.ª Hipótese — Grande Porcentagem de Sólidos Dissolvidos Voláteis em Relação aos Sólidos Voláteis Totais

— No caso da matéria orgânica não-biodegradável estar em forma solúvel, a relação SDV/SV deve ser alta. Para esse tipo de despejos, os tratamentos são talvez os mais variados e os mais sofisticados, como por exemplo: filtração em leito de carvão ativado, oxidação química por cloro ou por permanganato de potássio, processo eletrolítico, etc. Para esses casos também, às vezes, resulta adequada a precipitação química. A lignina, por exemplo, produto existente em despejos de papel, encontra-se dissolvida nos despejos e pode ser precipitada por forte alcalinização dos mesmos (pH = 12).

A Tabela 4.10, apresenta o resumo do que foi comentado em relação aos casos e às diversas hipóteses, relacionando-os com o tipo de tratamento possível.

EXEMPLOS ILUSTRATIVOS

Seguem-se alguns exemplos brasileiros dos mais variados tipos de despejos e seu enquadramento segundo suas análises. Quase todos os dados citados foram publicados em congressos, seminários ou revistas técnicas.

Despejos do Tipo 1

Enquadram-se nessa classificação os esgotos sanitários, despejos de laticínios, de fábricas de produtos alimentícios, matadouros, frigoríficos, etc..

Exemplos

— *Fecularia de mandioca (água do lavador).*

pH	=	5,0
SS	=	1.200 mg/l
SD	=	1.800 mg/l
OC	=	1.000 mg/l
DBO	=	1.500 mg/l
$\frac{OC}{DBO} < 2$	=	despejo biodegradável

O tratamento biológico é possível, devendo reduzir tanto a DBO como a DQO (no caso, a determinação usada foi a OC).

— *Despejo de cervejaria (ver. Tab. 4.11)*

A análise do efluente bruto mostra que a maior parte da matéria era biodegradável, DQO/DBO = 2. O tratamento biológico usado foi eficiente na remoção da matéria orgânica biodegradável e reduziu uma parcela da DQO, principalmente da parte da matéria putrescível. O efluente do tratamento tem, pois, baixa DBO e média DQO.

Tabela 4.10 – Resumo das interpretações das análises

Alternativas			*Tratamentos possíveis*
$\frac{DQO}{DBO} < 2$			Biológico convencional (filtros biológicos, lodos ativados convencionais, estabilização por contato, aeração prolongada, lagoas, etc.) $\frac{DQO}{DBO}$ afluente $\simeq \frac{DQO}{DBO}$ efluente
$\frac{DQO}{DBO} \geqslant 2$	1ª Alternativa A parte não biodegradável não é importante do ponto de vista da poluição.		Recomendado tratamento biológico convencional DQO/DBO afluente < DQO/DBO efluente do tratamento.
	2ª Alternativa		
	A parte não biodegradável é também causadora de poluição.	1ª Hipótese $\frac{SSV}{SV} > 0{,}8$	Decantação simples, flotação. Decantação com alteração de pH. Decantação com auxílio de floculantes (precipitação química), flotação etc..
		2ª Hipótese $\frac{SDV}{SV} > 0{,}8$	Adsorção em leitos de carvão ativado. Oxidação química. Combustão, etc.

Obs.:
1) Os números 2 e 0,8 são meramente orientativos.
2) A escolha entre filtros biológicos e lodos ativados (e seus processos modificados) para despejos que podem receber substâncias tóxicas ou com variação muito rápida de características, deve levar em consideração a maior "estabilidade" de resultados dos filtros biológicos. Estes são mais "inertes" a choques, por duas razões principais: a sua massa de lodo (e, portanto, quantidade de microorganismos) é maior que os processos de lodos ativados, absorvendo melhor as sobrecargas ou efeitos danosos; a exposição do lodo ou líquido em tratamento nos filtros biológicos é gradual (superficial), permitindo a regeneração da película atacada pela ação de tóxicos (desde que a ação tóxica seja rápida). Nos lodos ativados a exposição do lodo é total.

Tabela 4.11 – Características dos despejos de cervejaria

Testes	*Afluente ao tratamento (mg/l)*	*Efluentes do tratamento (mg/l)*
ST	3.898	1.415
SF	3.749	1.354
SV	149	61
DQO	3.258	1.388
DBO	1.529	103

Despejos do Tipo 2

Enquadram-se, neste tipo, os despejos de indústria de café e alguns tipos de despejos têxteis.

A tônica, em todas essas águas residuárias, é a presença da celulose, substância orgânica não-biodegradável e não tóxica.

Exemplo: Despejo Industrial de café solúvel (efluente da borra)

pH	=	4,25
ST	=	15.821 mg/l
SF	=	809 mg/l
SV	=	15.012 mg/l
SS	=	14.537 mg/l
SD	=	1.284 mg/l
DQO	=	17.811 mg/l
DBO	=	7.543 mg/l
$\frac{DQO}{DBO} > 2$	=	existência de matéria orgânica não biodegradável.

O tratamento recomendado pode ser o biológico convencional. O efluente tratado terá grande redução de DBO e redução parcial de DQO.

Despejos do Tipo 3

Os despejos de refinaria ou os que possuem alto teor de óleos, são típicos deste caso, ou seja, grande teor de matéria orgânica não facilmente biodegradável e em suspensão.

Tratamento possível: flotação simples ou flotação com pressurização e outros.

Despejos do Tipo 4

São despejos típicos desta classe os de alguns tipos de indústria de papel, de tinturaria, despejos com inseticidas e detergentes e outros.

Exemplo: Despejo de indústria de papel (1.º estágio de lavagem)

pH	=	10
SD	=	200.000 mg/l
SS	=	5.000 mg/l
OC	=	200.000 mg/l
DBO	=	16.000 mg/l

$\frac{OC}{DBO} \geqslant 2$ Indicando grande quantidade de matéria orgânica não biodegradável. Se usada a DQO em vez de OC, a relação seria ainda maior.

$\frac{SD}{ST} \geqslant \frac{SS}{ST}$ A matéria orgânica apresenta boa possibilidade de estar solúvel. A verificação melhor seria através de SSV e SDV.

Soluções: Oxidação química, evaporação, recuperação e queima do composto, etc.

Observações:

— Os tratamentos biológicos não são, em princípio, recomendáveis. Sabe-se, entretanto, que até para casos de despejos com inseticidas é possível (mas com dificuldades) desenvolver-se meios biológicos que assimilem a matéria orgânica presente nas águas residuárias.

— A rigor, como não são fornecidos os valores de SSV e SDV, não se sabe, com certeza, se a matéria orgânica está solúvel ou não. Poderia acontecer que toda a matéria orgânica que produziu uma DBO de 16.000 mg/l estivesse em suspensão (5.000 mg/l) e os SD (200.000 mg/l) fossem só de substâncias minerais. Todavia, o bom senso manda admitir que a maior parte da matéria orgânica corresponde a SD.

A DBO talvez tenha resultado baixa pelo fato de a matéria orgânica ser estável ou porque, no laboratório, foram utilizados microrganismos oriundos de esgotos sanitários e, portanto, não adaptados à degradação do despejo. Se aclimatássemos esses microrganismos, talvez a DBO fosse bem maior, mostrando uma eventual possibilidade de tratamento biológico.

ACOMPANHAMENTO DE UM TRATAMENTO AVANÇADO DE ESGOTOS

Acompanhemos, agora, como se comporta um esgoto que, ao sofrer sucessivas fases de tratamento e após ser misturado com água limpa, torna-se água potável (Fig. 4.1).

1 → 2

Efluente de um tratamento biológico

Parte dos sólidos dissolvidos dimimuiu. Talvez uma parte dos sólidos fosse orgânica e tenha floculado, sendo carreada no lodo do decantador secundário. Os fosfatos foram reduzidos. O nitrogênio amoniacal foi reduzido graças a sua oxidação para nitrogênio de nitrato. Essa oxidação corresponde à oxidação da matéria orgânica propiciada pelo filtro biológico. Os detergentes foram reduzidos em parte. A DQO removida foi a parte biodegradável e a parte não-biodegradável que estava em suspensão, sedimentou no decantador.

2 → 3

Efluente da lagoa de estabilização

Ocorreu uma nova redução da parcela orgânica dos sólidos dissolvidos. Os fosfatos foram reduzidos. A oxidação da matéria orgânica biodegradável ocorrida na lagoa, diminuiu ainda mais o nitrogênio amoniacal. Os detergentes foram mais reduzidos. A DQO aumentou; isto pode ser devido à proliferação de algas que poderão ter aumentado a carga orgânica do efluente.

3 → 4

Efluente do tanque de flotação

O mais significativo é a redução de detergentes e da DQO. Isso se deve à retirada de algas e da espuma. Os tratamentos nada puderam fazer quanto à redução de nitratos ou nitrogênio amoniacal. Talvez o aumento de sólidos dissolvidos deva-se à adição de produtos químicos.

4 → 5

Efluente dos filtros rápidos de gravidade

As análises indicam, com precisão, as vantagens dessa fase na remoção de fosfatos, nitrogênio amoniacal e DQO. Acreditamos que esse processo seja igualmente eficiente na remoção de SS e turbidez da água residuária (não indicados nas análises).

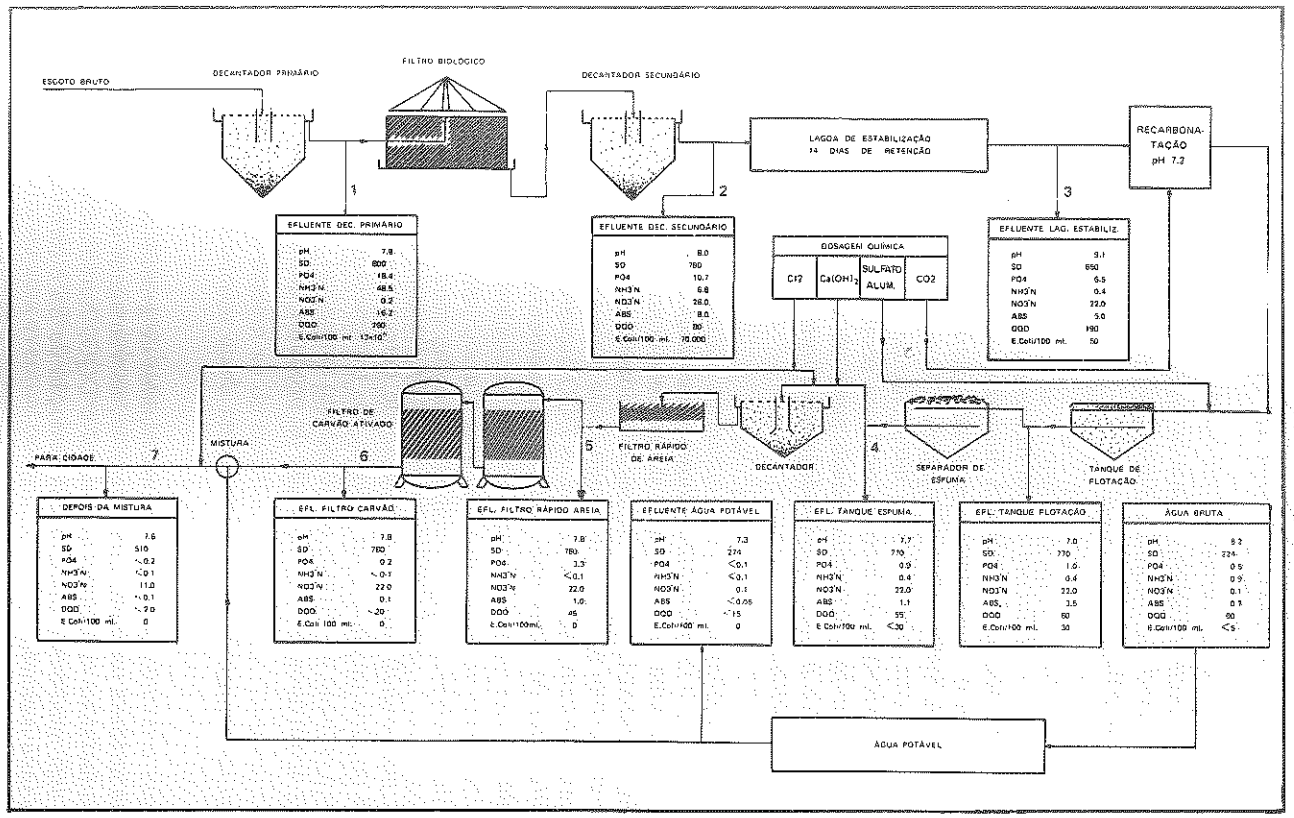


Fig. 4.1 – Esquema funcional da Estação de Windhoek (Namibia)
Tratamento de Esgoto – Potabilização de Água

Tabela 4.12 – Características a serem removidas

Tratamentos Normalmente Usados		*Óleos/ Graxas*	*Sólidos Sedimentáveis (SP)*	*Sólidos em Suspensão (SS)*	*Metais Pesados*	*Mat. Org. Biodegrad. (DBO)*	*Mat. Org. Não Biodegrad. (DQO–DBO)*	*Nutrientes Fosfatos/ Nitratos*	*Sais Minerais Dissolvidos (SFD)*
Tratamento Primário	Decantação Simples	*	*	*					
	Flotação	*	*	*					
Tratamento Secundário	Coagulação ou Precipitação Química			*	*	*	*		
	Tratamento Biológico Convencional (filt. biol. ou lodos ativados)			*		*			
Tratamentos Avançados	Flotação após Tratamento Secundário			*			*		
	Precipitação Química após Tratamento Secundário						*	* (Fosfatos)	
	Oxidação Química						*		
	Filtros em Leitos de Carvão Ativado						*	*	*
	Troca Iônica							*	*

(*) Tratamento mais comumente empregado.

OBS.: O quadro é sumário e assim deve ser entendido. Assim, nada impede que se use precipitação química para remover sólidos sedimentáveis. Por outro lado, eventualmente, uma decantação simples pode remover matéria orgânica não biodegradável se esta estiver em suspensão grosseira.

Tabela 4.13 – Resultados de análises e características de várias águas

Determinação	*Unidades*	*Despejo de um curtume*	*Despejo de uma indúst. de fio sintético*	*Esgoto Sanitário Bruto*			*Afluente e efluente de uma lagoa aerada para tratamento de esgoto sanitário (*)*		*Água Potável*	*Água para caldeira de alta pressão*
				Forte	*Médio*	*Fraco*	*Bruto*	*Tratado*	*Limites*	*(Limites)*
pH	–	6,7	10	7,5	7	6,5	7,1	7,3	4 – 10	10
ST	mg/l	1.585	2.000	1.000	500	200	546	538	500	500
SDF	mg/l		300	200	100	50				495
SDV	mg/l	1.276	1.500	300	100	50	384	402		
SSF	mg/l		100	100	50	30				5
SSV	mg/l	309	100	400	250	70	178	139		
SP	ml/l	6,0	1	20	8	2	28	0,1		
P (Orgânico)	mg/l			5	3	2				
P (Inorgânico)	mg/l			15	7	4				
N (NH3)	mg/l			50	30	15			0,5	
N (NO2)	mg/l			0,1		0,05				
N (NO3)	mg/l			0,4	0,2	0,1			2	
N (Orgânico)	mg/l			35	20	10				
DBO	mg/l	536	400	400	200	100	233	50		
DQO	mg/l		1.600	1.000	500	250	378	212		
OC	mg/l	380		150	75	30			2	
COT	mg/l			300	200	100				
Óleos e Graxas	mg/l			60	20	6				
Cor	mg/l			100	30	25	100	250	5	2
Turbidez	mg/l			60	20	10	56	54	5	1

(*) Publicado na Revista DAE nº 97 – página 45.

5 — 6

Efluente de filtros de contato de carvão ativado

O objetivo é reduzir os detergentes (ABS) e a matéria orgânica (DQO). Os sólidos dissolvidos permanecem constantes, sendo que, para removê-los, uma idéia seria a troca iônica que não está prevista no tratamento. Esses sólidos dissolvidos são, com certeza, sólidos minerais.

6 — 7

Diluição com água não poluída

Diminuíram os sólidos dissolvidos, face à diluição.

CARACTERÍSTICAS DOS DESPEJOS A SEREM REMOVIDAS PELOS VÁRIOS TRATAMENTOS.

A Tabela 4.12, correlaciona os vários tratamentos com suas possibilidades na remoção de várias características dos despejos.

A Tab. 4.13 exemplifica resultados de análises e características de várias águas.

5

BIODEGRADAÇÃO

INTRODUÇÃO

Duas atividades básicas, obrigatoriamente interdependentes, caracterizam os fenômenos biológicos no globo terrestre: a síntese de compostos orgânicos e a biodegradação dos mesmos. Todos os seres vivos continuamente autocatalisam reações químicas como processo destinado a sua autoconstrução e obtenção de energia a partir de elementos do meio. Todavia a capacidade de síntese é variável em diferentes grupos de organismos. O mais alto nível dessa capacidade é encontrado entre os chamados seres autótrofos ou produtores, os quais sintetizam moléculas altamente complexas, ricas em energia potencial disponível. Para tanto, absorvem energia física ou química dispersa no meio, como a luz solar por exemplo, e utilizam compostos de estrutura molecular relativamente simples como o dióxido de carbono.

Outros organismos vivos, entretanto, não apresentam essa capacidade e apenas conseguem transformar compostos de elevado conteúdo energético em outros compostos semelhantes. Esses não podem, portanto, prescindir, na sua nutrição, da presença de moléculas de elevada estrutura molecular. Tais seres são chamados heterótrofos ou consumidores. Os animais, os fungos (cogumelos) e grande parte das bactérias são heterótrofos.

Há, assim, uma estreita dependência entre esses dois grupos de seres vivos, uma vez que somente os autótrofos podem produzir os compostos indispensáveis à nutrição dos heterótrofos. Porém, essa dependência é recíproca, já que as atividades biológicas são caracterizadas pela transformação de formas de energia, de tal modo que a energia física proveniente da luz solar e, mesmo a energia química derivada de reações de oxidação de compostos minerais nos seres quimiossintetizantes, é transformada em energia química, acumulada pelos autótrofos e destes, sucessivamente transferida à cadeia de organismos heterótrofos.

Assim sendo, o sol, fonte de energia física, pode ser considerado como inesgotável não havendo a necessidade de uma recirculação energética (que, por sinal, seria impossível, face à entropia). Contudo, o mesmo não ocorre com os elementos químicos que entram na constituição das moléculas orgânicas. Esses elementos existem em quantidades limitadas no ambiente terrestre e não se formam novamente. Obedecem à Lei da Termodinâmica ou ao Princípio de Lavoisier, havendo, portanto, a imperiosa necessidade da sua restituição ao meio, a fim de que a atividade biológica não sofra solução de continuidade.

A maior porcentagem desses elementos é devolvida ao meio, de modo contínuo e normal, como produto das atividades metabólicas dos organismos vivos. Assim, por exemplo, pela respiração dá-se a restituição do carbono e pelos excrementos são devolvidos ao meio o nitrogênio e outros elementos.

Convém lembrar, no entanto, que uma parcela relevante desses elementos é acumulada nas próprias estruturas físicas dos organismos vegetais e animais, sendo devolvida ao meio somente depois da morte dos mesmos. Essa restituição, normalmente, é feita por processos de decomposição que têm, portanto, uma transcendental importância na manutenção do ciclo vital, impedindo que ocorra um acúmulo progressivo de material orgânico no ambiente.

ESTABILIZAÇÃO

Verifica-se, dessa exposição inicial, que a decomposição é caracterizada, também, como um processo biológico de nutrição e respiração.

A nutrição, que é uma função característica dos seres vivos, tem como objetivo precípuo a obtenção de matéria orgânica ou do alimento. Esses compostos orgânicos servem para a estruturação dos organismos (função plástica) e à obtenção de energia molecular (função energética), para o desenvolvimento das atividades biológicas normais.

A respiração, constitui uma reação de oxidação pela qual a energia armazenada nas moléculas orgânicas é liberada. Passa-se de altos níveis energéticos para níveis mais baixos sendo então feita a sua eliminação ao meio.

Portanto, a matéria orgânica que compõe um animal ou vegetal morto, ou um resíduo orgânico sólido ou líquido, será utilizada como alimento por inúmeras bactérias, fungos e outros seres heterótrofos. Uma pequena parte desse material será utilizada na sua autoconstrução e reprodução. O restante, através da respiração, é aproveitado como energia, sendo que certos elementos são restituídos ao meio sob a forma de subprodutos do metabolismo.

Observa-se, portanto, que elementos químicos como o carbono, nitrogênio, fósforo e outros, são devolvidos ao meio ambiente (solo, água ou ar), na forma mais simples — tais como, gás carbônico, nitratos, fosfatos — que posteriormente poderão ser assimilados por seres autótrofos.

Ocorre, portanto, uma decomposição ou biodegradação dos compostos orgânicos. Em relação aos compostos orgânicos lançados ao meio ambiente, pode-se falar, ainda, em um processo de estabilização no sentido de que esses compostos orgânicos são instáveis face à presença de microrganismos que os possam utilizar como alimento. Por sinal essa é uma das situações naturais que mais comumente ocorre.

O grau de instabilidade de um composto orgânico é primordialmente dependente da maior ou menor freqüência de enzimas capazes de catalisar a sua decomposição. A celulose, lignina e quitina, por exemplo, são mais estáveis nas condições normais, pois é reduzida a freqüência, entre os seres vivos, de indivíduos portadores de enzimas capazes de digeri-las. Evidentemente, organismos possuidores dessas enzimas existem e podem mesmo ocorrer em grande número. Todavia, esses ambientes são especiais e de características seletivas, como, por exemplo, o solo umido e quente, onde proliferam fungos celulóticos que decompõem a madeira.

O resíduo orgânico, portanto, para ser decomposto por atividade biológica, deve servir como alimento ou fonte produtora de energia ao organismo, o que implica obviamente na existência de uma enzima necessária a sua decomposição. A esse respeito, verifica-se que nenhum organismo vivo, possui necessariamente uma carga enzimática capaz de decompor moléculas orgânicas inexistentes na natureza viva. Tal é o caso de muitos dos defensivos agrícolas organoclorados e dos detergentes sintéticos tipo ABS. No entanto, existem muitos compostos conhecidos como tóxicos que, por serem sintetizados biologicamente, podem sofrer biodegradação, tais como cianetos, fenóis, etc..

Os compostos minerais — excetuando-se a amônia, os nitritos, etc., que são utilizados em reações quimiossintetizantes, bem como os orgânicos sintéticos já referidos — tendem a acumular-se no meio ambiente, o que na realidade representa quase que um bloqueio no ciclo de certos elementos como o do carbono, por exemplo.

O conceito de biodegradabilidade da matéria orgânica é fundamental à compreensão do tratamento biológico de resíduos sólidos ou líquidos pois apenas são passíveis de sofrer esse tipo de tratamento os compostos orgânicos biodegradáveis.

ENZIMAS

Foi observado anteriormente que a decomposição bioquímica ou biológica das substâncias ou produtos orgânicos é chamada de biodegradação

ou biodegradabilidade. Ficou implícito, também, que essas substâncias ou produtos devem servir de alimento a algum ser vivo.

Todas as substâncias orgânicas formadas naturalmente podem, em maior ou menor grau, sofrer decomposição biológica. Mesmo as mais recalcitrantes — como a celulose, lignina ou quitina — sofrem uma lenta degradação. Uma folha, por exemplo, pode levar mais de um ano para ser decomposta.

Verifica-se, então, que qualquer substância orgânica componente de um ser vivo, pode vir a se constituir em fonte energética para outro organismo.

Todos os seres vivos são formados de moléculas orgânicas. Dentre essas, as maiores são os ácidos nucleicos, cuja função é controlar os processos vitais básicos da totalidade dos organismos.

Os ácidos nucleicos são formados por bases púricas (Guanina e Adenina) e pirimídicas (Citosina, Timina e Uracila). Essas bases unem-se a um açúcar pentose (Ribose ou Desoxirribose) e ao ácido fosfórico, formando uma nova molécula, o nucleotídeo.

O ácido desoxirribonucleico (ADN) é formado pelo ácido fosfórico, desoxirribose e uma das bases pirimídicas (Citosina e Timina) ou púricas (Adenina e Guanina).

O ácido ribonucleico (ARN) é formado pelo ácido fosfórico, ribose e uma das bases pirimídicas (Citosina e Uracila) ou púricas (Adenina e Guanina).

As respectivas fórmulas estão indicadas nas Figuras 5.1 a 5.7.

O ácido desoxirribonucleico está localizado principalmente no núcleo das células embora apareça também em organóides citoplasmáticos de protozoários tripanossomos, disperso no citoplasma de vegetais (como algas cianofíceas) e em alguns plastos.

Quanto ao ácido ribonucleico, 90% está no citoplasma e em maior quantidade em grânulos chamados ribossomos, localizados no retículo endoplasmático.

Esses ácidos nucleicos contêm em sua estrutura mensagens em código

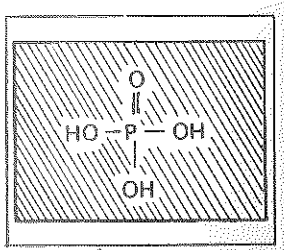


Fig. 5.1 Ácido fosfórico

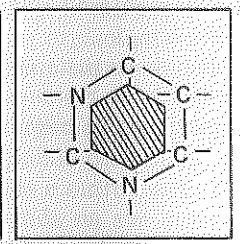


Fig. 5.2 Esqueleto da pirimidina

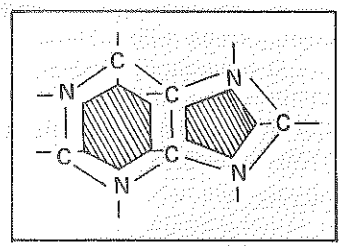


Fig. 5.3 Esqueleto da purina

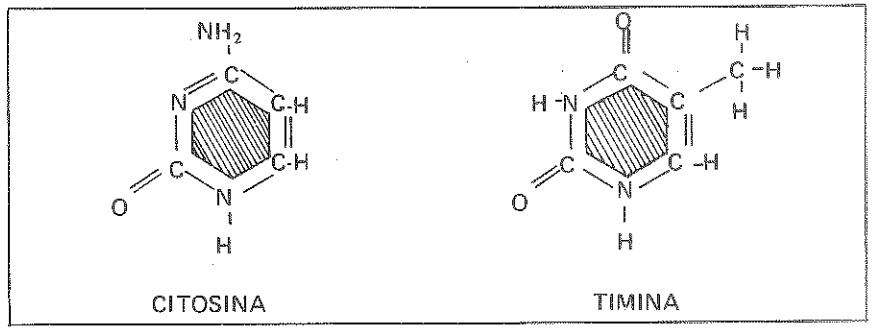


Fig. 5.4 Pirimidinas encontradas no DNA-citosina e timina

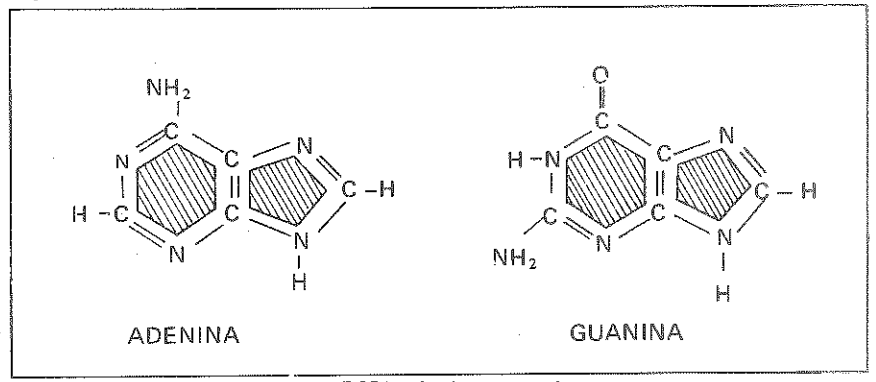


Fig. 5.5 Purinas encontradas no DNA-adenina e guanina

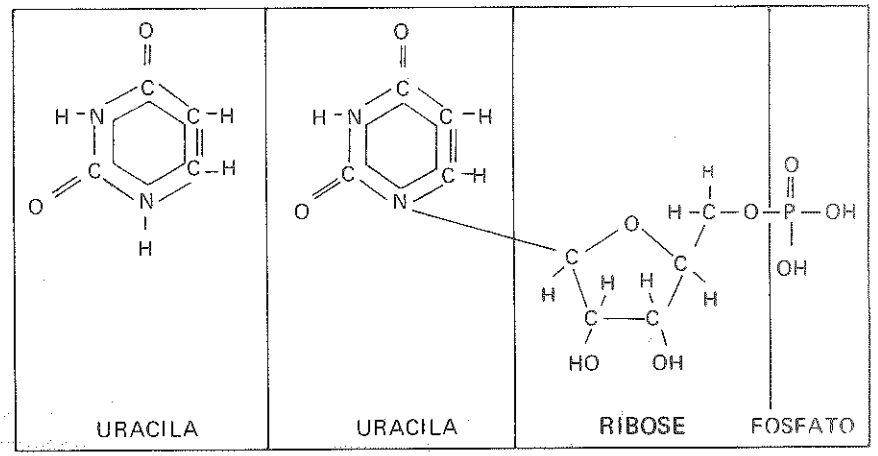


Fig. 5.6 À esquerda uracila e uracila nucleotídeo como são encontrados no RNA

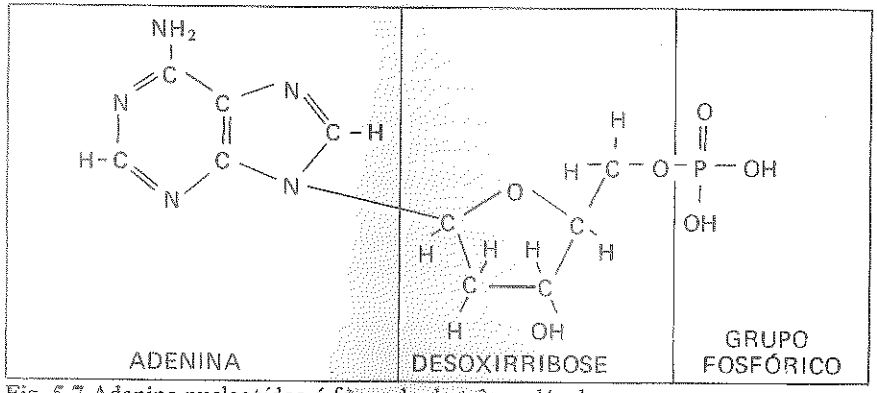


Fig. 5.7 Adenina-nucleotídeo é formado de três moléculas menores

que são instruções específicas para o controle das atividades celulares. Inclusive as instruções genéticas ou hereditárias são controladas pelo ADN. Os genes, existentes em filamentos proteicos conhecidos como cromossomos, são formados de ADN.

Conforme foi anteriormente exposto, para haver biodegradação de um determinado material orgânico, é necessário que a célula viva possua uma substância química específica destinada à sua decomposição. E, nesse sentido, admite-se que todas as substâncias e compostos naturalmente elaborados pelas células, possuam tais substâncias decompositoras.

Até o final do século passado, as substâncias responsáveis pela biodegradação eram conhecidas como fermentos. Coube a Edward Buchner, em 1897, observar que o açúcar era fermentado quando colocado junto a extratos de levedos. Verificou que havia uma substância química que catalisava a reação, denominando-a zimase. Hoje são conhecidas mais de 12 enzimas envolvidas nesse tipo de fermentação.

Quimicamente, as enzimas podem ser, proteínas *simples* — isto é, quando hidrolisadas dão apenas aminoácidos — ou *conjugadas*, que possuem uma parte não proteica (grupo prostético) chamada coenzima.

Em relação à ação exercida pelas enzimas, pode-se dizer, de um modo geral, que existem dois tipos principais: as hidrolases (exoenzimas) e as desmolases (endoenzimas).

As hidrolases promovem a transformação de moléculas complexas em cadeias mais simples ou então, solubilizam algumas partículas orgânicas propiciando a sua absorção pela membrana celular.

As desmolases atuam no interior da célula, sendo responsáveis pela degradação dos compostos orgânicos de onde provém a energia para os processos vitais.

Sendo as enzimas de natureza proteica, os ácidos nucleicos são fundamentais para a sua síntese na célula. Para a formação de novas moléculas de proteína (enzimas) participam: o ácido desoxirribonucleico do núcleo, o ácido ribonucleico que se desloca entre o núcleo e o citoplasma (ARN mensageiro), os ribossomos do citoplasma, as próprias moléculas proteicas recém-fabricadas e moléculas menores de ARN (transportador ou solúvel).

De modo sucinto, o processo de síntese da proteína (enzima) pode ser assim descrito: o ADN envia informações do núcleo ao citoplasma celular, através do ARN mensageiro; no citoplasma, as moléculas desse ARN fixam-se aos ribossomos servindo de moldes para a síntese de proteínas; moléculas menores de ARN (transportador ou solúvel) ligam-se a aminoácidos simples que existem no citoplasma, colocando-os em lugares determinados no ribossomo. Está assim formada uma nova molécula de proteína enquanto as moléculas de ARN transportador são liberadas para posteriormente ligarem-se a novos aminoácidos.

Através desse processo, a cada mensagem do ADN vão sendo formados vários tipos de proteínas. Atualmente, são conhecidos vinte aminoácidos diferentes nas células e admite-se que as mensagens em código têm como símbolos os quatro nucleotídeos dos ácidos nucléicos. Por sinal, estes, quando agrupados 3 a 3 possibilitam a obtenção de 64 diferentes combinações. Isto significa dizer, que esse número de "palavras" é suficiente para codificar os 20 aminoácidos existentes.

No momento em que uma nova molécula de proteína está sendo sintetizada, a mensagem codificada determina a colocação de determinado aminoácido em uma certa posição na cadeia química. As enzimas formadas participam ativamente como catalisadores orgânicos na conversão das moléculas, como, por exemplo, dos açúcares que são o tipo de alimento orgânico mais comumente encontrado nas células vivas em geral.

NUTRIÇÃO E RESPIRAÇÃO

Os alimentos (material orgânico) sintetizados pelos vegetais autótrofos ou aqueles que são obtidos do meio ambiente pelos seres heterótrofos, sofrem uma decomposição que, como foi enfatizado, constitue fundamentalmente um processo de nutrição e respiração, ou seja, uma oxidação biológica.

As reações de oxidação podem ser realizadas em presença de oxigênio livre ou na sua ausência. A principal característica dessas reações é a retirada de hidrogênio (ou de elétrons) do composto e não, necessariamente, a adição de oxigênio. O hidrogênio retirado da molécula é transferido a outro composto, que é o oxidante. É, portanto, uma reação de óxido-redução.

Geralmente, referindo-se a um processo biológico, a equação é assim simbolizada:

$$AH_2 + B = A + B.H_2$$

onde:

AH_2 = composto redutor (o que vai ser oxidado) ou doador de hidrogênio (elétron);
B = composto oxidante (o que vai ser reduzido) ou aceptor de hidrogênio.

Quando o composto aceptor de hidrogênio é o oxigênio molecular, a respiração é chamada aeróbia; quando o aceptor não é o oxigênio, mas um outro composto qualquer, a respiração é denominada anaeróbia.

De modo simplificado, o processo respiratório aeróbio pode ser expresso pela seguinte reação química:

$$\underset{\text{glicose}}{C_6H_{12}O_6} + \underset{\text{oxigênio}}{6\,O_2} \longrightarrow \underset{\substack{\text{dióxido de}\\ \text{carbono}}}{6\,CO_2} + \underset{\text{água}}{6\,H_2O} + \underset{673\ \text{Kcal}}{E}$$

No entanto, essa representação, que é exatamente inversa à reação de fotossíntese, não evidencia as várias etapas da respiração.

Como já foi dito antes, a energia luminosa absorvida e utilizada para sintetizar uma molécula de glicose a partir do dióxido de carbono e água, de acordo com o princípio de conservação da energia, fica armazenada na molécula. Ao haver a oxidação, há a liberação dessa energia acumulada que será então utilizada para a síntese de outras moléculas (inclusive proteínas), na absorção de sais minerais, no crescimento e em outros processos vitais.

A respiração ocorre, portanto, em todas as células vivas e o processo intracelular está intimamente ligado às mitocôndrias. Essas estruturas existentes no citoplasma são também chamadas de condriomas ou condriossomas e possuem grande número de enzimas respiratórias. O número de mitocôndrias nas células é variável, de acordo com a função destas no organismo. Células cuja função exige muita energia, possuem até 5.000 mitocôndrias, enquanto que em outras este número é de aproximadamente 50 (Fig. 5.8).

A reação de respiração se faz através de uma série de etapas das quais participam várias enzimas específicas e substâncias intermediárias. Dizem os pesquisadores, que se a oxidação dos alimentos fosse bruscamente realizada, grande parte da energia liberada não teria em que ser utilizada naquele momento e converter-se-ia toda em calor, perdendo-se no sistema. A gradativa e lenta oxidação possibilita, portanto, uma maior eficiência de aproveitamento da energia liberada. Paralelamente, existe também no interior das mitocôndrias, uma rápida utilização da energia liberada, para a síntese de uma substância química altamente energética que é a Adenosina Trifosfato (ATP), a partir de Adenosina difosfato (ADP) e fosfato inorgânico (Pi), existentes na célula.

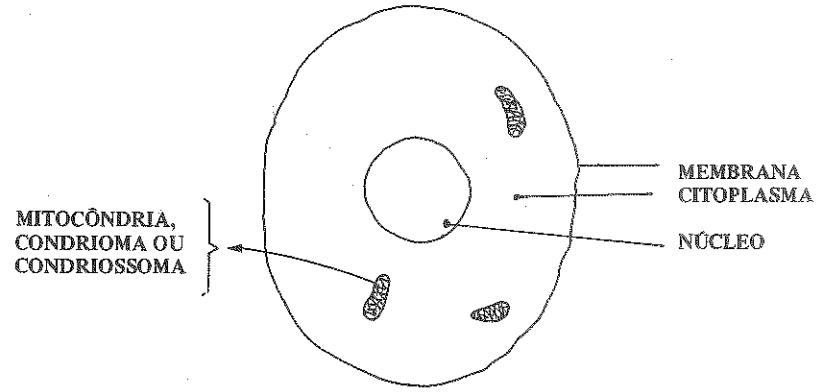


Fig. 5.8 – Esquema de uma célula contendo mitocôndrias

Esse ATP, posteriormente, difunde-se por toda a célula (protoplasma), onde vai sendo utilizado nos processos celulares carentes de energia. Há, para tanto, uma passagem do ATP a ADP e Pi novamente, quando então a energia é liberada. A importância do ATP está então no fato de ser este o veículo de transferência da energia contida nos alimentos, para o desempenho das diversas necessidades das células.

A respiração normal, compreende três etapas fundamentais: na primeira, conhecida como glicólise, através de uma série de reações, uma molécula de glicose é transformada em duas moléculas de ácido pirúvico, ou seja, uma molécula com três carbonos na cadeia química. Nessa etapa da respiração, são formadas duas moléculas de ATP a partir de ADP e Pi e liberados dois hidrogênios "energéticos" (elétrons) que reduzem o NAD (Nicotina adenina) formando o $NADH_2$.

A glicólise é um processo independente do oxigênio e pode realizar-se em anaerobiose.

Na segunda etapa da respiração normal, o ácido pirúvico é oxidado, resultando um composto de dois carbonos, o ácido acético. A seguir o radical acetil combina-se com a chamada "coenzima A" formando a "acetil-coenzima A" mas, posteriormente, o radical acetil é transferido da

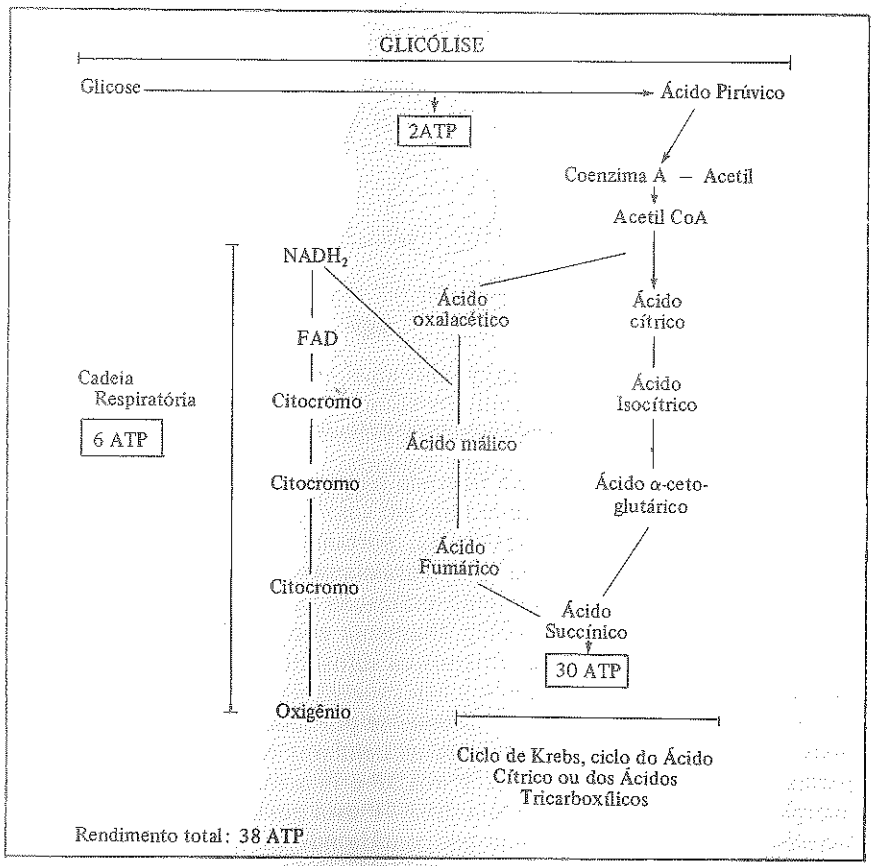


Fig. 5.9 – Processo respiratório

coenzima A para o ácido oxalacético formando com este, o ácido cítrico. Este ácido, entrando agora na mitocôndria, sofre uma seqüência de reações no chamado ciclo de Krebs, ciclo do ácido cítrico ou ciclo dos ácidos tricarboxílicos. Durante este ciclo, ocorrem duas decarboxilações, liberando dióxido de carbono e hidrogênio, consumindo três moléculas de água para, ao final, ser regenerado o ácido oxalacético. Em uma seqüência de transformações tem-se: ácido cítrico, ácido isocítrico, ácido α -cetoglutárico, ácido succínico, ácido fumárico, ácido málico e ácido oxalacético.

Os hidrogênios liberados durante o ciclo de Krebs, combinam-se com a NAD produzindo a $NADH_2$. Essa substância aceptora de elétrons é transferida agora para a cadeia respiratória. Nessa terceira fase da respiração os elétrons transportados através de várias substâncias (NAD, FAD e Citocromos) vão gradativamente liberando energia que será utilizada na fosforilação oxidativa, ou seja, na síntese do ATP. Na respiração aeróbia, o último elemento dessa cadeia transportadora é o oxigênio e obtém-se, como produtos finais, gás carbônico e água.

Durante a glicólise, formam-se duas moléculas de ATP, no ciclo de Krebs 30 moléculas de ATP e na cadeia respiratória 6 moléculas, de tal maneira que o rendimento energético total da respiração aeróbia é de 38 moléculas de ATP. Esse valor representa cerca de 55% da energia potencial de uma molécula de glicose.

Para a obtenção do oxigênio, os organismos vivos têm várias adaptações tais como: pulmões, brânquias, traquéias e tubos respiratórios, respiração tegumentar, etc., entre os animais;e parênquimas aeríferos, estômatos, absorção pelas raízes, etc., entre os vegetais.

Na obtenção do alimento (matéria orgânica) participam os produtores ou autótrofos, realizando a fotossíntese e entre os heterótrofos (animais, fungos ou cogumelos e a maioria das bactérias) existem estruturas especiais como órgãos ou aparelhos digestivos, organelas, absorção osmótica, etc., sempre acompanhados das respectivas enzimas.

Um esquema simplificado do processo respiratório está indicado na Figura 5.9.

Observa-se que em presença de oxigênio molecular, a oxidação realizada é completa, isto é, a molécula orgânica é totalmente desmembrada, cedendo a energia potencial disponível e formando, como subprodutos, o dióxido de carbono e a água. O rendimento energético da reação, como se viu, é muito alto.

Na chamada respiração anaeróbia, no entanto, a oxidação é apenas parcial, levando à formação de subprodutos de estrutura molecular ainda elevada, tais como a metana, álcoois, ácidos orgânicos, cetonas, etc. Estes subprodutos ainda contêm alto potencial energético disponível. Esse processo, considerado de baixo rendimento, é freqüente entre certos microrganismos do grupo das bactérias e fungos, embora possa ocorrer também em organismos superiores, inclusive no homem.Um exemplo típico é o da formação de ácido lático nos músculos quando o oxigênio sangüíneo é insuficiente.

Os microrganismos anaeróbios podem ser obrigatórios ou facultativos. Para os obrigatórios, a presença do oxigênio é deletéria, enquanto que para os facultativos, como por exemplo as leveduras, a presença do oxigênio propicia a formação de dióxido de carbono. A ausência de oxigênio provoca a formação de álcoois ou de ácidos orgânicos, como ocorre, por exemplo, com várias espécies de *Sacharomyces* que participam na fermentação da cerveja, do vinho, do pão, etc..

Na primeira fase da respiração anaeróbia, há uma ação enzimática de liquefação, com a formação de ácidos orgânicos e álcoois (etílico, butílico, propílico, isopropílico). Estes compostos são utilizados como alimento por outras bactérias metanoprodutoras que promovem a gaseificação.

Nos esgotos, a glicose, a celulose, as proteínas, os aminoácidos e gorduras não são, portanto, diretamente transformados em metano. Na primeira fase, grande número de bactérias da putrefação formam formiatos, hidretos, etc., que posteriormente são utilizados por bactérias metânicas. Assim, por exemplo, os formiatos, CO e H_2 constituem substrato para *Methanobacterium formicicum;* os álcoois primários e secundários e H_2 para *Methanobacterium omelianskii;* os propionatos para *Methanobacterium propionicum;* os acetatos e butiratos para *Methanobacterium sohngenii, Methanococcus mazei* e *Methanosarcina methanica;* os butiratos, valeriatos e caproatos para *Methanobacterium suboxidans;* os formiatos e H_2 para *Methanococcus vanielli;* o metanol, acetatos e HCO para *Methanobacterium barkerii.* Da decomposição ácida nos lodos orgânicos de rios, formam-se: o ácido sulfídrico, as mercaptanas, o escatol, o indol, etc.

Na decomposição anaeróbia, onde o aceptor de hidrogênio é sempre qualquer outro composto que não o oxigênio molecular, o rendimento energético é sempre muito menor. O rendimento total final é de 2 ATP.

Um esquema simplificado possibilita a comparação entre os dois processos, o aeróbio e o anaeróbio:

Processo Aeróbio	Processo Anaeróbio (Fermentação)
Glicose	Glicose
↓	↓
Ácido Pirúvico	Ácido Pirúvico
← Oxigênio	↓
↓	Dióxido de Carbono
Dióxido de Carbono	+
+	Álcool
Água	+
+	2 ATP
38 ATP	

FLOCULAÇÃO BIOLÓGICA

Quando o material orgânico componente de um resíduo industrial ou mesmo doméstico é enviado a um sistema biológico de tratamento de esgotos, ocorre, dependendo do processo utilizado, a formação de flocos biológicos.

A floculação biológica é regida por fenômenos que ainda hoje não estão totalmente esclarecidos. Pensava-se que a propriedade de floculação estaria diretamente relacionada com a capacidade de certas bactérias na produção de gelatina. Desse ponto de vista, as bactérias *Zoogleia ramigera,* cujas colônias produzem grande massa gelatinosa, eram tidas como as de máxima importância para o processo. Posteriormente, verificou-se que em meio de cultura como no esgoto, inúmeras outras bactérias podem participar da formação de flocos. Essa observação trouxe novos conhecimentos ao assunto, levando à consideração de que a floculação está relacionada às condições de vida, ou ao estado fisiológico em que as bactérias se encontram. A massa bacteriana de natureza coloidal e suas atividades metabólicas é que devem proporcionar os fenômenos de floculação.

Experiências e observações práticas vieram demonstrar que as bactérias comportam-se como micelas de um colóide do tipo hidrófobo ou liófobo, isto é, como os colóides inorgânicos. Nesses colóides, sabe-se que atuam duas forças antagônicas. Uma devida à própria carga superficial eletrocinética ou o chamado potencial zeta, originado pela adsorção de ions do meio pela partícula. As cargas dessas partículas são sempre de mesmo sinal, por isso tendem a repelir-se ao haver aproximação. A outra, é uma força que age em sentido oposto, sendo responsável por uma atração molecular conhecida como força de Van der Walls.

Ao haver o choque das micelas do colóide, face ao movimento browniano, há a aglutinação ou a repulsão das partículas. No primeiro caso o potencial zeta deve estar muito baixo, prevalecendo as forças de Van der Walls. No segundo, o potencial zeta predomina.

Quando ocorre a aglutinação, fala-se em floculação do sistema, que pode acontecer ao se misturar colóides de cargas opostas, ou ao se adicionar um eletrólito à solução.

Entretanto, a massa de bactérias não é um colóide na acepção do termo, embora comporte-se como tal. As células que podem ser tidas como análogas às micelas do sistema, são envolvidas por uma cápsula ou bainha mucilaginosa de gelatina, cujo desenvolvimento é variável. Observações empíricas demonstram que partículas dessa natureza deveriam aglutinar-se sempre que o potencial zeta de sua superfície fosse superior a 15 milivolts. Todavia, a medição por eletroforese evidenciou que o potencial de grande número de bactérias em culturas, situa-se ao redor de 6 e 12 milivolts e mesmo assim não se encontram floculadas.

A explicação para o fato, é que as bactérias apresentam uma terceira força, não inerente aos colóides inorgânicos, ou seja, a força do metabolismo ou a força de locomoção. Essa força locomotora varia de acordo com o estado de nutrição e fisiologia da bactéria. Quando está num meio rico

em nutrientes, a bactéria apresenta grande motilidade sendo, por isso, capaz de impedir a floculação.

As bactérias contrapõem a sua energia própria de locomoção, às forças de Van der Walls que procuram aglutiná-las. Em materiais floculados, observa-se, por sinal, a imobilidade das bactérias e o seu reduzido metabolismo.

Deve-se notar, também, que na fase exponencial ou logarítmica do crescimento de uma população bacteriana (ver Figura 5.10), onde a disponibilidade de alimentos é máxima, não se observa a floculação ou aglutinação das bactérias. Mesmo na fase de estabilidade, onde a quantidade de alimentos é suficiente para a manutenção da população e, ainda, na fase de declínio, quando o alimento começa a rarear, as bactérias não estão floculando. A floculação ocorre na fase endógena, pois os alimentos esgotam-se e, não havendo nutrientes, as bactérias passam a viver principalmente de suas próprias reservas nutritivas.

O processo de floculação é muito importante nos processos biológicos de tratamento de esgotos, para a produção da decantação do material em suspensão.

Existe, também, a floculação biológica proporcionada por protozoários. Quando os protozoários — especialmente ciliados que habitam em grande número os esgotos — entram em fase de declínio do crescimento, começam a formar corpos esféricos de tamanho relativamente grande, no interior de suas células. Quando esses organismos morrem, as esferas são

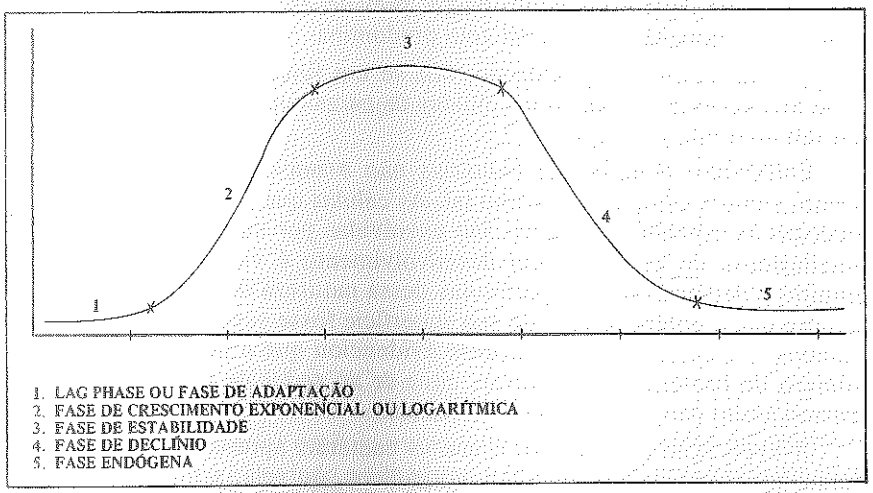


Fig. 5.10 – Representação esquemática da curva de crescimento de uma população bacteriana

libertadas, unindo-se em massas de capacidade adsorvente, originando flocos.

A explicação do fenômeno da floculação baseada na ausência ou diminuição da locomoção própria das bactérias não é suficiente, no entanto, para explicar fenômenos de floculação que envolvam somente bactérias normalmente destituídas de locomoção própria (indivíduos sésseis) ou que são transportados passivamente na massa líquida. Todavia, ao que parece, há uma tendência de, em geral, haver uma floculação seguida de decantação quando os microrganismos estão em cultura. Esse fato é tanto mais evidente quando existe o perigo de haver uma proliferação e conseqüente superpovoamento do meio em relação à disponibilidade de alimento. Esse mecanismo, inativando ou isolando uma parcela da população bacteriana ou microbiológica, possibilita a manutenção do equilíbrio entre o número de habitantes e o alimento, não permitindo assim o extermínio da comunidade. Para esse verdadeiro isolamento, vários são os processos utilizados: produção de gelatina, de substâncias quimiostáticas, etc.

ORGANISMOS ATUANTES NA BIODEGRADAÇÃO

Além dos microrganismos que comumente participam na biodegradação da matéria orgânica, nas águas residuárias e nos sistemas de tratamento biológico de esgotos, tais como protozoários *(Amoeba, Paramaecium, Colpoda, Epistylis, Vorticella,* etc), fungos *(Fusarium aquedutum, Geotrichum candidum, Pullularia pullulans, Ascioides rubescens),* bactérias *(Sphaerotilus, Pseudomonas, Beggiatoa, Actinomyces,* etc), artrópodos *(Daphnia, Chironomus,* Tubifera, etc.) e vermes aquáticos *(Tubifex, Lymnodrilus,* etc), todos atuantes na autodepuração das águas, existe também um variado conjunto de macroinvertebrados e de vegetais saprofíticos heterótrofos que promovem a biodegradação da matéria orgânica existente no solo. O solo apresenta, em média, 5% de sua composição química constituída de matéria orgânica. Sobre essa parcela atuam várias bactérias, fungos, protozoários, vermes e artrópodos.

Entre os artrópodos, por exemplo a subordem Acariforme (grupo Oribatei, cujos representantes são pequenos carrapatos) corresponde a 4 ou 5 x 10^{-7} ml do volume total da fauna do solo, estimando-se que 2 x 10^5 desses ácaros por m^2 equivalem a uma biomassa de 2,0 gramas, cujo metabolismo é da ordem de 30 Kcal/m^2/ano.

Dos insetos, podem ser ressaltados os Colêmbolos que atingem 3 a 5 mm de comprimento. Desses, a família Entomobryidae que vive em bosques, apresenta populações de 10 a 15 milhões de indivíduos por hectare, sendo importantes para a reciclagem dos elementos minerais. Cerca de 5 x

10^4 Colêmbolos por m^2, correspondem a uma biomassa de 5,0 g e, no seu metabolismo, produzem 153 Kcal/m^2/ano.

Finalmente, para destacar a relevância dos microinvertebrados na biodegradação e reciclagem dos elementos do solo, deve ser citada a estimativa feita para a *Formica cinerea* que remove cerca de 20 toneladas de subsolo por acre, promovendo a mistura de partículas do solo profundo com a matéria orgânica da superfície.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

6

CONSERVAS

CONSERVAS DE PRODUTOS AGRÍCOLAS

Introdução

As características dos despejos da industrialização de frutas e vegetais, variam em função da matéria-prima usada. Os valores da DBO podem atingir 60.000mg/l e os despejos podem ser fortemente ácidos ou alcalinos. O tratamento e o destino final destes despejos são de difícil execução, devido à variação do funcionamento dessas indústrias — variação das qualidades das frutas ou vegetais e variação das datas de colheitas. No tratamento desses despejos são freqüentemente empregadas peneiras, lagoas de sedimentação ou irrigação. Os resíduos do peneiramento são enterrados, queimados, lançados sobre a terra ou usados como alimento. As lagoas devem ter, no mínimo, 1,50m de profundidade e deverão armazenar 125% do volume dos despejos do período de colheita. Aproximadamente 25% dos despejos armazenados são guardados durante a entressafra para não se fazer a semeadura nos despejos do ano seguinte. Os despejos são eliminados das lagoas, por evaporação, infiltração e por lançamento nas águas receptoras em épocas próprias.

A soma das alturas dos despejos espargidos por irrigação, em um ano, pode atingir 15m quando forem lançados em terrenos arenosos cobertos de vegetação rasteira e gravetos.

A indústria de conservas é uma das mais difundidas porque dá vazão aos produtos agrícolas. Cada produto manipulado produz despejos com características próprias. Existem muitas qualidades de frutas e vegetais exigindo diferentes processos de fabricação. O melhor caminho é considerar que cada processo resulta em um despejo característico.

Os despejos das fábricas de conservas são formados, principalmente, por:

— água derivada da produção de vapor para esterilização e resfriamento do tampão de selagem;
— despejos resultantes da lavagem da matéria-prima, branqueamento, derrames, limpeza dos equipamentos e do solo;
— despejos sólidos;
— despejos de produtos especiais ou métodos não usuais de fabricação de conservas.

Conservas de ervilha

As ervilhas são usualmente amontoadas por um período considerável e sua fermentação produz licor muito concentrado cujo volume aumenta durante os períodos chuvosos. Conseqüentemente, a concentração dos despejos varia com as estações.

A Tab. 6.1., mostra uma análise típica desses despejos. O gasto médio de água por caixa de latas n.º 2 é de 100 litros. A DBO média é de 1.400mg/l e a população equivalente é de 18 por caixa.

Conservas de tomate

Geralmente, as fábricas de conservas de tomate são equipadas com peneiras para remoção de cascas, pêlos e sementes, que são empregados como fertilizantes ou na alimentação de porcos.

As características dos resíduos do peneiramento são muito variáveis. A Tab. 6.2., mostra a média de análises de despejos de conservas de tomate.

Conservas de beterraba vermelha

As beterrabas são primeiro lavadas para remover sujeiras e outras matérias estranhas. Nesta lavagem se utiliza grande volume de água. Os des-

Tabela 6.1 – Média de análise dos despejos de conservas de ervilhas

Despejos	*Sólidos Totais (mg/l)*	*DBO (mg/l)*	*pH*	*Água (litro/cx nº 2)*
Lavador de ervilhas	2.800	3.500	5,0	
Alvejador	21.000	11.000	6,8	
Lavagem do chão	1.200	175	7,2	
Despejo médio	1.750	1.400	7,0	100
Videira – Sucos	75.000	50.000	3,0	

Tabela 6.2 – Média de análises dos despejos de conservas de tomates

Despejos	*SS (mg/l)*	*DBO 5 dias (mg/l)*	*pH*	*Água (l/cx nº 2)*
Tomates inteiros (estudo em Wisconsin)				
Máximo	220	850	7,0	
Mínimo	170	410	6,6	
Médio	190	570	6,0	–
Tomates amassados (estudo em Michigan)				
Máximo	1.168	3.880	8,4	
Mínimo	667	2.160	4,0	–
Médio	950	2.916	6,0	30
Produtos de tomates (estudo em Ohio)				
Máximo	–	1.336	8,4	–
Mínimo	–	373	4,8	–
Médio	500	1.000	6,0	230

Tabela 6.3 – Média de análises dos despejos de conservas de beterraba vermelha

Despejos	*SS (mg/l)*	*DBO (mg/l)*	*pH*	*Água (l/cx nº 2)*
Estudos de Michigan				
Máximo	2.188	5.480	7,5	
Mínimo	1.440	2.180	7,0	
Médio	1.800	3.800	7,4	
Estudo de Wisconsin				
Máximo	1.700	4.040	7,3	140
Mínimo	740	1.580	6,4	100
Médio	1.120	2.600	7,0	110

pejos provenientes do cozinhador a vapor e do descascador, contêm grande quantidade de peles e são altamente coloridos pelo suco de beterraba cozida. A Tab. 6.3., mostra as médias de análises dos despejos da beterraba vermelha.

Conservas de milho

A Tab. 6.4., mostra a média de análises dos despejos das fábricas de conservas de milho e dá os resultados de estudos de Wisconsin e Ohio.

Tabela 6.4 — Média de análises dos despejos de conservas de milho

Despejos	*SS (mg/1)*	*DBO (mg/1)*	*pH*
Estudos de Wisconsin			
Máximo	1.164	3.480	7,9
Mínimo	140	740	5,9
Médio	688	1.770	7,1
Estudos de Ohio			
Máximo	704	2.040	6,5
Mínimo	160	420	5,1
Médio	346	1.040	6,0

Conservas de diversos vegetais

A Tab. 6.5., mostra a média de análises dos despejos de conservas de vegetais.

Conservas de algumas frutas

O resultado das análises dos despejos de conservas de frutas é dado na Tab. 6.6.

A Tab. 6.7 é um resumo dos dados constantes das Tabelas 6.1 a 6.6.

Tabela 6.5 — Média de análises dos despejos de conservas de diversos vegetais

Produtos	*Água (l/cx nº 2)*	*DBO (mg/1)*	*pH*	*SS (mg/1)*
Feijão verde	—	400	7,0	160
Feijão mulatinho	60	240	7,6	
Espinafre	580	280	7,0	
Cenoura	1.830	1.110	7,1	
Abóbora	3.500	6.000	7,0	80
Batata	990	220	7,3	
Conserva de salmoura	200	3.000	4,0	
Licor da armaz. de ervilha	—	35.000	4,1	
Licor da armaz. de milho	—	27.000	4,5	
Licor da armaz. de feijão	—	25.000	5,2	

Tabela 6.6 — Média de análises dos despejos de conservas de algumas frutas

Produtos	*SS (mg/l)*	*DBO (mg/l)*	*pH*	*Água (l/t de mat. prima)*
Pêssego	600	1.350	7,6	10.000
Pera	—	—	—	10.000
Damasco	260	380	7,6	10.000
Cereja	20	750	6,2	—
Uvas	1.650	720	4,6	—

Tratamento dos despejos

Tratamento físico

Peneiração — A peneira é parte essencial do equipamento de toda a indústria de conservas. A remoção das matérias grosseiras em suspensão

Tabela 6.7 – Volumes e características de despejos de fábricas de conservas

Produtos	*Volume (litros por cx. nº 2)*	*DBO (mg/l)*	*SS (mg/l)*
Damasco	215 – 300	200 – 1.200	260
Aspargo	260	100	30
Feijão verde e mulatinho	100 – 170	160 – 600	60 – 85
Lima	190 – 1.000	189 – 450	422
Beterraba	100 – 250	1.580 – 5.480	740 – 2.188
Cenoura	90	520 – 2.030	1.830
Milho, tipo creme	90	623	302
Cereja azeda	45 – 150	700 – 2.100	20 – 650
Grape-fruit	19 – 210	310 – 2.000	170 – 287
Cogumelo	25.000	76 – 390	50 – 242
Pêssego	10.000	1.350	600
Ervilha	52 – 210	380 – 4.700	272 – 400
Abóbora	75 – 150	6.300	630
Espinafre	600	280 – 730	90 – 580
Tomate	11 – 57	570 – 4.000	190 – 2.000
Sucos de tomate	144 – 380	178 – 3.880	170 – 1.168

pode ser mais efetiva e economicamente obtida por uma peneira de tipo apropriado. A peneira adotada é do tipo rotativo, projetada para trabalhar com os despejos mais difíceis de serem peneirados. A área média das peneiras utilizadas nas fábricas de conservas que trabalham ininterruptamente, é de 100 cm²/800 litros/h. Quando o despejo não for sujeito a outros tratamentos, ou em caso de ser aplicado ao filtro biológico sem sedimentação, é necessária uma peneira de 40 mesh. Maiores aberturas são empregadas se a peneira é seguida de tratamento químico. Nesses casos, uma peneira de 28 mesh é satisfatória. Para facilitar reparos e recondicionamentos, telas de arame ou placas perfuradas são instaladas nos tambores em pequenas seções. O tambor é colocado em uma cavidade por onde passam os esgotos. São dirigidos jatos de água sob pressão contra a tela para mantê-la limpa. Os resíduos do peneiramento são removidos por transportador de pá ou correia para um barril ou outro reservatório. Na maioria dos casos a peneira situa-se no interior da fábrica.

Tratamento químico

O tratamento químico pode ser feito por um dos seguintes métodos: por cargas ou fluxo contínuo.

Método por cargas — Empregam-se tanques cilíndricos, num mínimo de dois. Após os tanques estarem cheios de despejos, há necessidade de 30 minutos para adição e mistura do produto químico.

Um mínimo de 2h são necessárias para a sedimentação e mais 1,30h para arrastamento do lodo e descarga do despejo tratado.

A capacidade de cada tanque, quando somente dois são usados, é igual ao fluxo máximo de qualquer período de 4 horas.

A Tab. 6.8., sugere as quantidades e capacidades dos tanques em função da vazão máxima para 4 horas.

Fluxo contínuo — As unidades necessárias para o tratamento químico do tipo fluxo contínuo são:

— um misturador;
— uma máquina para alimentação de cal;
— um tanque de solução química;
— um tanque de coagulação, com volume suficiente para deter, por 15 minutos, o fluxo máximo;
— um tanque de sedimentação, para um período de detenção de 1,30h e tremonhas com declive de 1 por 1 (ângulo de derramamento de 45º);
— uma bomba de lodo;
— leito de lodo.

O lodo deve ir para o leito de secagem. O despejo sem o lodo é escoado para cursos d'água ou esgoto. O tanque de solução química adotado terá uma capacidade suficiente para operar pelo menos 24 horas;

Tabela 6.8 – Quantidade e capacidade dos tanques

Vazão máxima para 4 horas (m³)	*Nº de tanques*	*Capacidade (m³)*	*Diâmetro (m)*	*Altura de água (m)*	*Altura da tremonha (m)*
40	2	40	4,3	4,0	2,0
48	2	48	4,9	4,3	2,5
60	3	40	4,3	4,0	2,0
72	3	48	4,9	4,3	2,5
80	4	40	4,3	4,0	2,0
96	4	48	4,9	4,3	2,5

Tabela 6.9 – Dimensionamento dos tanques de coagulação e sedimentação

Vazão da hora máxima	*Tanque de Coagulação*				*Tanque de Sedimentação*			
(m^3/h)	*Cap. (m^3)*	*Larg. (m)*	*Comp. (m)*	*Prof. (m)*	*Cap. (m^3)*	*Larg. (m)*	*Comp. (m)*	*Prof. (m)*
8	3,4	1,5	1,5	1,5	13,6	1,5	6,0	1,5
15	5,8	1,8	1,8	1,8	24,6	1,8	7,6	1,8
23	9,3	2,1	2,1	2,1	37,5	2,1	8,5	2,1
30	13,8	2,4	2,4	2,4	51,4	2,4	8,9	2,4
38	19,7	2,7	2,7	2,7	72,0	2,7	9,8	2,7

A Tab. 6.9, fornece dados para o dimensionamento de instalações para tratamento de despejos de fábricas de conservas do tipo fluxo contínuo.

O lodo produzido por esse processo, seca sobre o leito de areia — em tempo bom para secagem — em 5 a 7 dias. O leito é drenado por meio de calhas. Os primeiros 15 cm do leito são de cascalho mais grosso ou escórias, onde são estendidas as calhas de drenagem; a camada de lodo é de 15 cm de areia limpa, preenchendo os vazios até uma profundidade de 30 cm.

A Tab. 6.10, fornece os tipos de coagulantes empregados no tratamento químico dos despejos de fábricas de conservas.

A cal é o principal coagulante utilizado. Outros produtos químicos, tais como, sulfato ferroso, alúmen, cloreto férrico e cloreto de zinco, são muitas vezes necessários para ativar o efeito da cal.

A quantidade de cal para tratar 1 m^3 de despejos varia entre 0,48 a 1,2 kg. Com relação aos produtos químicos auxiliares, os melhores resultados são obtidos com o cloreto de zinco, seguido em eficiência pelo sulfato ferroso. Os outros compostos ferrosos e alúmen são também coagulantes comumente usados.

Tratamento biológico

Filtração biológica — As condições podem ser tais que seja necessário um grau de tratamento superior ao que pode ser obtido pela precipitação química; nesse caso, a filtração biológica é empregada. Quando possível, é aconselhável colocar em funcionamento o filtro biológico várias semanas antes do período de fabricação de conservas, usando algum material para

Tabela 6.10 – Tipos de coagulantes para o tratamento químico

Despejos de	*Cal (CaO) (kg/m^3)*	*Produtos químicos auxiliares*		*Redução da DBO (%)*
		Nome	*(kg/m^3)*	
Ervilha	0,84	Sulfato ferroso	0,36	47
	0,84	Alúmen	0,36	45
	0,84	Sulfato férrico	0,17 a 0,36	33
	0,84	Cloreto férrico	0,12 a 0,36	39
	0,72	Cloreto de zinco	0,24	75
Beterraba	0,96	.....	–	43
	0,96	Alúmen	0,48	36
	1,2	Sulfato ferroso	0,48	45
	1,2	Cloreto férrico	0,24	38
	1,2	Cloreto de zinco	1,2	85
Milho	1,1	Sulfato ferroso	0,96	70
	0,96	Cloreto férrico	0,36	57
	0,72	Cloreto de zinco	0,24	73
Tomate	0,96	.....	–	49
	0,48	Alúmen	0,12	54
Cenoura	0,96	.....	–	–

semeadura. O filtro padrão e o filtro de recirculação são adaptados para tratamento dos despejos de fabricação de conservas no grau desejado. Após a filtração segue-se uma sedimentação por 1 hora.

Filtro de recirculação — As estruturas e os equipamentos principais do filtro de recirculação biológica para tratamento contínuo de despejos de fábricas de consevas consistem de:

— poço da bomba e caixa do vertedouro;
— bomba;
— distribuidor rotativo;
— filtro;
— tanque de sedimentação final.

A capacidade do poço da bomba é igual à quantidade de líquido bombeado em 5 minutos. A bomba é centrífuga-vertical com mecanismo de controle constituído de flutuador chave-bóia, conectado diretamente ao distribuidor rotativo.

Esse filtro tem a mesma finalidade do filtro padrão. Sua área é determinada com base na carga de DBO. A carga permissível é 1,12 m^2 de filtro por kg de DBO ou 0,7 m^2 de filtro com 1,8 m de profundidade também por

kg de DBO. A fórmula para cálculo da área necessária é a seguinte:

mg/l DBO x 0,025 x 1 (descarga hora máxima) = m² de filtro

Tratamento no terreno

Os despejos do processamento da indústria alimentícia têm sido tratados, por mais de 25 anos, através do lançamento sobre o terreno. Já em 1934, os despejos da industrialização do milho e da ervilha eram tratados por meio de lançamento no solo, pelo método vala e espigão, em Hampton, Iowa. Bolton, em um estudo feito em 1942, chegou à conclusão que o tratamento no terreno a 73g DBO/m²x d, dava uma eficiência de 50 a 80%.

De lá para cá, uma grande variedade de despejos provenientes do processamento de alimentos tem sido tratada no terrreno. Em 1947, o licor da destilação da uva, foi aplicado no terreno a uma taxa de 9 cm/d, seguindo-se 6 dias de descanso para essa área. Irrigação por aspersão de despejos da industrialização de enlatados foi feita em Hanover, Pensylvania, em 1947. Drake e Bieri mencionam 4 unidades tratando seus despejos com irrigação por aspersão e 2 outras com irrigação por meio de vala e espigão, em Minnesota, em 1951. Em 1950, um grande sistema com irrigação por aspersão foi colocado em operação em Leabrook Farms, New Jersey. Nessa época, os despejos foram aplicados a uma taxa de 20 cm/d num bosque. Embora as árvores tenham sido substituídas por grama, o tratamento continua com o mesmo sucesso até o presente.

Um levantamento elaborado nos E.U.A., em 1964, conseguiu catalogar sistemas de tratamento de efluentes de 844 unidades de industrialização de alimentos por meio de tratamento no solo. A Pensylvania possui 143 sistemas de tratamento no solo, Visconsin 141 e California 131. Posteriormente, em 1972, foi efetuado outro levantamento em que foram catalogados outros 85 sistemas.

Sistemas de irrigação — O objetivo da maior parte dos sistemas de irrigação para tratamento dos despejos da indústria de alimentação, não é a produção de cereais mas sim a utilização máxima das cargas hidráulicas. Assim é que a maior parte dos sistemas utiliza grama como cobertura permanente do solo. Poucos sistemas usam vegetais de valor mais alto como alfafa ou milho.

As Tabs. 6.11 e 6.12, fornecem exemplos dos vários sistemas de tratamento no terreno por irrigação dos despejos da indústria alimentícia.

Descrição dos sistemas de irrigação dos despejos da indústria alimentícia:

— Irrigação com aspersores tipo conjunto maciço.

Como primeiro exemplo do emprego deste sistema, cita-se a indústria Idaho Supreme Potato Company, Firth, Idaho. O sistema de distribuição

Tabela 6.11 — Exemplos de sistemas de irrigação por aspersão dos despejos da indústria alimentícia

Indústria	*Produto industrializado*	*Vazão (m^3/d)*	*Área irrigada (ha)*	*Taxa de aplicação no terreno (cm/d)*	*Vegetal*	*Tipo de solo*
California Canners & Growers, Thornton, California	Tomate	9500	24,3	0,9	Grama e alfafa	Areia fina com greda
Sebastopol Coop., Sebastopol, California	Maçã	11000	21,9	0,5	Grama	Argila com greda
Tri Valley Growers, Stockton, California	Tomate	11400	66,8	1,7	Grama	Argila com greda
Western Farmers As. Aberdeen, Idaho	Batata	1900	36,4	0,5	Grama	Argila com greda
Idaho Supreme Pota-to Co., *Firth, Idaho*	Batata	2300	32,4	0,7	Grama	Lodo siltoso
Chesapeake Foods, Cordova, Maryland	*Aves*	1900	16,2	1,3	Grama	Greda arenosa
Gerber Products Co., Fremont, Michigan	Enlatados	3000	36,4	0,8	Grama	Areia

Tabela 6.11 – (continuação)

Michigan Milk Prod. Ovid. Michigan	*Laticínios*	900	10,5	0,9	Grama	Areia
Stockely Van Camp, Fairmont, Minnesota	Enlatados	5700	161,9	0,4	*Milho,* ervilha e grama	Argila
Grenn Giant Co., Montgomery, Minnesota	Milho e ervilha	4500	145,7	0,3	Grama	Argila siltosa com greda
Libby, Mac Neill & Libby, Liepsic, Ohio	Frutas	2500	52,6	0,5	Alfafa	Argila
Cobb Canning Co. Cobb, Wisconsin	Vegetais	800	9,9	0,9	Grama	Silte com greda

está enterrado com tubulações espaçadas entre si e formando quadrados de 24 m de lado, descarregando a pressões de 5 a 7 kg/cm². Os campos aspergidos estão plantados com mistura de grama, bambu, junco, cana, capim rabo-de-raposa, vivazes e, ainda, produzem anualmente 12 t/ha de feno. Os despejos de lavagens da batata, passam através de filtros a vácuo, o lodo vai para lagoas e o líquido filtrado é aspergido no terreno onde é misturado com os despejos peneirados das operações de descascamento e corte. No verão, em cada área, os despejos são aplicados por 12 h consecutivas, seguidas de 8 a 9 dias de descanso do terreno.

O sistema continua em operação durante o inverno, com o gelo atingindo a altura de até 1,70 m; a única mudança na operação é que a aspersão dura 24 h, seguida de 16 a 18 dias de descanso.

Outro exemplo interessante é o sistema utilizado pela California Canners and Growers, indústria de processamento de tomate, localizada em Thornton, Califórnia.

Aí são usados aspersores tipo canhão de alta pressão e alta capacidade. Cada "canhão" está localizado a intervalos de 50 a 60m, em um terreno de 24 ha e tem capacidade para "atirar" 20 l/s. Esse sistema resultou em menor investimento, mas sacrificou a uniformidade de distribuição

dos despejos. Essa falha na distribuição resultou em problemas de inundação quando o sistema opera em altas taxas. O campo aspergido está plantado com grama-d'água, apenas.

Tabela 2.12 – Exemplo de sistemas de irrigação por meio de inundação, vala e espigão

Indústria	*Produto industrializado*	*Método de aplicação no terreno*	*Vazão (m^3/d)*	*Taxa de aplicação no terreno (cm/d)*	*Tipo de Solo*
Libby, MacNeil & Libby, Gridley, California	Frutas	Inundação	9500	1,2	Argila lodosa
California Canners & Growers California	Tomate	Inundação	9500	0,7	Areia fina gredosa
J.R. Simplot Co. Boise, Idaho	Batata	Inundação	11400	–	–
Green Giant Co. Buhl. Idaho	Milho	Vala e espigão	3800	0,7	Lodo siltoso
Idaho Fresh Pak Lewisville, Idaho	Tomate	Inundação	4000	0,8	Lodo siltoso
Armour Food Co. Hereford, Texas	Frigorífico	Vala e espigão	4400	–	–
Alto Coop Greamery Astico, Wisconsin	Laticínios	Vala e espigão	500	0,4	Argila
Big Horn Canning Co. Cowley, Wyoming	Enlatado	Vala e espigão	1900	1,2	–

Antes de serem aspergidos, os despejos brutos são peneirados e enviados a lagoas para sedimentação e equalização de fluxo. Os despejos, aplicados com 1/2 h de descanso para cada 3 1/2 h de aplicação a uma taxa de 2,5 cm/d, excediam a capacidade de infiltração do solo o que redundava em quantidade substancial de água de escoamento que, novamente bombeada, acarretou problemas de inundação e proliferação de mosquitos. Em 1973 esse problema foi resolvido satisfatoriamente pela implementação de mais 60 ha de área para irrigação.

— Irrigação com aspersores portáteis.

Este sistema é aplicado em Tri Valley Growers, indústria de processamento de tomates, localizada perto de Stockton, Califórnia. A área destinada ao tratamento é de 70 ha, dos quais 30 estão cobertos com grama-d'água e 40 com grama "sudan". O equipamento portátil de aspersão, consiste de tubos troncos, de alumínio, de 400mm e de tubos laterais de 100mm, com aspersores em forma de greide. Embora o sistema seja portátil, ele é operado como os do tipo conjunto maciço, apenas modificando a posição dos tubos laterais no fim de cada estação. O pré-tratamento dos despejos consiste de peneiração grosseira, lagoa de equalização e sedimentação mais peneiração fina.

— Irrigação por meio de torre de aspersão

É empregada em Stockelay-Van Camp, situada em Fairmont, Minnesota. A aspersão é feita com pressão elevada em torres de 8 m de altura, espaçadas de 150 m.

— Irrigação por inundação

O sistema — empregado pela California Canners and Growers, em Thornton, California — constitui, também, um bom exemplo de irrigação por inundação, porque existem faixas de terra com e sem vegetação. As faixas de terra com vegetação, perfazem 24 ha, plantados com grama-d'água. Os despejos são distribuídos nas faixas de terra por meio de tubos de alumínio em canais. Esse sistema é operado com aspersores rotativos de alta pressão. Até 1973 os despejos eram aplicados de 4 a 6h ininterruptas por dia, sem nenhum período de descanso. A vegetação não era cortada. Desníveis no terreno resultaram em inundação prolongada com grama alta e problemas com a proliferação de mosquitos. Em 1973, com a expansão do sistema e poda periódica da grama, cessaram esses problemas.

— Irrigação por vala e espigão

Este sistema tem sido invariavelmente substituído por irrigação por aspersão. Constitui exemplo do emprego desse sistema, a Green Giant Company, em Buhl, Idaho. Os despejos da industrialização do milho são peneirados e usados como água de irrigação suplementar nas plantações de milho.

Escoamento — O sistema de tratamento dos despejos no terreno por escoamento é bastante flexível e pode ser adaptado para as mais diversas condições geográficas. A Tab. 6.13. fornece uma relação de sistemas operando por escoamento.

Tabela 6.13 — Exemplos de sistemas de tratamento por escoamento

Local	*Vazão* (m^3/d)	*Área irrigada* (*ha*)	*Taxa de aplicação no terreno* (*cm/d*)	*Tipo de solo*
Hunt-Wesson Foods Levis, California	12300	101,2	1,3	Argila com greda
Campbell Soup Co. Chestertown, Maryland	2600	28,3	1,0	Argila
Campbell Soup Co. Napoleon, Ohio	15100	135,6	1,1	Argila gredosa
Campbell Soup Co. Paris, Texas	13200	155,9	0,9	Argila com greda

A Hunt-Wesson Foods, trata, de julho a setembro, 12.3000 m^3/d de despejos do processamento de tomates, além de pequenos volumes de despejos de outros produtos durante o resto do ano. O sistema consiste de uma série de plataformas inclinadas, com diques coletores no pé de cada plataforma. As plataformas foram construídas com uma inclinação de 2,4% e comprimento de 53m. Como o terreno era utilizado para a agricultura, foi necessária uma movimentação de terra superior a 230.000 m^3 em sua adaptação. A aspersão é precedida por peneiração grosseira e a água escoada (cerca de 10% dos despejos) é coletada e escoada para os cursos d'água adjacentes. A eficiência do tratamento em termos de remoção de DBO é excelente, pois seu valor, que nos despejos brutos está entre 400 e 800 mg/l, é reduzido para menos de 12 mg/l.

Os despejos da Campbell Soup Co. em Paris, Texas, foram exaustivamente estudados. O local escolhido para o tratamento era um terreno bastante inclinado e com fortes sinais de erosão. Foi totalmente remodelado em uma rede de plataformas inclinadas com 66 a 100 m de largura e inclinações de 1 a 12%. Estudos posteriores revelaram que a inclinação ótima situava-se entre 2 e 6%.

Os despejos são continuamente aplicados de 6 a 8 h/d, a uma taxa de

0,3 cm/h na parte superior de cada plataforma, seguindo-se um período de descanso igual ao dobro do tempo de aplicação. A água escoada é coletada e encaminhada para um rio. Aproximadamente, 60% dos despejos aplicados são transformados em água de escoamento. A qualidade dos despejos que constituem a água escoada é excelente, conforme se verifica pela Tab. 6.14.

Tabela 6.14 – Eficiência do tratamento por escoamento na Campbell Soup Co., em Paris, Texas

Parâmetros	*Afluente (mg/l)*	*Efluente (mg/l)*
DBO	490,0	8,0
SS	245,0	24,0
N (total)	19,0	3,0
P (total)	8,5	4,0

Observações:

— O sistema escoamento se adapta mais a solos fracamente permeáveis. Os despejos percolam pouco para o subsolo, a maior parte se transforma em água de escoamento ou é consumida pela evapotranspiração.

— É essencial a implantação de uma cobertura vegetal a fim de prover proteção para as plataformas e para as bactérias do solo e, também, para obter remoção satisfatória de nutrientes.

— As pesquisas indicaram que uma grama perene, tolerante à água, como a grama-amarelo-vivo, é adequada para altas taxas de aplicação de despejos.

Infiltração-percolação

Este sistema é caracterizado pela percolação da maior parte dos despejos que eventualmente chegam ao subsolo. O método só é aplicável onde exista terreno altamente permeável, como areia ou greda arenosa.

Não existe uma divisão bem definida entre os sistemas de irrigação anteriormente descritos e o sistema de infiltração-percolação com alta taxa de aspersão. O que existe é taxa de aplicação no terreno variando de 0,2 cm/d a 30 cm/d; por isso, considera-se 15 cm/d como ponto divisório dos dois sistemas. A 15cm/d, o sistema infiltração-percolação, requer cerca

de 24 ha mais uma zona tampão para cada 3800 m³ de despejos aplicados.

A adoção desse sistema de tratamento para despejos da indústria alimentícia, tem sido limitada devido ao alto conteúdo de substâncias orgânicas e de sólidos e, também, à tendência natural de colmatação do solo.

A vegetação é essencial nos sistemas de aspersão em altas taxas, para proteger a parte superior do solo, evitando sua colmatação. No sistema infiltração-percolação, a vegetação exerce pouca influência na eficiência do tratamento. Os fenômenos biológicos, físicos e químicos, operando dentro do solo, são os verdadeiros responsáveis pela eficiência.

Quanto maior for a permeabilidade do solo, mais os despejos deverão se infiltrar para serem tratados. Em terrenos muito arenosos, a profundidade mínima é de 1,5 m.

Na infiltração-percolação, os despejos são aplicados no solo de duas maneiras distintas: bacias de percolação e aspersão em alta taxa. Vários exemplos do emprego desse sistema são encontrados na Tab. 6.15.

Regra para a redução dos despejos das fábricas de conservas

As substâncias retidas nas peneiras e as substâncias sólidas removidas da matéria-prima no processamento das conservas, deverão ser lançadas de modo tal que não entrem em contato com os cursos d'água.

Considerações sobre os métodos de tratamento descritos

Os métodos de tratamento incluem: peneiração, sedimentação com ou sem coagulantes, filtração biológica (especialmente filtros de alta taxa de filtração), lagoas e terrenos para irrigação por aspersão. A irrigação por aspersão depende da existência de terrenos apropriados à plantação de certas árvores ou da existência de outros vegetais propícios à irrigação com despejos preliminarmente peneirados.

As lagoas são usadas, em muitas fábricas, para acumulação de despejos durante o período de fabricação, permitindo sua descarga lenta nos cursos d'água.

A sedimentação primária remove mais sólidos que as peneiras finas, sendo usada quando a clarificação sem remoção de cor for satisfatória. Se a remoção de cor for necessária, a sedimentação deve ser acelerada pela precipitação química com alúmen ou cal e sulfato de ferro. Em cada processo, o lodo — por ser constituído de material putrescível — deverá ser removido continuamente ou em intervalos freqüentes.

Tanto quanto possível, os sólidos devem ser removidos antes que o efluente seja enviado a uma estação de tratamento, com o fim de reduzir sua carga orgânica. Os efluentes do tanque de sedimentação primária ou do tanque de precipitação química, são inadequados para lançamento sem alta diluição. O grande volume de lodo resultante da precipitação química desencoraja a adoção desse processo. O grau de diluição exigido pode ser reduzido pelo emprego de filtros biológicos, seguidos pela filtração em leitos de areia.

Tabela 6.15 – Exemplos de tratamento no terreno por infiltração-percolação

Local	*Aplicação no terreno*	*Vazão (m^3/d)*	*Taxa de aplicação no terreno (cm/d)*	*Tipo de solo*
Tri Valley Growrs, Modesto, California	Inundação	9.500*	3,8	Areia
Hunt-Wesson Foods Bridgeton, New Jersey	Aspersão	11.400	6,4	Areia
H.J. Heiz Co. Salem, New Jersey	Aspersão	4.900	4,0	Areia siltosa
Seabrook Farms Seabrook, New Jersey	Aspersão	53.000	20,3	Areia
Campbell Soup Co. Sumter, South California	Subterrâneo Prof. = 1,5m	13.200	2,3	Areia
Yakima Washington	Aspersão	15.100	3,0	Areia com greda

(*) Os despejos são provenientes da industrialização de tomates, pêssegos e peras, durante os meses de julho a setembro. O sistema de tratamento tem 28,3 ha de bacias para inundação e 8 ha com videiras que são irrigadas com despejos nas taxas normais de aplicação, sem efeito nocivo na qualidade das uvas.

Os filtros biológicos do tipo profundo e de alta taxa de filtração, com carga superior a 7 kg de DBO por m^3 de filtro por dia e os tanques de sedimentação, seguidos pela filtração, podem ter um período de retenção de 75 minutos e uma taxa de transbordamento de 60 m^3 por m^2 de área superficial do tanque.

O processo de lodos ativados não é muito empregado no tratamento dos efluentes das fábricas de conservas, por causa das variações súbitas das características dos despejos.

INDÚSTRIA DA PESCA

Introdução

Pesca-se no mundo, atualmente, cerca de 50 milhões de toneladas por ano, sendo noventa por cento peixes e o restante composto de baleias, crustáceos e moluscos.

De 1850 a 1950, a taxa anual de crescimento da pesca foi de 2,5%. Nas duas últimas décadas esse aumento passou a 5% e a tendência atual é de aumentar consideravelmente essa percentagem.

Uma parte bem significativa dos peixes e mariscos beneficiados, torna-se despejo com alta carga orgânica; como a tendência é de grande aumento da pesca, pode-se esperar um grande aumento de despejos, a menos que sejam convenientemente tratados.

Descrição do processamento do pescado (ver Fig. 6.1)

Pesca

A matéria-prima é obtida por meio da pesca ao longo do litoral. Esta pesca é feita por meio de barcos pesqueiros, pertencentes a médias e pequenas empresas particulares. O peixe é transportado nos porões das embarcações e conservado por meio de adição de gelo.

Transporte do peixe dos barcos para a fábrica

A descarga dos porões é feita pela própria tripulação, através de caixas de plástico, rendondas ou retangulares. As caixas de plástico retangulares, possuem capacidade aproximada de 17,5 kg de peixe e 1 a 2 kg de gelo. Essas caixas são transportadas do cais para a seção de recepção do pescado ou para as câmaras de frio ou, ainda, diretamente para a seção de farinha de peixes, por meio de caminhões ou empilhadeiras.

Recepção

Nesta seção, o peixe é lavado e descamado.

Os despejos industriais produzidos, são originários da lavagem dos peixes e contêm algumas escamas, certa quantidade de sangue e água salgada.

A água utilizada, tanto para lavagem do peixe como na escamação, escoa para a rede de esgotos geral da indústria. A escamação e lavagem do peixe são feitas com água potável ou do mar.

Os peixes traumatizados são também enviados para a seção de farinha de peixe.

Evisceração

É feita por dois processos:

— Os peixes são colocados numa correia transportadora, de fita de aço inoxidável, e transportados para o "disco-corte", onde a cabeça, vísceras e cauda, são separados do corpo; esse processo é acompanhado da lavagem do peixe por jato d'água à alta pressão.

— Os peixes são colocados numa mesa azulejada, eviscerados em água corrente (potável), sendo que a cabeça, vísceras e cauda, são separados manualmente do corpo; esse processo é acompanhado da lavagem do peixe por jato d'água contínuo.

As cabeças, vísceras e caudas, caem automaticamente numa vala com água. Esta, comunica-se com uma peneira rotativa ligada a um helicóide ou a uma caixa de decantação. Os resíduos sólidos aí recuperados são retirados manualmente ou através de uma bomba, sendo enviados à seção de farinha de peixe.

A evisceração constitui uma importante fonte de despejos na indústria do processamento do pescado. Em resumo, nesta fase, aparecem os seguintes despejos industriais:

— os originários da lavagem do peixe, em água corrente sob pressão, simultaneamente com a evisceração; esses despejos escoam para a rede de esgotos da indústria;

— água utilizada para transporte dos resíduos da evisceração.

Salmouração

O pescado é colocado em tanques com capacidade aproximada de 1 m^3. Após permanecer nos tanques por um tempo pré-estabelecido é retirado, lavado e enviado para a seção de enlatamento.

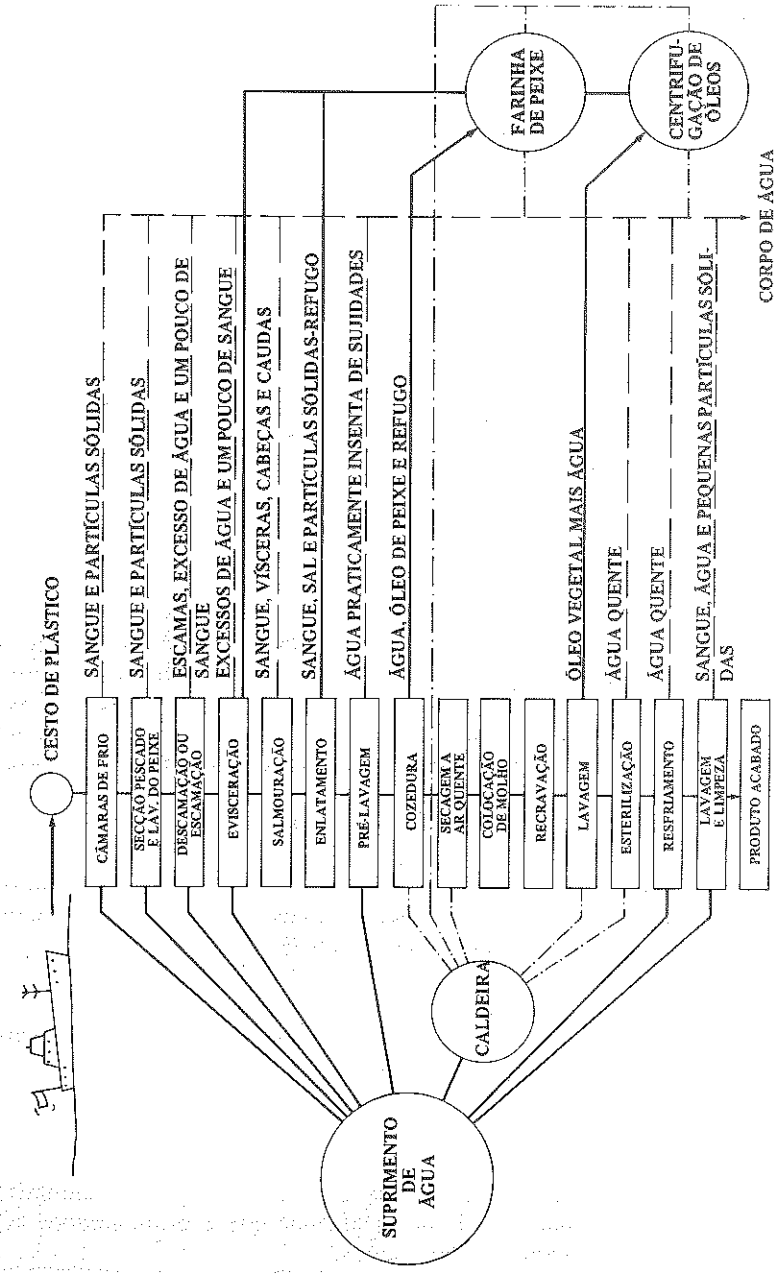


Fig. 6.1 – Origens dos despejos do processamento do pescado

Enlatamento

É processado a cru, isto é, os peixes são colocados dentros dos canecos, manualmente, antes de serem cozidos. A seguir, os canecos são enviados à seção de pré-lavagem.

Pré-lavagem

Nessa seção praticamente não há despejos.

Cozimento

Dá origem a despejos com água, óleo de peixe e refugo.

Secagem por ventilação, colocação de molho e recravação

Essas operações não dão origem a despejos. Após a secagem a ar quente por ventilação, os canecos são enviados à seção de preenchimento de molho, que é executado pela cobertura total dos espaços ainda vazios nos canecos. Via de regra, não há despejo; todo o excesso de molho retorna ao processo. Concluída essa operação, o caneco é conduzido à recravadeiras automáticas onde são colocadas as tampas.

Lavagem

Após a recravação, os canecos são conduzidos, por meio de transportadores, para uma máquina lavadora de canecos por meio de jatos de água quente. O caldo (óleo vegetal mais água) resultante dessa lavagem, é decantado e, em seguida, centrifugado sendo que grande parte do óleo é separada da água. Esses despejos, ainda contêm uma quantidade mínima de gordura vegetal em emulsão. Em alguns casos, esse óleo é lançado diretamente na rede interna de esgotos.

Esterilização e resfriamento

Os canecos já limpos, caem para as grades e são conduzidos às autoclaves para a esterilização, após o que são resfriados naturalmente ou com água. A única poluição nessas operações é a térmica.

Consumo

Concluída a fase de industrialização, os canecos são condicionados em caixas de papelão e enviados para o consumo.

Farinha de peixe (ver Fig. 6.2)

É um produto de grande importância para alimentação de animais, principalmente para a avicultura. Pode-se afirmar que é praticamente indispensável para o balanceamento das rações.

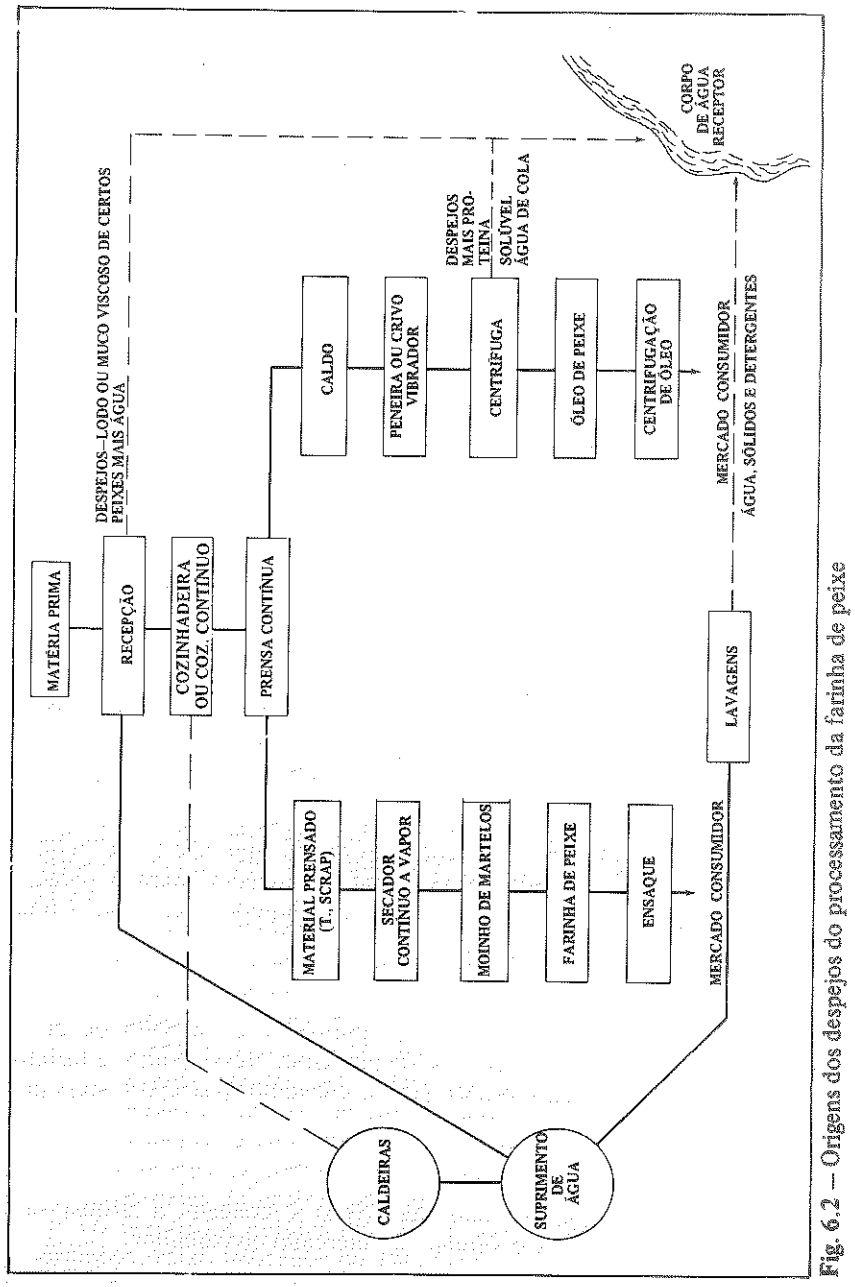


Fig. 6.2 – Origens dos despejos do processamento da farinha de peixe

Matéria-Prima

Pode ser proveniente:

— diretamente do cais, sendo formada de peixes impróprios para o consumo, adquiridos com a finalidade de serem transformados em farinha de peixe; como exemplo, podem-se citar as savelhas, cavalas, sardinhas de qualidade imprópria para o enlatamento, sardinha Lage, etc. Esses peixes são transportados do cais para a seção de farinha de peixe por meio de caminhões ou empilhadeiras;
— peixes muito pequenos, ou muito grandes, traumatizados; peixes inteiros impróprios para conserva;
— vísceras, cabeças e caudas, da seção de evisceração;
— refugos da seção de enlatamento.

Recepção

Os vários detritos transportados por bomba ou por caminhões, são despejados em tanques de onde são conduzidos por helicóide para o cozinhador.

Cozinhadeira

O cozimento é feito em cozinhadeira ou cozedor, continuamente, por aplicação de vapor.

Prensa

Após o cozimento, o peixe é prensado. Os resíduos sólidos prensados (também chamados de bolo, torta, prensado, "tourteau" ou "scrap") constituídos de uma massa com 45 a 50% de umidade, são enviados para o secador contínuo a vapor.

Os resíduos líquidos provenientes da prensa são enviados à seção de peneira ou crivo vibrador, para remoção dos sólidos que não foram retidos na prensa contínua. Esses sólidos são também enviados para o secador contínuo a vapor, ou à seção de recepção e o líquido é enviado a uma centrífuga, ou a uma caixa sifonada.

Secador contínuo a vapor

Recebe os sólidos com umidade das prensas e da peneira ou crivo vibrador, secando-os até cerca de 10% de umidade. Nesse ponto, a farinha de peixe já está praticamente pronta para o consumo, passando antes por um moinho.

Moinho

Trata-se de um moinho de martelos. Após a moagem, a farinha vai, finalmente, para o ensaque e é vendida ao mercado consumidor.

Centrifugação

Nesta operação processa-se a separação do óleo animal (óleo de peixe) do caldo (também chamado de água de cola ou de *stickwater*). A água de cola contém quantidades apreciáveis de proteínas solúveis e pequenos sólidos.

Despejos industriais

Consumo de água

A água é consumida nas seguintes proporções:

— com a higiene dos operários 3%
— no processo:
- caldeiras 9%
- lavagem e descamação 25%
- evisceração 22%
- pré-lavagem 2%
- lavagem dos canecos 6%
- resfriamento 1%
- lavagens da fábrica 32%

A demanda de hora máxima é estimada em 23% do fluxo diário.

Características dos despejos

— *Dados práticos nacionais*

A Tab. 6.16 contém os resultados das análises obtidas com a média aritmética dos valores centrais das medianas de 8 e 10 indústrias de processamento de pescado, existentes no Estado do Rio de Janeiro, realizadas, respectivamente, por um laboratório particular e nos laboratórios da SANERJ.

— *Dados de literatura*

A *National Canners Association* (EUA), patrocinou um estudo sobre a caracterização e tratamento dos despejos provenientes da industrialização das sardinhas e similares. Esses despejos foram divididos em 4 categorias:

— os provenientes das bombas;
— os provenientes das calhas que transportam as vísceras, refugos, caudas e cabeças, no circuito interno da fábrica;
— despejos da conservação do pescado nos barcos (gelo que se funde e se mistura com o muco do peixe);
— despejos do processamento do pescado.

Os resultados obtidos em Maine, nas indústrias de processamento de sardinhas, estão indicados na Tab. 6.17.

Tabela 6.16 – Média aritmética dos valores centrais das medidas dos dados práticos de laboratório particular e SANERJ obtidos com análises dos despejos de 8 e 10 indústrias de processamento de pescado na grande Niterói

Análises	*Resultados*	
	Lab. Part. (8 indústrias)	*SANERJ (10 indústrias)*
Vazão (m^3/10h)	125	120
DBO (mg/1)	4.302	4.135
DBO (kg/d)	538	496
SS (mg/1) SS (kg/d)	1.520 190	10.200 1.224
SE (mg/1) SE (kg/d)	980 123	– –

Tabela 6.17 – Características dos despejos do processamento de sardinhas

Fonte dos Despejos	*DQO mg/1*	*DBO mg/1*	*SS mg/1*	*SE mg/1*	*Vazão 1/s*
Bombas	170 - 340	10 - 340	*	*	50,0 - 63
Calhas	500 - 1400	200 - 1150	400	300 - 360	8,0 - 19
Barcos	800	370	–	–	–
Processamento do pescado	240 - 1700	100 - 2200	100 - 2100	600 - 1340	2,5 - 11

(*) Não constam os despejos provenientes das bombas, pois os peixes são transportados por caminhões ou por empilhadeiras.

Concepção do tipo e grau de tratamento necessário

Os despejos resultantes do processamento do peixe são comumente lançados nos cursos d'água adjacentes sem nenhum tratamento. Isto ocorria, também, com grande freqüência, nos EUA, mas à medida que a legislação antipoluição foi entrando em vigor, essas indústrias tomaram providências para que seus despejos fossem recebidos nas ETEs mais próximas. A literatura norte-americana menciona uma única fábrica de processamento de pescado que trata isoladamente seus despejos antes de lançá-los no corpo receptor.

As dificuldades encontradas no tratamento dos despejos do pescado, são atribuídas, em grande parte, às características dos mesmos: volumes relativamente elevados, DBO e SS de médios a altos, e altos níveis de gorduras e proteínas (se comparados aos níveis dos esgotos domésticos).

Outras dificuldades aparecem devido à variação das vazões em função das estações do ano (a maior ou menor facilidade de se obter matéria-prima) e a rápida biodegradabilidade dos despejos.

Peneiras

Claggett e Wong, estudaram a eficiência da peneiração dos despejos da indústria do pescado. Foram testados dois tipos especiais de peneiras: rotativa e tangencial.

A peneira rotativa possui aberturas com 34 mesh e armação de aço inoxidável. A tangencial possui duas superfícies de peneiras com aberturas de 20 a 40 mesh. Os dois tipos funcionaram com recuperação de sólidos de quase 50%, conforme mostrado na Tab. 6.18.

Centrífugas

Jaegers e Haschke, realizaram uma série de experiências centrifugando os despejos gerais da indústria da pesca, e chegaram à conclusão de que realmente é possível recuperar o muco dos peixes, melhorando, como conseqüência, as condições sanitárias dos corpos de água. Também gorduras e proteínas podem ser recuperadas por centrifugação. Contudo, a centrifugação de todos os despejos é um método de tratamento de alto custo, principalmente devido aos altos investimentos iniciais.

Tabela 6.18 – Remoção de sólidos dos despejos do pescado por peneiras

Tipo de peneira	*Tamanho das aberturas em Mesh*	*SS (mg/1)*	
		Despejos	*Efluente peneirado*
Rotativa	34	4.200	2.400
Tangencial	40	4.500	2.500

Clarificadores

Existem quantidades apreciáveis de óleos e gorduras nos despejos de processamento de alguns pescados, como sardinhas e arenques. Knowlton, determinou que o conteúdo de óleos e gorduras existente nesses despejos, varia de 1.000 a 30.000 mg/l, o que representa índices substanciais, uma vez que nos esgotos domésticos os mesmos situam-se entre 50 e 200 mg/l. Essas substâncias orgânicas flutuam ou permanecem em emulsão. Na maior parte das vezes, essas gorduras vão se aglutinando e sobem para a superfície dos cursos d'água receptores, resultando em sérios problemas de poluição.

Em alguns casos, com aplicação de produtos químicos, pode-se aumentar a taxa de sedimentação dos óleos e gorduras. Limprich, pesquisou a precipitação, por meio da adição de 2,5 g de argila, mais 2,5g de CaO e mais 100mg de cloreto férrico por litro de despejo, conseguindo reduzir a DBO em 70%. Schulz, fez pesquisas similares com 2,5 g/l de CaO e 100 mg/l de $FeCl_3$. Griffen, também afirma que os despejos com índice elevado de gorduras e proteínas podem ser tratados economicamente com CaO. O maior problema com o tratamento químico é a quantidade de lodo formado.

Em alguns casos é recomendada a cloração antes da sedimentação, com a finalidade de evitar problemas de mau cheiro, devido à rápida degradação da matéria orgânica.

Buczowska e Dabaska, obtiveram redução de 32% dos SS e 25% de DBO em apenas duas horas de sedimentação, sem auxílio de agentes químicos. Cerca de 58% da matéria orgânica dos despejos estava em solução ou em suspensão coloidal.

Drangsholt, descreve um método químico de tratar as águas de cola das centrífugas *(stickwater)*. Estas águas são primeiramente aeradas removendo-se, à seguir, o sobrenadante constituído de óleos, gorduras e colóides. Adiciona-se, então, substâncias químicas para levantar o pH e precipitar as proteínas. O efluente final é neutralizado e filtrado em areia ou carvão ativado.

Flotadores

Dreosti, obteve bons resultados com ensaios em laboratório de despejos com SS de até 8.000 mg/l. Suas experiências falharam para concentrações maiores. Dreosti, também recomenda que a flotação seja feita com pequena quantidade de ar, que o tempo de agitação da mistura seja de apenas 1 ou 2 minutos, e que o tempo de detenção mínimo no flotador seja de 5 minutos. O emprego de coagulantes, melhora a eficiência da flotação; infelizmente, Dreosti não menciona quais os coagulantes que foram empregados.

Claggett e Wong, descrevem minuciosamente como foram feitos os ensaios com flotação por meio de pressurização dos despejos. Esses ensaios foram feitos com o uso de coagulantes: $Al(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $Al(OH)_3$, Zetol A (nome comercial para uma cola de origem animal) e CaO. A eficiência da flotação dos despejos gerais, com os coagulantes supracitados variou de 34 a 71%, com relação à remoção dos sólidos totais.

Tratamento biológico aeróbio

Buczowska e Dabaska, chegaram à conclusão de que a relação C:N nos despejos da indústria do pescado, permite o tratamento biológico aeróbio. A taxa de oxidação bioquímica é similar a dos esgotos domésticos mas a nitrificação começa antes e é mais significativa.

Matusky, Lawler, Quirk e Genetelli, dão ênfase, em seu trabalho, de que óleos e gorduras prejudicam a transferência de O_2 no tratamento por meio de lodos ativados.

Czapik, descreve um filtro biológico que ficou entupido, em conseqüência da alta concentração de óleos e sólidos dos despejos de uma fábrica de pescado.

Os japoneses construíram uma estação de tratamento por lodos ativados, especialmente para tratar os despejos da indústria do pescado, obtendo resultados satisfatórios.

Tratamento biológico anaeróbio

Os despejos do processamento do pescado não causam problemas fora do comum, nos digestores, se a maior parte dos sólidos for removida no processamento.

Matusky, afirma que o óleo e os sólidos de peixe são rapidamente digeridos e que o lodo resultante seca facilmente. As taxas de carga no digestor variaram de 1,6 a 5,8 $kg/cm^3.dia$.

No sistema descrito por Hopkins e Einarsson, os despejos clarificados são efetivamente tratados, numa série de tanques sépticos.

7

TRATAMENTO DE DESPEJOS DE LATICÍNIOS

INTRODUÇÃO

A indústria de laticínios constitui uma parcela importante da indústria alimentícia, e sua contribuição material em termos de poluição de águas receptoras é significativa, sendo, portanto, necessário e obrigatório o tratamento prévio de seus despejos líquidos antes do lançamento.

A composição dos efluentes dessas indústrias consiste, principalmente, de quantidades variáveis de leite diluído, materiais sólidos flutuantes (principalmente substâncias graxas) de uma variedade de fontes, detergentes, desinfetantes, lubrificantes e esgoto doméstico. A quantidade e a carga poluente das águas residuárias das indústrias de laticínios variam bastante, dependendo sobretudo da água utilizada, do tipo de processo e do controle exercido sobre as várias descargas de resíduos.

A variedade de produtos dessas indústrias é grande, abrangendo desde o processamento do leite ou queijo até uma complexa flexibilidade de multiprodutos, tais como: requeijão, cremes, sorvetes, iogurtes, leite em pó, leite condensado, etc.

Desde que muitas das indústrias são pequenas e localizadas em regiões adjacentes a municipalidades, e em face de ser a maior parte dos seus despejos altamente biodegradável e compatível com os efluentes das redes de esgotos municipais, seria uma boa prática o seu lançamento nestes sistemas. Entretanto, como a grande maioria de nossas cidades não possui o tratamento de esgotos, esta alternativa deve ser colocada de lado, por enquanto, restando somente a possibilidade do tratamento pela própria indústria.

PROCESSAMENTO, ORIGEM E NATUREZA DOS DESPEJOS

A determinação das fontes significativas de despejos de indústrias de laticínios, requer um perfeito entendimento do processamento dos produ-

tos fabricados, das várias operações unitárias envolvidas e dos seus potenciais como fonte de águas residuárias, materiais sólidos do leite, etc.

Com o auxílio de diagramas de blocos, as várias operações no processamento do leite para obtenção dos seus produtos, bem como a origem e a natureza dos despejos podem ser facilmente visualisados na Figura 7.1.

O recebimento e estocagem do leite são comuns para todas as unidades de produção. Outras operações que se aplicam a todos os outros subprodutos, incluem a utilização de centrífugas (para clarificação, separação e/ou padronização), pasteurização, enchimento e distribuição.

No processamento do leite, as operações geradoras de despejos significativamente poluentes são: lavagem e desinfecção de equipamentos (tanques, dornas, centrífugas, pasteurizador-homogeneizador, tubulações, etc), quebra de embalagens contendo leite, perdas nas enchedeiras e lubrificação dos transportadores. Nessa fase do processo, os despejos são constituídos principalmente por leite, materiais sólidos do leite, detergentes, desinfetantes e lubrificantes.

Para a obtenção do creme, o leite, após o recebimento e estocagem, é enviado a uma centrífuga onde é feita a separação creme-leite. O leite desnatado obtido é utilizado na fabricação do queijo, iogurte e leite condensado. O creme de leite obtido passa por uma mistura, sendo, a seguir, pasteurizado e homogeneizado.

Todas as operações (com exceção do resfriamento) dão origem a despejos de mesma natureza daqueles oriundos do processamento do leite.

Na fabricação do queijo, o leite desnatado sofre um processo de coagulação através de enzimas. Desta maneira, a emulsão é quebrada, obtendo-se uma parte sólida (coágulo) e uma parte líquida (soro), esta se constituindo no resíduo que causa maior preocupação pela sua significativa taxa de matéria orgânica. Além do soro, as águas residuárias da área da queijaria, contêm coágulos, leite, detergentes, desinfetantes, e seu pH é mais baixo do que no processamento do leite e do creme, em virtude da formação de ácido láctico pela ação de microrganismos.

Da mesma maneira, os despejos oriundos da fabricação de iogurte, possuem caráter ácido, pois também sofrem um processo fermentativo. Além disso, no caso do iogurte são feitas adições, tais como polpa de frutas, essências, açúcar, leite em pó, etc. que são responsáveis pela produção de despejos mais concentrados em matéria orgânica.

A produção de leite condensado é simplesmente um processo de concentração de leite e seus despejos possuem, basicamente, a mesma composição da usina de leite, embora mais concentrados. O mesmo acontece com a produção de leite em pó, onde as águas residuárias são resultantes das lavagens dos equipamentos impregnados do pó.

O uso de sistemas fechados de recirculação para águas de resfriamento, contribui no sentido de diminuir o volume do despejo a ser enviado ao tratamento, além de diminuir o seu gasto diário, principalmente em locais de pouca disponibilidade de água.

CARGAS POLUENTES DOS DESPEJOS DE LATICÍNIOS

Até bem pouco tempo, a maior parte das informações relativas a esses despejos, limitava-se à DBO e sólidos suspensos. Muito poucas informações sobre pH, gordura e outros componentes, tais como fosfatos, cloretos e compostos sulfurados eram disponíveis.

A DBO e a DQO dos despejos de laticínios variam bastante em função do produto fabricado, já que diferentes quantidades de oxigênio são necessárias para a oxidação de diferentes constituintes do leite, tais como gorduras, carboidratos e proteínas.

Na Tab. 7.1 é apresentada a composição média do leite e de vários de seus produtos, além dos componentes minerais e valores das viscosidades.

Na Tab. 7.2, são apresentados os valores de DBO de vários produtos de laticínios. Deve-se ressaltar que os maiores valores de DBO_5 verificados são referentes aos produtos mais viscosos, tais como creme e sorvete, que são mais difíceis de serem drenados dos equipamentos e das linhas de processo. Na Tab. 7.3, estão citados os valores de DBO_5 para vários constituintes do leite.

A carga dos despejos de laticínios é freqüentemente dada em ppm de DBO, sem relacioná-la com o volume total do despejo ou com a quantidade de leite processado. Entretanto, recentemente, tem-se preferido relacionar a DBO_5 com a quantidade de leite processado ou produto produzido. Esta relação é conhecida como "coeficiente de DBO_5".

Tabela 7.1 – Composição média do leite e subprodutos (em 100g)

Produto	*Gordura (g)*	*Proteína (g)*	*Lactose (g)*	*Ácido láctico*	*Sólidos orgânicos totais*	*Ca (mg)*	*P (mg)*	*Cl (mg)*	*Ingredientes orgânicos adicionados*
Leite desnatado	0,08	3,5	5,0	–	8,56	121	95	100	–
Leite integral	3,0	3,5	4,9	–	13,1	118	93	102	–
Creme grosso	40,0	2,2	3,1	–	45,3	75	59	38	–
Leite com chocolate	3,5	3,4	5,0	–	18,5	111	94	100	sacarose 6% chocolate sólido/1%
Manteiga batida	0,3	3,0	4,6	0,1	8,0	121	95	103	–
Iogurte	3,0	3,5	4,0	1,1	10,5	143	112	105	frutas, aromas
Leite condensado	8,0	7,0	9,7	–	27,0	757	205	210	–
Sorvete	10,0	4,5	6,8	–	41,3	146	115	104	açúcar, 15%
Soro (fresco)	0,3	0,9	4,9	0,2	6,3	51	53	95	–
Soro de requeijão (ácido)	0,08	0,9	4,4	0,7	6,1	96	76	95	–

Tabela 7.2 – Valores citados em literatura para DBO de vários produtos de laticínios

Produtos	*Porcentagem de sólidos orgânicos*	*DBO_5 (ppm) Faixa de variação*	*DBO_u* (mg/l)*
Leite desnatado	8,2	40.000-73.000	82.000
Leite integral	11,7	84.350-125.000	117.000
Creme – 40%	44,9	399.000	449.000
Leite concentrado (2:1)	26,2	208.000	262.000
Sorvete	34,0	292.000	340.000
Manteiga batida	6,8	55.000-72.000	68.000
Soro (fresco)	6,0	25.000-120.000	60.000

(*) Assumindo oxidação de 100% da matéria orgânica (DBO_u = DBO total).
Fonte: Relatório da EPA 12 060 EGU, março 1971.

Tabela 7.3 – Valores de DBO para vários constituintes do leite e seus despejos

Constituintes	*$kgDBO_5/kg$ do componente*
	Média
Lactose	0,65
Glucose	0,66
Ácido lático	0,63
Gordura do leite	0,89
Proteína do leite	1,03
Caseína	1,04
Hidrocolóides	
Alginato de sódio	0,36
Carboximetil – Celulose	0,30
Detergentes	
Sabão	1,43
Alquil-Benzeno-Sulfonato	0,02

Fonte: Relatório da EPA 12.060 EGU, Março 1971.

Outro parâmetro importante na caracterização do despejo é a relação entre os volumes do despejo e do leite processado ou do produto produzido. Esta relação denomina-se "coeficiente de despejo volumétrico". Na Tab. 7.4 apresenta-se um sumário dos valores destes coeficientes.

Tabela 7.4 – Faixas de variação para coeficientes de despejo

Produtos fabricados	*Coeficiente de despejo volumétrico (kg/kg de leite processado)*	*Coeficiente de DBO_5 ($kg\ DBO_5$/1000 kg de leite*)*
Recebimento do leite	4,6-12,5	0,2-4,8
Leite	1,5-18,6	1,1-22,0
Manteiga	1,4-8,3	0,8-2,1
Queijo	0,3-5,1	0,2-4,1
Leite condensado	1,2-2,3	1,0-1,9
Leite em pó	0,8-11,5	0,6-12,3
Leite, Requeijão, Sorvete	0,8-1,2	0,6-0,9
Vários produtos	1,1-6,8	1,3-3,2
Variação	0,3-18,6	0,02-22,0

(*) ou equivalente em leite recebido.

Além do volume e da DBO, existem outras características das águas residuárias de indústrias de laticínios que têm importância significativa no tratamento dos despejos: sólidos em suspensão, sólidos totais, sólidos orgânicos voláteis, pH, temperatura, constituintes inorgânicos, detergentes, desinfetantes e produtos químicos usados como lubrificantes. Entretanto, as informações disponíveis sobre estas características são poucas.

Os valores de sólidos suspensos voláteis, suspensos totais e sólidos totais, juntamente com a DBO e o pH, podem ser vistos na Tabela 7.5. Deve-se notar que os valores de sólidos suspensos são menores (com exceção de um único valor) que os valores da DBO. Outra observação que deve ser feita é que a maioria dos sólidos suspensos são sólidos suspensos voláteis ou de natureza orgânica. O aumento na matéria não orgânica nos sólidos totais, poderia refletir a contribuição de materiais não orgânicos tanto nos detergentes quanto nos desinfetantes.

Quanto ao pH, observa-se que varia desde 4,4 até 9,2. Pode-se notar que ele varia muito pouco com o tipo de produto produzido. O fator que mais afeta o valor do pH do efluente é o tipo de detergente e desinfetante utilizados na limpeza.

Muito poucos estudos foram feitos sobre a temperatura de efluentes de laticínios. Entretanto, através de levantamentos bibliográficos podemos verificar que ela varia de 19°C até 43°C. Um perfeito controle do uso de água em lavagens, poderá reduzir em até cerca de 10°C a temperatura máxima.

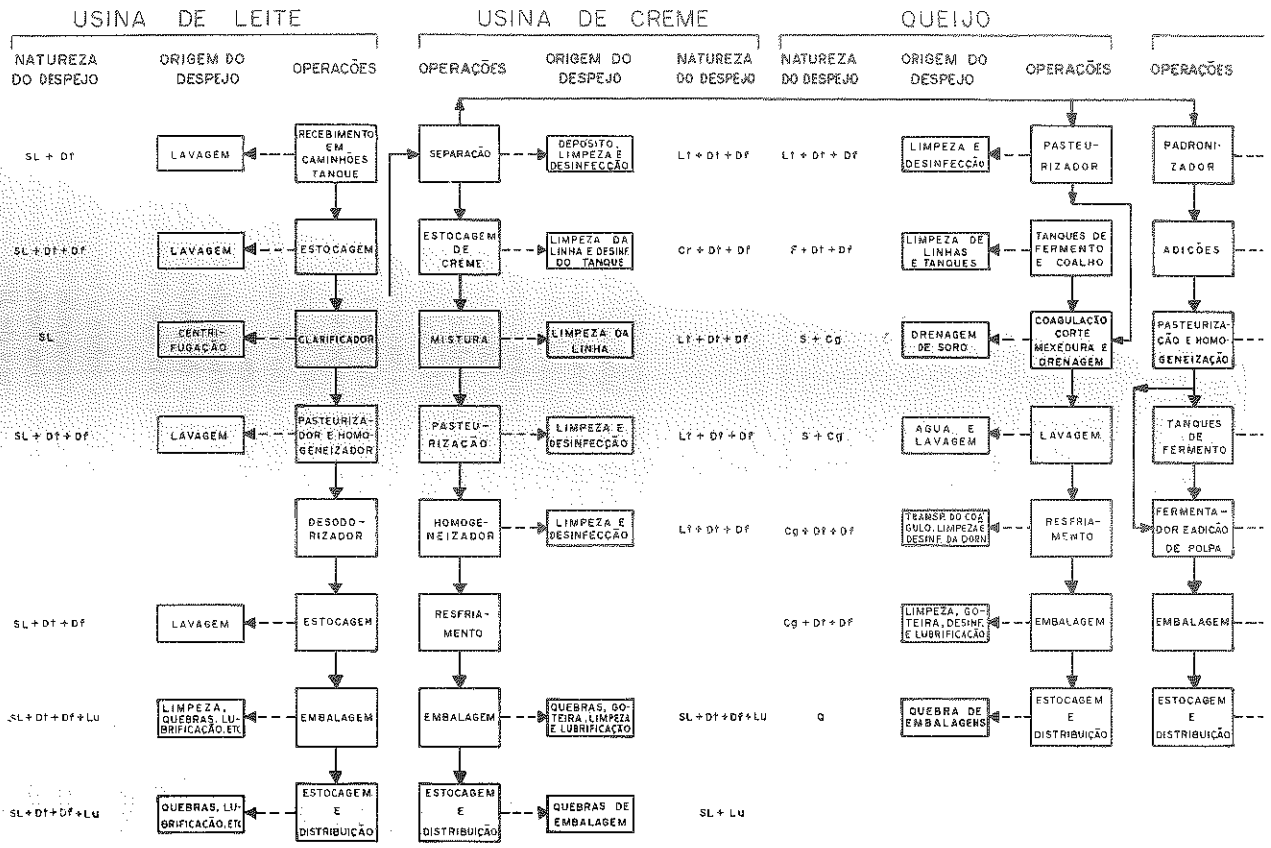


Fig. 7.1 – Fluxograma do processamento, origem e natureza dos despejos de indústrias de laticínios

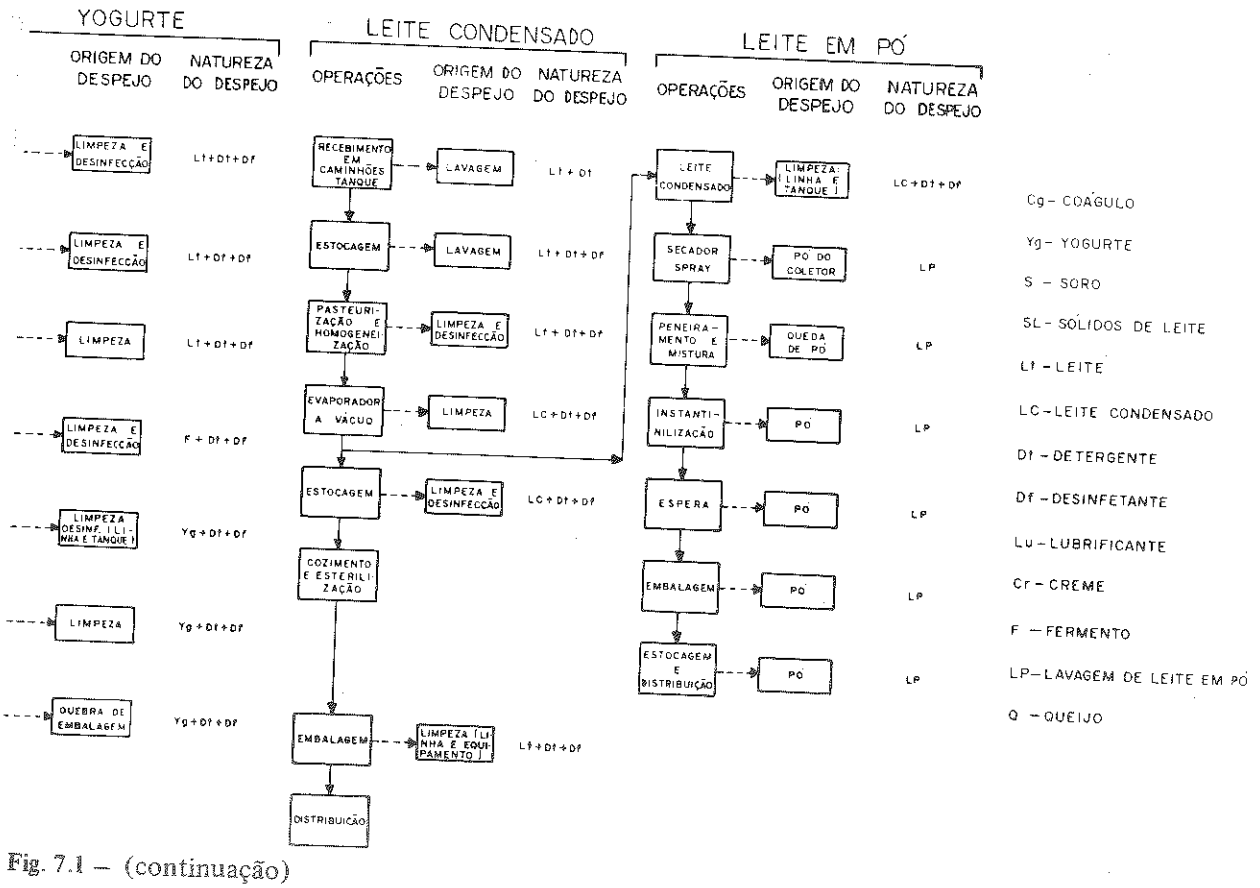


Fig. 7.1 – (continuação)

Tabela 7.5 – Valores de literatura para DBO, sólidos e pH de despejos

Autor		Produto	Valores para: (mg/l)					pH
			DBO	Sólidos suspensos	Sólidos suspensos voláteis	Sólidos voláteis totais	Sólidos totais	
Gauchmen	(1940)	Queijo	13.760	4.500	–	–	–	8,0
Hatch	(1940)	Queijo	775	–	–	–	1.246	6,7
McKee	(1957)	Queijo	1.890	396	560	2.698	4.516	5,7
Schweizer		Queijo	1000-2700	–	–	–	1500-8500	7,1-7,4
Sarka e col.	(1970)	Queijo	1.045	306	–	1.391	2.192	8,4
Gauchmen	(1940)	Manteiga	3.760	–	–	–	5.300	7,6
Hatch	(1940)	Manteiga	1.246	–	–	–	2.242	7,7
Morgan	(1957)	Manteiga	3.030	–	1.360	1.740	–	–
Schweiger	(1968)	Manteiga	250-1700	–	–	–	700-4000	7,6-8,3
Sarka e col.	(1970)	Manteiga	873	354	–	763	1.158	8,1
Hatch	(1940)	Leite Condensado	1.291	–	–	–	2.793	7,8
Morgan	(1957)	Leite em pó	2.150	–	500	1.199	–	–
De Martin	(1946)	Secagem de Soro	15	24	17	57	156	7,7
			574	67	44	166	450	–
			623	6	–	102	135	7,2
Montagne	(1940)	Leite	545	–	–	–	797	7,3-8,1
Has Further	(1949)	Leite	1.010	250	230	1.320	1.340	7,9
Anderson	(1968)	Manteiga, Leite em pó	3.060	1.322	–	–	3.182	4,4
Walgren	(1966)	Queijo, Manteiga	780	–	–	1.130	2.300	5,3-9,2
Bloodgood	(1947)	Produtos em geral	548	–	–	–	863	8,0
Lawton e col.	(1959)	Desconhecido	4.790	1.025	998	3.800	5.450	5,6
			4.310	1.040	910	4.740	6.490	4,8
			1.280	361	303	1.350	2.280	6,8
			1.241	619	561	1.240	2.653	6,4

Fonte: Relatório da EPA 12.060 EGU, março, 1971.

Não existe nenhuma literatura mencionando lubrificantes como fonte significativa de poluentes da indústria de laticínios. Entretanto, alguns lubrificantes, embora tenham baixos valores de DBO, podem contribuir com uma relativa toxidez ao despejo.

Os detergentes usados na limpeza de linhas e equipamentos comportam-se da mesma maneira que os lubrificantes. Além disso, são responsáveis pela elevação do pH do despejo.

Pouco se sabe do comportamento dos desinfetantes em despejos de laticínios, mas eles são em sua grande maioria constituídos de cloretos e podem ser uma fonte significativa de materiais tóxicos. Os desinfetantes podem incluir os cloretos, iodetos, compostos de amônia, ácidos e fenóis.

As variações das características dos efluentes de indústria para indústria, fazem com que se tenha de estudar cada uma individualmente para se obter as informações para projeto e operação de sistemas de tratamento dos despejos.

TÓPICOS A SEREM OBSERVADOS AO ENFRENTAR O PROBLEMA DE TRATAMENTO DOS EFLUENTES

A minimização do volume e da carga poluidora dos despejos é ponto fundamental no que diz respeito às dimensões finais do sistema de tratamento. Isto pode ser conseguido utilizando-se de boa tecnologia, de imaginação e de muitas tentativas. Algumas recomendações neste sentido são apresentadas a seguir:

— segregação da maior parte dos despejos em condutos separados, quando necessário, incluindo-se nos projetos de todas as novas indústrias e naquelas que sofreram remodelações;
— recirculação da água não poluente (resfriamento, etc.);
— aproveitamento das primeiras águas de lavagem dos tanques e das linhas, bem como das operações de limpeza, para as operações de partida e de parada da unidade pasteurizadora;
— redução da concentração de substâncias empregadas nas operações de limpeza ("CIP" - *cleaning in place*) e desinfecção. Esta redução pode ser conseguida utilizando-se um sistema automático de limpeza provido de controle de concentrações de detergentes e de desinfetantes;
— utilização da última água de lavagem como água de reposição para desinfecção e/ou limpeza inicial;
— recolhimento do material derramado nas enchedeiras e o proveniente da quebra de embalagens, em tanque para essa finalidade;
— coleta e regeneração de lubrificantes;
— disposição adequada de soro.

Além dessas recomendações, não se deve deixar de lado a alternativa da utilização dos despejos para outros fins rentáveis, tais como:

— produção de proteínas;
— alimentação de porcos;
— transformação (através de fermentação) em substâncias comercializáveis.

CONTROLE DE POLUIÇÃO NO PROCESSO PRODUTIVO

Devido a razões higiênicas, há relutância em se reutilizar as águas residuárias de laticínios. Porém, em decorrência do elevado investimento nos sistemas de tratamento, é sempre conveniente implantar na indústria certos sistemas de trabalho, medidas e precauções que visem a minimização dos volumes e das cargas poluidoras.

As fontes principais que contribuem para um aumento na vazão e carga poluidora são os transbordamentos, perdas acidentais, lavagem de latões de leite, drenagem de equipamentos, tanques de armazenamento, centrífugas, cubas, etc. A causa destas ocorrências poderá ser a pequena capacidade dos equipamentos para a utilização a que se destinam; neste caso, pode-se obter alguma melhora com a instalação de controladores de nível ou coletores apropriados. Com relação à lavagem de latões, pode-se

providenciar coletores de respingos colocados ao lado do lavador, os quais, junto com a primeira água de lavagem, são encaminhados para disposição ou tratamento em separado.

As perdas ocasionadas por drenagem de equipamentos, podem ser recolhidas e reaproveitadas, conforme sua qualidade, na produção de rações ou como suplemento alimentar animal.

As águas de resfriamento devem ter destinação separada e, se possível, recirculadas.

Outras regras são também úteis: práticas de controle de uso da água, práticas de redução na concentração de substâncias usadas nas operações de limpeza, desinfecção, segregação dos despejos conforme suas características, desenvolvimento de programas de manutenção dos equipamentos e linhas de processo objetivando manter num mínimo as perdas por vazamento (muito comuns em tubulações, válvulas e selos de bombas), conscientização do pessoal, etc.

Pode-se notar, então, a partir das informações acima, que o controle de poluição já começa no próprio processamento industrial e está até ligado ao pessoal da produção. Somente após se esgotarem todas as oportunidades de um controle de poluição no processo produtivo (*in plant control*) é que se deve pensar em tratar os despejos restantes.

TRATAMENTO DE DESPEJOS DE LATICÍNIOS

O tratamento dispensado às águas residuárias de indústrias de laticínios é, em sua grande maioria, do tipo biológico. A função de um processo de tratamento biológico é remover a matéria orgânica do efluente industrial através do metabolismo de oxidação e de síntese das células. Este tipo de tratamento é o normalmente usado em virtude da grande quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável, presente em sua composição.

Os processos biológicos são caracterizados de acordo com a maneira como se dá o contato da matéria orgânica com a microflora e a presença ou ausência de oxigênio molecular. Os processos aeróbios são os universalmente usados para o tratamento de despejos de laticínios. Os sistemas mais utilizados neste tipo de tratamento são:

— lodos ativados;
— filtros biológicos.

São também referidos em literatura os seguintes métodos de tratamento e disposição:

— lagoas de estabilização tanto facultativas como aeradas;
— valos de oxidação;

— disposição sobre o terreno, irrigação por aspersão;
— digestão anaeróbia;
— exportação de despejos.

Algumas operações preliminares são também citadas:

— gradeamento;
— equalização de vazões;
— remoção de óleos e gordura;
— tratamento químico;
— sedimentação primária.

O método de tratamento a ser empregado por qualquer indústria dependerá de diversos fatores, entre eles o volume e a carga do despejo, o tamanho da unidade industrial, sua localização e o tipo de produtos produzidos, existência ou não de estação de tratamento dos esgotos domésticos da municipalidade, da legislação local e estadual e, finalmente, razões econômicas limitantes.

A seguir, são feitas algumas considerações sobre os sistemas de tratamento citados. Qualquer que seja, no entanto, a escolha do tipo de tratamento, é sempre importante cuidar para que o soro tenha destinação à parte.

Pré-tratamento e tratamento primário

Tais tratamentos dependem essencialmente das características tanto dos despejos como do sistema de tratamento biológico a ser adotado. Sua função é minimizar os efeitos de cargas de choque em estações tipo lodos ativados e filtros biológicos.

O processo de gradeamento é empregado para remoção de coágulos de leite em fábricas de queijo, sendo a equalização de vazões empregada especialmente em indústrias de laticínios onde o período de trabalho é curto, ou onde os despejos são intermitentes.

Fábricas que empregam soluções alcalinas fortes, uma vez ao dia, na limpeza dos equipamentos, podem utilizá-las para manter o pH do despejo dentro de uma faixa desejada e que não interfira no tratamento biológico. O processo de sedimentação é normalmente usado para a remoção dos sólidos suspensos, existindo referências para dimensionamento de decantadores, principalmente secundários, com um tempo de detenção substancialmente maior do que o empregado nos decantadores convencionais (em decorrência da formação de flocos biológicos leves).

Os óleos e gorduras, removidos, em geral, pelas caixas de gordura ou equipamentos de flotação mais sofisticados (que retiram também parte dos óleos emulsionados, aumentando a eficiência de tratamento), devem ter destinação apropriada, sendo encaminhados para reaproveitamento ou para aterro sanitário.

O tratamento químico, através da utilização de sulfato de alumínio e óxido de cálcio (e mesmo sais de ferro) produzindo-se flocos que são passíveis de sedimentação, reduz a DBO dos despejos em cerca de 85%. Todavia, suas restrições devidas ao custo elevado e a dificuldade de disposição do lodo formado são grandes.

Processo de lodos ativados

É um dos processos mais utilizados para o tratamento de águas residuárias de laticínios. Neste sistema, uma alta concentração de microrganismos é mantida no tanque de aeração, através do retorno de lodos, o que reduz o tamanho total do reator biológico. A massa microbiana produzida é então separada do efluente tratado no sedimentador secundário.

Variantes do processo convencional de lodos ativados estão esquematizadas nas Figuras 7.2 a 7.4.

Informações bibliográficas dão uma faixa de DBO_5 afluente desde 800 até 3500 mg/ml com uma eficiência de remoção de 73 a 99,3%. A concentração de sólidos voláteis em suspensão no tanque de aeração (SSVTA ou

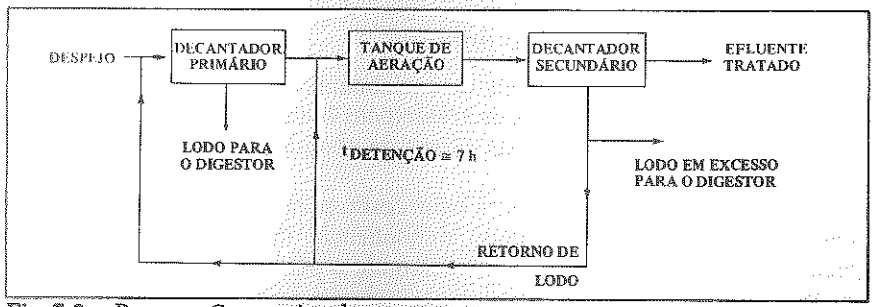


Fig. 7.2 – Processo Convencional

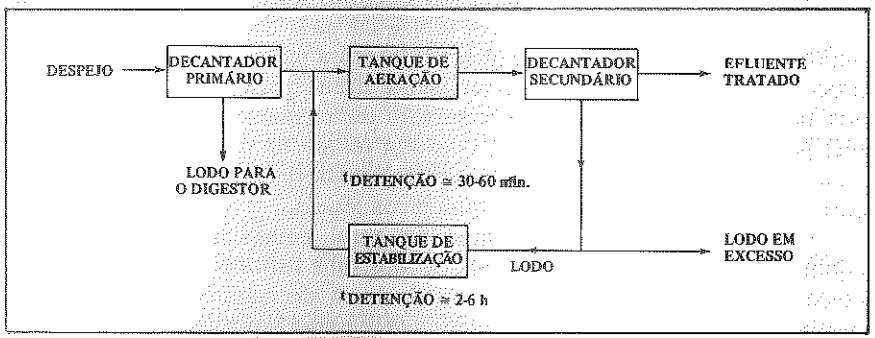


Fig. 7.3 – Estabilização por Contato

MLVSS) oscila na faixa de 3000 a 4000 mg/l. Os tempos de detenção podem ser vistos nos esquemas. O fenômeno de intumescimento de lodo é freqüente o que causa substanciais acréscimos na DBO do efluente final.

Os efeitos tóxicos e as variações de pH derivados dos desinfetantes e detergentes utilizados são abrandados quando do uso de sistemas de mistura completa e aeração prolongada.

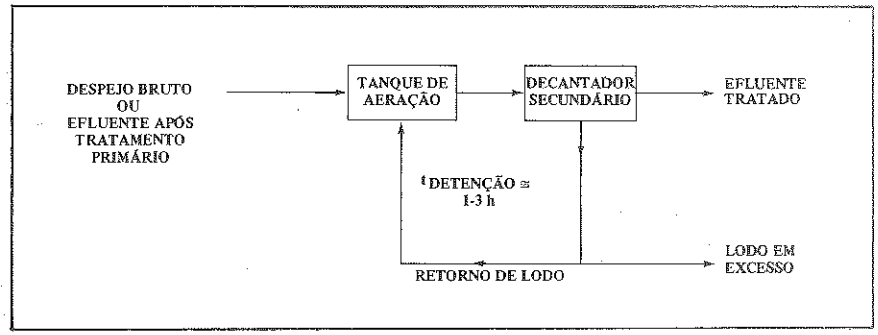


Fig. 7.4 – Mistura Completa

A equação sugerida para o processo seria:

$$\frac{(So - Se)}{X_{v,a}\ t} = k\ (Se - Sn)$$

onde:
So = DBO solúvel na alimentação do reator;
Se = DBO solúvel do efluente;
Xv,a = concentração de sólidos em suspensão voláteis no reator;
t = tempo de residência (ou detenção).
k = constante relativa à taxa de remoção de substrato;
Sn = concentração de material não biodegradável.

Os valores dos diferentes parâmetros de projeto: k e mais os relacionados a utilização de oxigênio e crescimento do lodo devem ser determinados a partir de experimentos em escala de laboratório e escala piloto. A metodologia de determinação de tais parâmetros está descrita em Centurion & Gunther (1976).

Valos de oxidação

Este sistema tem mais aceitação na Europa. Na verdade, é uma extensão do processo de lodos ativados, onde a câmara de aeração toma formato

particular e os rotores de aeração são de eixo horizontal. O sistema pode operar contínua ou descontinuamente, sendo que no primeiro caso há a necessidade de um decantador secundário. Altas concentrações de sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração (SSVTA), podem ser atingidas neste processo, excedendo até 4000 mg/l.

Resultados da Cetesb no projeto e operação de um valo de oxidação piloto na cidade de Santa Branca, SP, para tratamento de despejos de entrepostos leiteiros, mostraram eficiência, em termos de redução de DBO, desde 72 até 81%, com tempos de detenção variando de 1 a 3 dias para uma taxa de aplicação de 233g DBO_5/m^3, apesar de problemas ocorridos na descontinuidade de entrada de efluentes e formação de lodo leve e de difícil sedimentação.

Filtros biológicos

Um filtro biológico convencional bem projetado e operado, poderá reduzir em 65% a DBO dos despejos de laticínios. As unidades principais que o compõem são: tanque de equalização, filtro biológico propriamente dito e decantador secundário. Já a filtração biológica com recirculação, pode apresentar uma eficiência mais elevada. Alguns cuidados, no entanto, são úteis: unidade de remoção de substâncias flotáveis antes do filtro, equalização prévia dos despejos com sistema de aeração para evitar fermentação ácida.

As informações obtidas a respeito do desempenho detalhado de filtros biológicos é controvertida, sendo portanto recomendável, no caso de projetos, efetuar ensaios prévios confirmativos.

Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são grandes reservatórios rasos, delimitados por diques ou por diques e taludes de corte. Nelas ocorrem processos naturais sob condições parcialmente controladas, havendo, em conseqüência, uma redução da matéria orgânica inicial.

Há referências ao emprego de dois tipos para tratamento de águas residuárias de laticínios: lagoas de estabilização facultativas e lagoas de estabilização mecanicamente aeradas, cujos aeradores mecânicos utilizados substituem o oxigênio que no primeiro caso é produzido pelas algas.

Para sistemas de tratamento desse tipo, é sempre importante proceder-se a ensaios em escala de laboratório seguidos de ensaios em escala-piloto e então, a partir dos parâmetros obtidos, projetar-se o sistema de tratamento definitivo. Não há referências a taxas de aplicação, somente informações de que cada caso deve ser estudado em separado.

Digestão anaeróbia

O tratamento anaeróbio é muito aplicado em outros países, principalmente em pequenas indústrias.

Na biodegradação anaeróbia, a lactose passa rapidamente a ácido lático e o pH baixa. A eficiência do processo, em termos de redução de DBO, é pequena. Numa segunda fase, durante a fermentação metânica, os ácidos orgânicos produzidos passam a metano e dióxido de carbono. A DBO é então removida do sistema como um gás. Se as duas etapas atingirem um estado de equilíbrio, consegue-se controlar bem o sistema. Na realidade, os processo anaeróbios são encarados como um tratamento parcial e a qualidade do efluente deixa muito a desejar. A eficiência do sistema chega aproxidamente a 50% na remoção de DBO com tempo de detenção de 4 dias. O sistema é afetado por cargas de choque, assim como pelas variações de temperatura e desinfetantes que contêm substâncias tóxicas.

Irrigação

Pequenas indústrias localizadas em fazendas ou áreas despovoadas, podem dispor seus efluentes por meio de irrigação por sulcos ou por aspersão, se existir o tipo adequado de solo e a área requerida. O sucesso do método depende da aplicação de taxas apropriadas obtidas através de ensaios ou experiências anteriores, da efetividade de um pré-tratamento e da manutenção do terreno em cultura permanente. A rotação das áreas de aplicação, permitindo que o despejo penetre no solo antes de uma segunda operação, também é sugerida. As desvantagens principais são a produção de odores, a estagnação dos despejos em charcos e a produção de moscas. Em contrapartida, a implantação e a operação têm baixo custo e a eficiência é alta.

Exportação de despejos

Fábricas pequenas, localizadas próximas de cidades ou aglomerados urbanos, muitas vezes podem resolver seus problemas imediatos com a exportação dos efluentes para outros locais. Evidentemente, o problema é somente transferido de um ponto para outro, sendo, desse modo, necessário prever um meio de disposição final. Geralmente, um tanque é montado sobre um caminhão ou reboque com capacidade suficiente para transportar o volume diário de despejos, o qual, por exemplo, poderá ser usado como complementação na alimentação de suínos.

Outros métodos

Outros meios de disposição ou mesmo polimento do efluente antes do lançamento final são ainda possíveis, tais como: tratamentos químicos com sais de ferro ou alumínio, filtração, eletrodiálise, osmose reversa, etc. O elevado custo e o lodo para disposição, todavia, são fatores desencorajadores e a não ser que se obtenham subprodutos rentáveis derivados do tratamento, que proporcionem retorno parcial do capital investido, deve-se preferir outros métodos.

Disposição do soro

O soro, oriundo da fabricação de queijo e manteiga, constitui um dos maiores problemas para o sistema de tratamento de resíduos líquidos de laticínios, pelo seu elevado poder poluidor. Sua grande concentração de matéria orgânica e deficiência de nitrogênio, dificulta enormemente sua estabilização pelos métodos convencionais de tratamento biológico. As proteínas solúveis, aminoácidos, vitaminas e sólidos de leite contribuem também para este fato.

A utilização econômica do valor nutritivo do soro e seu reaproveitamento é a melhor opção, sendo indicados os seguintes processos de disposição: alimentação de animais (principalmente suínos), concentração e secagem, fermentação, osmose reversa, ultrafiltração, eletrodiálise, produção de lactose e proteínas. A decisão mais conveniente teria, então, de levar em conta os custos envolvidos.

8

MATADOUROS E FRIGORÍFICOS

DESCRIÇÃO DOS PROCESSOS E OPERAÇÕES

Sala de matança bovina

Os bovinos, uma vez selecionados nos currais e após serem banhados por um chuveiro, são levados ao boxe de atordoamento. Conforme a capacidade horária de matança do estabelecimento, poder-se-á utilizar dois ou mais boxes.

Uma vez atordoado, o bovino é içado por guincho especial e levado à área do vômito. Feita esta operação e colocado em trilhos aéreos mecanizados, o bovino é novamente banhado por um chuveiro automático, com a finalidade de remover o vômito.

Após deixar escorrer a água de lavagem por 60 segundos aproximadamente, o bovino é encaminhado à área de sangria, que é realizada pela seção dos grandes vasos do pescoço, à altura da entrada do peito. O sangue é recolhido em canaleta própria para este fim. Após o escoamento total, os chifres são serrados, utilizando-se serra elétrica apropriada.

Desde o chuveiro automático até a entrada das câmaras de resfriamento, o bovino é conduzido por uma nória especial, totalmente mecanizada nos trilhos aéreos de tal forma que permita distanciamento adequado para impedir o contato de um bovino com outro, a fim de evitar eventuais contaminações.

Após as operações preliminares, o bovino é encaminhado à área de esfola, que poderá ser do tipo esfola aérea.

A esfola do animal suspenso em trilho é feita com os operários trabalhando em plataformas metálicas elevadas, situadas numa altura que possibilite um desempenho cômodo, eficiente e higiênico das operações, sem comprometer o fluxo da matança. Tais plataformas terão o piso revestido por chapas xadrez antiderrapante, para evitar acidentes no trabalho, possuindo, além do corrimão de segurança com escada tipo marinheiro, um

equipamento para a perfeita esterilização dos utensílios utilizados e lavatórios especiais para os operadores.

Ordem das operações da esfola aérea por meio das plataformas

— Esfola do primeiro mocotó, o qual permanece parcialmente ligado ao couro para posterior retirada e condução à mesa de inspeção de mocotós.
— Ligadura e abaixamento do fundo; para tanto, solta-se a corrente.
— Primeiro transpasse e descida (retorno) da carretilha de sangria.
— Esfola do segundo mocotó.
— Retirada dos mocotós que serão conduzidos, através de uma calha especial, até à mesa de inspeção; após a inspeção, os mocotós serão conduzidos, por meio de chute metálico, para a seção de processamento.
— Engate do bovino no trilho de esfola através de um alimentador de carretilhas de tal forma que se obtenha o nivelamento e, conseqüentemente, o segundo transpasse.
— Barriga alta.
— Abaixamento da barrigada.
— Barriga baixa.
— Retirada de couros dos colchões:

A retirada do couro em esfola aérea é feita inicialmente, por meio de plataformas do tipo descrito acima, onde os operadores fazem manualmente a barriga alta e barriga baixa; posteriormente utiliza-se a máquina de tirar couro, processo este que, além de ser mais eficiente, permite obter couros sem cortes que prejudiquem a sua qualidade.

A essa altura das operações, o bovino está em condições de retornar à linha principal mecanizada, onde se inicia a evisceração.

— Serra do peito:

Nesta operação é obrigatória a esterilização da serra após a operação de cada animal, para evitar contaminações; para tanto utilizam-se esterilizadores especiais para serra.

— Pré-evisceração:

Com a finalidade de preparar a evisceração e no caso de fêmeas, será retirado o útero e conduzido, por meio de um chute especial, a uma seção própria.

— Pré-serragem da carcaça:

Esta operação tem a finalidade de facilitar a evisceração posterior e ao mesmo tempo preparar a carcaça para a serragem final.

Após a plataforma de serviço da pré-serragem da carcaça, faz-se a excisão da cabeça que é encaminhada à lavagem, por um trilho aéreo mecanizado. Esta operação é executada em um lavador especial rotativo por meio de uma pistola automática; com isso, faz-se a lavagem da parte externa do conjunto cabeça-língua, bem como a escrupulosa limpeza de suas cavidades (boca, narinas, faringe e laringe), para a perfeita remoção dos resíduos do vômito, a fim de que o conjunto seja apresentado para a inspeção em satisfatórias condições de observação e também para assegurar-se a higiene das porções comestíveis.

A inspeção da cabeça é feita sob a mesa mecanizada (rolante), juntamente com outros elementos eviscerados.

Após a excisão da cabeça, inicia-se a evisceração em escala plena por meio de mesas especiais de evisceração, fixas ou mecanizadas (rolantes).

Ao redor da mesa existem plataformas de serviço, excluindo-se, no entanto, as três primeiras que têm altura elevada, permitindo a retirada das vísceras de carcaça (torácicas e abdominais) e seu encaminhamento à mesa mecanizada.

Assim sendo, junto à mesa rolante, tem-se as seguintes operações:

— exposição dos rins (plataforma elevada);
— evisceração abdominal (plataforma elevada);
— evisceração torácica (plataforma elevada);
— eclusão do esôfago;
— inspeção do coração;
— inspeção do pulmão;
— inspeção de vísceras abdominais;
— inspeção do fígado.

No fim da mesa, localizam-se os chutes que têm por função conduzir os diversos órgãos eviscerados para as respectivas seções. Assim, tem-se um chute para as vísceras abdominais condenadas, as quais serão conduzidas para a seção de produtos não comestíveis; um chute para as vísceras abdominais liberadas para o consumo; outro para conduzir os órgãos torácicos para o consumo ou para as seções de manipulação correspondente.

A cabeça é conduzida, por meio de uma calha, à seção de cabeças.

As operações seguintes são feitas com o auxílio de plataformas de serviços, idênticas às especificadas na área da esfola.

A carcaça, antes de seguir mecanicamente até a entrada das câmaras de resfriamento, é submetida às seguintes operações:

— passagem por duas plataformas de alturas diferentes, nas quais é partida ao meio;
— inspeção em plataformas especiais propícias à posição adequada do funcionário encarregado da inspeção do quarto posterior que abrange: superfícies externa e interna do quarto, nodos linfáticos regionais, rins, etc., ou seja, inspeção pré-escapular e inspeção alta.

Se a carcaça for suspeita — ou por ela própria, ou por órgãos evisce-rados, já que há sincronismo de movimento entre a mesa mecanizada (rolante) de evisceração, linha mecanizada das cabeças e a nória principal — deverá ser encaminhada, por meio de um trilho aéreo simples, ao Departamento de Inspeção Final (D.I.F.).

Se a carcaça for liberada ao consumo, seguirá seu fluxo normal através da nória, ou seja, passará para as plataformas de duas alturas para que seja efetuada sua limpeza, retirando-se a rabada e os rins e encaminhando-os, por meio de um chute, à seção de manipulação de miúdos.

Após a pesagem da meia carcaça, esta é levada ou ao consumo imediato (através de uma nória especial) ou, então, é conduzida para as câmaras de resfriamento, sendo antes submetida à lavagem com jatos d'água à temperatura de 38°C, sob pressão mínima de três atmosferas.

Depois desta operação, chega ao final o processamento normal do bovino na sala de matança. A carcaça segue para as câmaras de resfriamento em trilho aéreo não mecanizado, retornando a corrente da nória ao seu ponto de partida.

As carcaças percorrem o Departamento de Inspeção Final em trilhos aéreos simples. Neste local encontram-se:

— mesa de inspeção final (para as vísceras suspeitas);
— plataforma de inspeção final;
— balança aérea de pesagem;
— chuveiro para lavagem da carcaça, nos mesmos moldes descritos anteriormente.

Se a carcaça for condenada, será cortada em pedaços, sendo estes transportados, por meio de um chute especial, para a seção de produtos não comestíveis.

Se a carcaça for liberada ao consumo será encaminhada à linha normal do processamento, ou seja, para as câmaras de resfriamento. Há possibilidade de que a carcaça seja destinada somente à salga e conserva, nesse caso é encaminhada para uma câmara especial, denominada "câmara de seqüestro", e posteriormente é enviada a uma sala especial de desossa para o "seqüestro".

A cabeça bovina, uma vez liberada para o consumo, passa pelas seguintes operações:

— recepção;
— separação da língua;
— desarticulação do maxilar;
— retirada da carne da ossada;
— abertura do crânio;
— retirada do miolo;

FEEB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

— lavagem automática da carne desossada.

Evidentemente, utilizando-se chutes independentes para as carnes e língua, os miolos, bem como os ossos, seguirão para as seções correspondentes.

Na Fig. 8.1 é apresentado o fluxograma do processamento de bovinos em um matadouro.

A Tab. 8.1 fornece uma estimativa da população bovina brasileira em 1972 e 1973 e a Tabela 8.2 apresenta a estimativa dos abates, no Brasil, em 1972.

Sala de matança suína

O suíno, após um atordoamento (normalmente feito por choque elétrico), é içado por uma nória elétrica contínua, que o conduz para um trilho aéreo tubular (não mecanizado).

Seguindo a linha, o suíno é encaminhado à área de sangria. Esta é realizada por meio de uma punção diretamente no coração do animal; depois que todo o sangue tiver escorrido para uma calha especial, o suíno é levado a um tanque de escaldagem, através de um dispositivo elíptico de descida.

Após a escaldagem, o suíno passa pela depiladeira automática e, em seguida, para uma mesa de depilagem onde são dados os retoques finais na depiladeira; a seguir, o suíno é encaminhado, por meio de uma calha especial, novamente a um trilho aéreo simples. Após a lavagem por meio de chuveiro automático, é encaminhado para a nória principal da sala de matança bovina na altura da plataforma de serra de peito, sofrendo a seguir o processamento normal já descrito.

Convém lembrar que a sala de matança do suíno, quanto às operações preliminares, está totalmente isolada da sala de matança bovina.

A Figura 8.2, apresenta um fluxograma do processamento de suínos, em um matadouro.

SUBPRODUTOS

Os subprodutos ou resíduos de matadouros, correspondem a todos os produtos que não sejam pronta ou diretamente destinados ao consumo e uso humanos.

Todos os resíduos de matadouro são recuperáveis, embora nem sempre a recuperação seja economicamente viável, como se verá à frente.

A recuperação dos resíduos, via de regra, se faz em locais separados, isolados fisicamente das instalações e áreas de manipulação de produtos comestíveis.

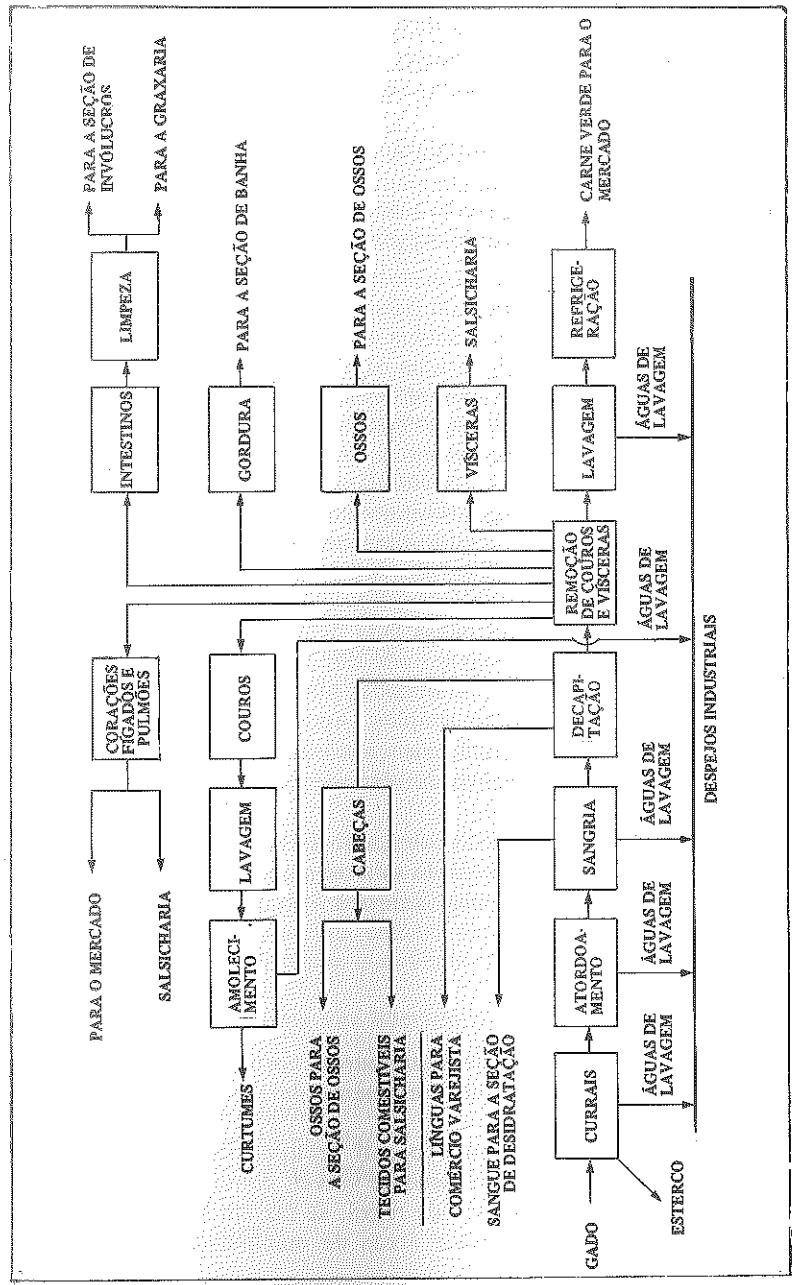


Fig. 8.1 - Processamento de bovinos em um matadouro

Tabela 8.1 – Rebanho brasileiro estimado de gado em 1972 e 1973

Estado ou Território	*1972*	*1973*
1. Rondônia	37.823	45.169
2. Acre	80.184	84.048
3. Amazonas	298.586	317.604
4. Pará	1.065.640	1.080.092
5. Roraima	249.974	257.158
6. Amapá	73.791	76.988
Total Região Norte	1.801.998	1.861.059
1. Maranhão	1.532.859	1.566.816
2. Piauí	1.772.061	1.805.893
3. Ceará	1.208.665	1.216.306
4. Rio Grande do Norte	400.448	399.307
5. Paraíba	884.598	895.320
6. Pernambuco	1.243.466	1.273.522
7. Alagoas	509.357	524.144
8. Sergipe	654.344	674.634
9. Bahia	5.934.449	6.089.239
Total Região Nordeste	14.140.247	14.445.181
1. Mato Grosso	10.593.384	11.193.128
2. Goiás	8.361.492	8.664.082
3. Distrito Federal	35.535	38.118
Total Região Centro-Oeste	18.990.411	19.895.328
1. Minas Gerais	15.827.181	16.200.586
2. Espírito Santo	1.576.796	1.674.994
3. Rio de Janeiro	1.212.719	1.234.093
4. Guanabara	15.036	15.646
5. São Paulo	9.882.117	10.282.399
Total Região Sudeste	28.513.849	29.407.718
1. Paraná	5.804.017	6.365.657
2. Santa Catarina	2.110.522	2.187.892
3. Rio Grande do Sul	12.757.305	12.991.697
Total Região Sul	20.671.844	21.545.246
BRASIL	84.118.349	87.154.532

Tabela 8.2 – Abates

Estados e Territórios e Regiões Fisiográficas	*Controlado*		*Não Controlado*		*Total*
	Nº Cabeças	*%*	*Nº Cabeças*	*%*	
1. *Região Norte*	*269.219*	*76,6*	*82.364*	*23,4*	*351.583*
Rondônia	10.837	90,8	1.100	9,2	11.937
Acre	13.442	85,6	2.260	14,4	15.702
Amazonas	49.702	84,0	9.482	16,0	59.184
Roraima	9.360	57,9	6.800	42,1	16.160
Pará	175.208	74,2	60.994	25,8	236.202
Amapá	10.670	86,1	1.728	13,9	12.398
2. *Região Nordeste*	*1.548.555*	*79,3*	*403.696*	*20,7*	*1.952.251*
Maranhão	105.657	49,1	109.718	50,9	215.375
Piauí	81.257	69,9	34.964	30,1	116.221
Ceará	165.467	86,2	26.464	13,8	191.931
Rio Grande do Norte	64.426	81,6	14.516	18,4	78.942
Paraíba	80.037	87,2	11.780	12,8	91.817
Pernambuco	337.235	89,4	40.120	10,6	377.355
Alagoas	114.647	97,8	2.524	2,2	117.171
Sergipe	75.248	96,3	2.916	3,7	78.164
Bahia	524.581	76,6	160.694	23,4	685.275
3. *Região Centro-Oeste*	*864.187*	*72,3*	*331.252*	*27,7*	*1.195.439*
Mato Grosso	432.406	70,7	178.924	29,3	611.330
Goiás	389.293	72,3	149.128	27,7	538.421
Distrito Federal	42.488	93,0	3.200	7,0	45.688
4. *Região Sudeste*	*4.369.213*	*84,9*	*779.776*	*15,1*	*5.148.989*
Minas Gerais	1.174.649	84,1	221.822	15,9	1.396.471
Espírito Santo	246.068	84,8	44.200	15,2	290.268
Rio de Janeiro	349.417	90,4	37.138	9,6	386.555
Guanabara	40.131	100,0	—	—	40.131
São Paulo	2.558.948	84,3	476.616	15,7	3.035.564
5. *Região Sul*	*2.023.776*	*84,6*	*368.860*	*15,4*	*2.392.596*
Paraná	470.338	63,6	269.418	36,4	739.756
Santa Catarina	101.908	73,1	37.470	26,9	139.378
Rio Grande do Sul	1.451.490	95,9	61.972	4,1	1.513.462
BRASIL	9.074.910	82,2	1.065.948	17,8	11.040.858

Fonte: BRASIL. Conselho Nacional de Desenvolvimento da Pecuária do Ministério da Agricultura. Aspectos do Parque Industrial do Abate e da Produção de Carne Bovina — Brasil 1971/1972. Guanabara, CONDEPE/Min. Agricultura, 1973. pg. 33

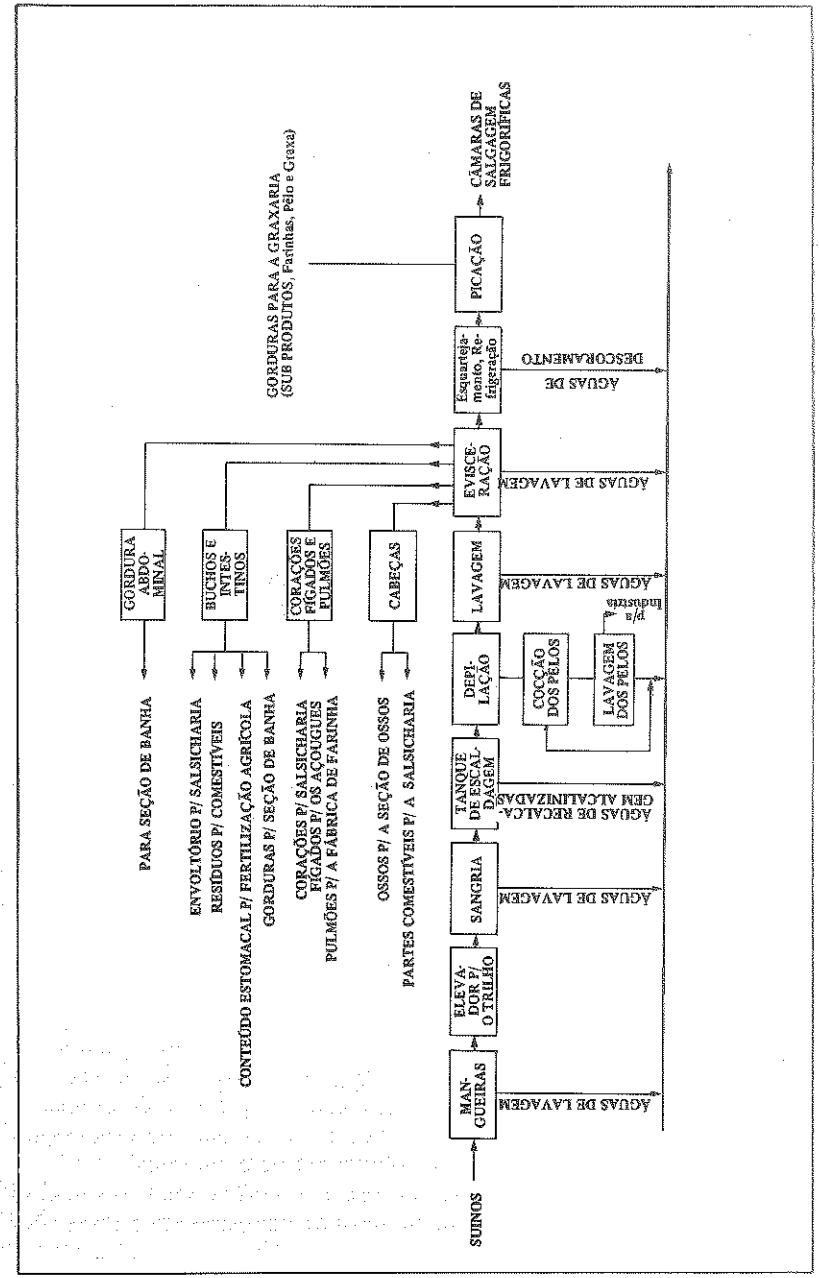


Fig. 8.2 – Processamento de suínos

Pela ordem de importância, tem-se os seguintes grupos de resíduos:

— Subprodutos: couro, sangue, produtos graxos e farinhas, ossos, casco e chifre, crina de cauda e cabelo de orelha.

— Resíduos propriamente ditos: esterco de currais, vômitos, conteúdo estomacal, conteúdo intestinal, resíduos de tanque de purificação de gorduras, resíduos de sistemas de tratamento de água para uso potável.

— Resíduos funcionais: esgotos domésticos, resíduos da operação do matadouro (óleos, graxas, cinzas, lixo).

Recuperação de subprodutos (resíduos)

A quase totalidade dos resíduos de matadouros e frigoríficos se torna subprodutos industriais.

Couros — Os couros retirados das carcaças, via de regra, têm os seguintes destinos: venda direta do couro fresco ou verde para curtumes ou utilização do processo de salga e desidratação para constituição de estoque ou transporte de longo percurso.

A primeira alternativa não oferece maiores problemas, visto que, após inspeção e classificação, deixam prontamente o estabelecimento produtor.

A segunda alternativa é algo mais complexa, pois os couros inspecionados e classificados são submetidos a processo de salga, incialmente por via úmida em tanques de salmoura de sal comum e, a seguir, por via seca pela formação de pilhas de camadas alternadas de couro e sal.

Quando o salgamento é operação rotineira, não há formação de resíduos de salmoura, a qual poderá ser recuperada por tratamento e reforço da concentração salina, restando apenas resíduos sólidos e secos que serão utilizados na fabricação de farinhas.

Sendo operação de emergência, a salga de couros produzirá um resíduo de salmoura com poucas oportunidades de recuperação.

Sangue — O sangue dos animais abatidos constitue um volume considerável de resíduos, embora uma parcela pequena possa ser utilizada na fabricação de produtos comestíveis.

O sangue, tal como os couros, pode ter dois destinos: venda direta do produto "in natura" para indústrias que se dedicam ao beneficiamento, ou seu processamento no próprio matadouro frigorífico. No caso da segunda alternativa, o sangue recém coletado é bombeado para a área de processamento onde é secado para a obtenção de farinha de sangue, ou processado para a obtenção de albuminas, sangue solúvel em pó e corantes.

O processamento de sangue, via de regra, é feito a seco, resultando baixo teor de resíduos que provêm da limpeza de equipamento e pisos. Por outro lado, o trânsito das carcaças ao longo das linhas de trabalho, resulta em gotejamento de sangue nos pisos. Em alguns locais, esse sangue acumula-se, formando coágulos que podem ser removidos manualmente, porém, um grande volume de sangue gotejado necessita ser lavado de forma contínua, perdendo-se nos drenos de águas servidas.

Peças condenadas — Ao longo das linhas de trabalho, um grande número de pequenas partículas de carcaça atinge o piso e, por esta razão, são desclassificadas para consumo humano. Esses resíduos, juntados às peças ou cortes condenados por razões sanitárias e às peças tradicionalmente não utilizadas como produtos comestíveis, constituem a matéria-prima para a produção de graxas (sebos) e farinhas. É regra geral, nos abatedouros de bovinos, o processamento desses resíduos por via seca, em equipamentos com aquecimento a vapor indireto. Neste caso a área de processamento contribui com parcela ínfima de detritos não recuperáveis.

Ossos duros — Os ossos duros (também chamados ossos longos) constituem subproduto de valor quando desengordurados e secos. Essa preparação é feita por via úmida, sendo os ossos submetidos a um cozimento, à pressão atmosférica, para a separação de gorduras e resíduos carnosos aderentes. A gordura sobrenadante é recuperada. Os ossos são lavados e secos, estando assim prontos para serem vendidos. As águas resultantes destas operações não apresentam teor suficientemente elevado de proteínas ou gorduras para justificar sua recuperação e, por isso, são descartadas como águas servidas.

Cascos e chifres — Os cascos e chifres são recuperados de forma simples, por via úmida, que favorece a separação das partes. Tanto os cascos como os chifres são submetidos a um aquecimento em água fervente. Esse aquecimento facilita a separação dos "sabugos" ou suportes ósseos. Os "sabugos" entrarão na composição de produtos graxos e farinhas. Os chifres e cascos, depois de secos , podem ser vendidos "in natura" ou convertidos em farinha, por via seca.

Essa área de operação oferece ínfima quantidade de resíduos não recuperáveis, mesmo se considerados os resíduos contidos nas águas de cozimento.

Pêlos — Os pêlos da cauda e da orelha são recuperados manualmente constituindo a crina de cauda e pêlo de orelhas. O suporte desses pêlos, ponta de cauda e apara de orelha, são processados juntamente como os resíduos destinados a produtos graxos e farinhas.

Problemas de pequenos matadouros quanto à recuperação — A obtenção de subprodutos a partir de resíduos de matadouros, pressupõe a existência de quantidades mínimas de resíduos para que possam ser recuperados individualmente de forma econômica.

A armazenagem de resíduos para a formação de lotes economicamente processáveis, pode tornar-se altamente onerosa e inconveniente, dadas as características de perecibilidade dos resíduos, que entram em decomposição ou putrefação rapidamente.

Também, há que considerar que os equipamentos para processamento têm dimensões mínimas. Este fato pode traduzir uma ociosidade muito grande para o equipamento no caso de pequenos abatedouros, concorrendo, quando em operação, com demanda desproporcionada de vapor e energia, em prejuízo de outras operações. Outro aspecto que deve merecer consideração, seria a oferta para venda de lotes de subprodutos de dimensões não atrativas para eventuais compradores. À ociosidade do equipamento, deve-se juntar a divisão de trabalho com resultante ociosidade de mão de obra e suas conseqüências.

Disposição de materiais não economicamente recuperáveis

Consideram-se, de forma ampla, como materiais não economicamente recuperáveis, os seguintes: esterco de currais, vômitos, conteúdo estomacal, conteúdo intestinal, resíduos de tanque de purificação de gorduras, resíduos de sistemas de tratamento de água para uso potável, detritos sociais, resíduos de operações (óleos, graxa, cinza, lixo).

Essa forma de considerar tais resíduos, serve somente para diferenciar produtos, subprodutos e resíduos, já que tecnicamente falando, pode-se verificar que há recuperação apropriada para quase todos .

Dentro desse critério, esses resíduos podem ser agrupados da seguinte forma: esterco de currais, vômitos, conteúdo estomacal, conteúdo intestinal, que apresentam características físicas e químicas bastante similares, sendo constituídos por resíduos vegetais em diferentes estágios de digestão, de aparência fibrosa e densidade variando em torno de 1 (um). A maior heterogeneidade do conjunto está exatamente nessa característica. Via de regra, esses resíduos chegam ao destino de processamento por bombeamento ou gravidade, em fase aquosa. Vale dizer que esses resíduos permanecem em suspensão em volume relativamente grande de água em movimento, condição necessária para que não haja entupimentos nas redes de águas servidas e condutos. No destino ou no local de processamento, a suspensão aquosa é submetida a um período relativo de repouso, ocasião em que se dá a separação dos sólidos por flutuação ou sedimentação.

A remoção da água deixa o material livre para ser enviado ao destino final, que é a reciclagem na forma de matéria para adubos compostos. Esta separação do material sólido suspenso pode ser feita de forma contínua e mecânica, com melhor rendimento tanto da mão de obra necessária como no efeito da separação. O volume de água necessário para essa operação é elevado, qualquer que seja o sistema de processamento.

O processo de recuperação de gorduras e farinhas, pressupõe moagem da matéria-prima antes que seja submetida a aquecimento para separação. Ao serem separadas do tecido onde se alojam, as graxas ou gorduras arrastam pequenas partículas de material proteico e fragmentos de ossos. Mesmo sobrenadando em tanques, essas gorduras necessitam ser purificadas. Por outro lado, a prensagem, centrifugação ou lavagem do material graxo para melhorar a extração, tendem a aumentar a ocorrência de material estranho nas gorduras.

A remoção desse material estranho é feito via úmida, a quente, quando se separam quatro fases distintas a partir da superfície do tanque: graxas, emulsão de graxas, água e resíduos sólidos no fundo. Um repouso do conjunto ou sistema leva à separação quase perfeita da fase sobrenadante, que pode ser retirada sem maiores dificuldades. As fases remanescentes no tanque apresentam problemas de recuperação, seja pela condição de emulsão, seja pelo teor de sólidos com densidade aproximada da do meio onde se encontram.

A diluição do sistema remanescente melhora a separação dos sólidos os quais se depositam no fundo, podendo ser facilmente separados e recuperados. O mesmo já não acontece com a emulsão cujo teor baixo de gordura não justifica equipamento sofisticado de centrifugação, sendo geralmente descartada neste ponto, na forma em que se encontra.

Fábricas ou matadouros frigoríficos, usualmente tratam a água com a finalidade de trazê-la ao nível de água potável, para ser utilizada na indústria. Esse tratamento necessita periodicamente, de limpeza e remoção de lodo decorrente do proprio tratamento. O lodo do tratamento de água é totalmente inaproveitável.

Deve-se lembrar, também, que matadouros frigoríficos representam, por menor que sejam, agrupamentos humanos e, por isso, produzem detritos e resíduos característicos dos agrupamentos humanos: esgoto e lixo.

A esses resíduos, somam-se os resíduos decorrentes da parte operacional propriamente dita, como sejam: resíduos de limpeza das caldeiras, resíduos de óleo combustível e lubrificante, graxas lubrificantes, cinzas e lixo industrial.

Materiais não recuperáveis, geralmente solúveis na forma de emulsão ou em partículas de pequenas dimensões, têm todos um destino comum: a rede de águas servidas que constitue o efluente da fábrica.

CONSUMO DE ÁGUA

Segundo consultas efetuadas a fabricantes e técnicos no setor de equipamentos para matadouros e frigoríficos, o consumo de água varia muito

de um matadouro e frigorífico para outro, sendo difícil estimar um valor aproximado. Entretanto, utiliza-se como base de cálculo:

— **Para abate de bovinos:** 2500 litros por cabeça, assim distribuídos:
- 900 litros na sala de matança;
- 1000 litros nas demais dependências como bucharia, triparia, miúdos, sanitários, etc.;
- 600 litros nos anexos externos como pátios e currais, incluindo a lavagem de caminhões.

— **Para abate de suínos:** 1200 litros por cabeça, assim distribuídos:
- 300 litros na sala de matança;
- 400 litros na demais dependências;
- 500 litros nos anexos externos.

— **Para abate de aves:** 25 - 50 litros por cabeça.

DESPEJOS

Uma análise das características dos despejos dos matadouros e frigoríficos não é tarefa simples. Devido a muitos fatores operacionais é difícil caracterizar uma instalação típica e seus despejos. Os despejos de matadouros e frigoríficos possuem valores altos de DBO, sólidos em suspensão, material flotável e graxas. Além disso, esses despejos apresentam-se com temperatura elevada e contêm sangue, pedaços de carne, gorduras, entranhas e vísceras. Processos importantes como recuperação do sangue, das gorduras e do conteúdo das panças, podem reduzir substancialmente as cargas poluidoras e ainda produzir subprodutos vendáveis.

As águas residuárias de lavagem contêm pequenas quantidades de sangue, gorduras, conteúdo intestinal, fragmentos de ossos, tecidos e cerdas de suínos.

Os despejos têm grande carga de sólidos em suspensão, nitrogênio orgânico e uma DBO que oscila entre 800 e 32000 mg/1, de acordo com o grau de reaproveitamento e cuidados na operação.

Esses despejos são altamente putrescíveis, entrando em decomposição poucas horas depois de seu aparecimento, liberando cheiro característico dos matadouros de higiene deficiente. Os sólidos sedimentáveis podem chegar a várias dezenas de ml/l ou até 15 g/l. O aspecto dessas águas residuárias é desagradável, tendo cor avermelhada, pelancas e pedaços de gordura em suspensão; são praticamente opacas e em sua parte coloidal contam com a presença de microrganismos patogênicos, sempre que os animais abatidos não estiverem em perfeito estado de saúde.

Águas residuárias de fabricação de farinhas proteicas

As farinhas proteicas de origem animal, para serem usadas como elemento na composição de rações para animais, devem ter a seguinte característica básica: possibilidade de serem digeridas pelos animais aos quais se destina a ração.

Algumas farinhas de origem animal já têm essa qualidade de forma intrínseca, como é o caso das farinhas de carne, farinha de ossos, farinhas de fígado e pulmão, farinha de ossos integral. Essas farinhas são obtidas de forma direta, via de regra por meio de processamento a seco, prensagem para extração e redução do teor de gorduras e, finalmente, moagem.

Essas farinhas procedem, geralmente, de abatedouros de bovinos ou de fábricas de aproveitamento de resíduos onde a matéria-prima, na sua grande maioria, é de origem bovina.

Os matadouros de suínos e de animais de pequeno porte, principalmente de aves, produzem alguns resíduos com alto teor de proteínas que não são diretamente assimiláveis quando empregados na composição de rações. Tais são os casos de cerdas e pêlos, cascos, penas, etc., que necessitam ser convertidos a uma forma assimilável antes de poderem ser usados como matéria-prima na composição de concentrados proteicos e rações.

A conversão de proteína não assimilável para a forma assimilável, é obtida por meio de hidrólise a alta temperatura, em meio alcalino ou ácido, na presença de catalisadores. O processo degrada a matéria-prima a um nível útil. No meio onde se solubiliza, encontram-se também todos os componentes auxiliares da hidrólise. A separação da parte útil se dá por precipitação ou coagulação. Os licores resultantes — ou seja, a fase líquida resultante da precipitação ou coagulação da proteína degradada — oferecem composição bastante heterogênea, dependendo do grau de degradação a que se submeteu a matéria-prima e do processo empregado. Os componentes solúveis, solubilizados e não separados e os produtos químicos adicionados para a obtenção da degradação, são de difícil separação e, usualmente, são descartados juntamente com as águas servidas.

Águas residuárias de enlatamento de carne

As indústrias de enlatamento de carne, não são necessariamente uma extensão do matadouro frigorífico, apesar de terem nesses estabelecimentos, a principal fonte de matéria-prima. As indústrias de enlatamento de carne, embora apresentando consumo relativamente elevado de água, contribuem em nível relativamente baixo com resíduos nos despejos. Isto se deve ao fato de ser muito elevado o aproveitamento da matéria-prima. As

perdas que ocorrem são somente fortuitas, somando-se ao material remanescente que fica aderido ao equipamento de produção e processo.

Podem ocorrer, todavia, vazamentos de continentes, latas, vidros, "pouches", bisnagas, etc. durante o processo de esterilização, seja este contínuo ou alternativo. Esses vazamentos atingem diretamente a rede de águas servidas.

TRATAMENTO DOS DESPEJOS DE MATADOUROS E FRIGORÍFICOS

Os processos de tratamento comumente usados na depuração dos despejos de matadouros e frigoríficos são:

— processos anaeróbios;
— sistema de lagoas aeróbias;
— lodos ativados e suas variações;
— filtros biológicos de alta taxa;
— discos biológicos rotativos (biodiscos).

Todos esses processos reduzem a DBO de 70-95% e os sólidos em suspensão de 80-95%. Cada um desses sistemas tem vantagens e desvantagens. Geralmente, o grau de tratamento exigido, as condições locais, limitação de área, custos de capital e operacionais, irão determinar a seleção do sistema a ser adotado.

Processos anaeróbios

Os processos anaeróbios são bastante apropriados para depurar despejos provenientes de matadouros e frigoríficos, dada a natureza dos despejos. Altas cargas de DBO e de sólidos em suspensão, características próprias destes despejos, são requisitos básicos para o sucesso do tratamento anaeróbio.

As bactérias anaeróbias, que funcionam na ausência de oxigênio livre, degradam os despejos orgânicos em gases (principalmente metano e gás carbônico), com a produção de ácidos intermediários.

Dois tipos de tratamento anaeróbio são comumente usados: lagoas anaeróbias e unidades anaeróbias de contato.

Lagoas anaeróbias

São freqüentemente utilizados no tratamento desses tipos de despejos contendo alta quantidade de gorduras e proteínas, alta concentração de nutrientes e uma temperatura elevada, características essenciais para um bom tratamento biológico anaeróbio.

As lagoas anaeróbias são projetadas com uma relação área por volume baixa, para conservá-las aquecidas. As profundidades são bem maiores do que para lagoas aeróbias, geralmente variando de 3,6 a 5,2 m. A taxa de carga orgânica aplicada, varia de 0,2 a 0,4 kg de DBO/m³, sendo mais freqüente 0,25 a 0,34 kg de DBO/m³.

O sistema anaeróbio típico consiste de uma ou mais células retangulares ou quadradas com profundidade de 4,5 m e entrada junto ao fundo. A camada de lodo no fundo da lagoa contém microrganismos ativos que ficam em contato com o líquido afluente. A gordura em excesso acumula-se na superfície e forma uma camada de escuma ou cobertura de graxa que serve para reter calor e confinar odores.

As seguintes condições locais devem ser avaliadas quando se consideram as lagoas anaeróbias:

— proximidade de áreas residenciais ou comerciais, em que odores em potencial possam causar incômodos: aconselha-se que exista, no mínimo, meio quilômetro de distância das habitações isoladas e de 1 a 2 km das áreas residenciais;
— condições de solo: é importante a determinação da profundidade do lençol de água subterrânea e natureza do solo, com respeito a sua permeabilidade e aplicabilidade.

É essencial que a cobertura natural da lagoa seja desenvolvida tão rápido quanto possível, para minimizar odores e assegurar retenção adequada do calor. Coberturas artificiais, como PVC e Hypalon, também podem ser usadas. Sistemas para coletas de gás metano, constituem um dos principais cuidados na construção de coberturas.

Se a água utilizada no processamento industrial contiver altos teores de sulfatos, os despejos não podem ser tratados em lagoas anaeróbias. O oxigênio é separado de sulfatos por bactérias anaeróbias, produzindo gás sulfídrico que causa graves problemas de odores.

Processo anaeróbio de contato

Consiste basicamente de um digestor anaeróbio com equipamento de mistura, um sistema de degaseificação e um clarificador. Os sólidos do digestor são enviados para o degaseificador a fim de minimizar o material flutuante sendo, a seguir, sedimentados; o lodo do decantador retorna ao início da instalação. A separação e recirculação do lodo permite curtos períodos de retenção variando de 6 a 12 horas. O tempo de retenção dos sólidos, visando um alto grau de tratamento, é de aproximadamente 10 dias a 30°C.

O controle do pH é necessário para assegurar uma operação conveniente. Utiliza-se cal ou bicarbonato para elevar o pH dos despejos brutos. As unidades de digestão anaeróbia por contato são dimensionadas segundo

taxas de 1,6 a 3,2 kg de DBO/m³.d a 30°C. Emprega-se equalização de fluxo para manter uniforme a taxa de alimentação para o digestor.

A degaseificação pode ser realizada a vácuo ou por expansão de ar.

A eficiência do tratamento em termos de remoção de DBO é de 85 a 93%, apesar disso emprega-se tratamento aeróbio adicional.

Sistema de lagoas aeróbias

Dois tipos de lagoas geralmente se consideram como sendo aeróbias: lagoas aeradas em que o oxigênio é introduzido mecanicamente e as lagoas de estabilização.

Lagoas aeradas

São projetadas com tempo de detenção variando de 2 a 10 dias, com uma profundidade de lâmina d'água de 2,4 a 4,5 m.

Em muitos casos, a turbulência não é suficiente para manter os sólidos do fundo em suspensão, ocorrendo, em conseqüência, a degradação anaeróbia dos mesmos. Quando existe turbulência suficiente, o sistema se aproxima de uma aeração prolongada, sem retorno de lodo. Por esse motivo, a potência necessária é a consideração principal. Os equipamentos de aeração são encontrados no mercado sob a forma de aeradores superficiais (fixos ou flutuantes) ou escovas rotativas horizontais.

Lagoas de estabilização

Quando utilizadas para o tratamento de despejos de matadouros e frigoríficos, freqüentemente são precedidas por lagoas anaeróbias ou por lagoas aeradas. Mesmo com este pré-condicionamento, a DBO remanescente no afluente da lagoa de estabilização ainda pode ser substancial. A taxa de aplicação para lagoas de estabilização é geralmente mantida muito baixa, com as finalidades de se minimizar problemas de odores e propiciar um alto grau de tratamento; por isso, são necessárias grandes áreas de terra para sua implantação.

Utilizam-se, com bons resultados, cargas com taxa de 100 a 150 kg de DBO/ha.dia para condicionamento de despejos de matadouros e frigoríficos. Todavia, após alguns anos de uso, ocorrem problemas de cheiro e de eficiência da lagoa.

Lodos ativados

É o tratamento mais eficiente e mais largamente utilizado nos matadouros e frigoríficos.

O sistema de lodos ativados específico a ser escolhido, dependerá do grau de tratamento desejado.

Às vezes, é possível fazer-se uma associação de métodos de tratamento. Por exemplo, muitos matadouros utilizam lagoas anaeróbias para reduzir a DBO. O efluente possui ainda DBO muito alta e contém grande

Tabela 8.3 — Processos de lodos ativados — Parâmetros para projeto

Processo	*Carga de DBO (kg de DBO/ kg SSTA)*	*Tempo de detenção (horas)*	*Eficiência de remoção de DBO (%)*
Alta taxa (mistura completa)	0,5 – 1,0	2,5 – 3,5	85 – 90
Aeração escalonada	0,2 – 0,5	5,0 – 7,0	90 – 95
Convencional	0,2 – 0,5	6,0 – 7,5	95
Estabilização por contato	0,2 – 0,5	6,0 – 9,0	85 – 90
Aeração prolongada	0,05 – 0,2	20 – 30	85 – 90

quantidade de nitrogênio amonical. Um sistema de aeração, prolongada, instalado a jusante das lagoas anaeróbias, é uma solução muitas vezes adotada para remoção da DBO remanescente e nitrificação do nitrogênio amoniacal.

Alguns parâmetros de dimensionamento para processos de lodos ativados aplicados a matadouros e frigoríficos são apresentados na Tab. 8.3.

Filtros biológicos

A finalidade principal da utilização de filtros biológicos (com recirculação) em despejos de matadouros e frigoríficos, é diminuir as cargas dos despejos e seus picos. Estes sistemas operam com cargas hidráulicas e de DBO muito mais altas do que as utilizadas pelos filtros biológicos convencionais. Sua principal função é de suavizar as cargas de choque e propiciar alguma redução inicial da DBO. Em muitos casos, estes dispositivos são usados antecedendo a algum tipo de lodo ativado.

Biodiscos

O uso de discos biológicos rotativos é um novo método empregado no tratamento de despejos de matadouros e frigoríficos. Consiste de um conjunto de discos de grandes diâmetros, construídos em plástico leve, montados horizontalmente e colocados em um tanque semicircular contendo os despejos. Os organismos presentes naturalmente no esgoto, aderem aos discos. O despejo escoa sobre os discos absorvendo oxigênio o qual é utilizado pelos microrganismos aeróbios para redução da matéria orgânica.

Um dispositivo simples de tratamento utilizando esse processo para depuração de despejos de matadouros e frigoríficos seria a implantação de biodiscos a jusante de uma lagoa anaeróbia, que funcionaria como pré-tratamento para remoção de parte da DBO e equalização de fluxo. Os flocos biológicos produzidos no biofiltro sedimentar-se-iam em decantadores localizados mais a jusante.

O método de tratamento por biodisco também pode ser usado em sistemas completamente aeróbios.

Os parâmetros para projeto visando o dimensionamento desse dispositivo de tratamento para despejos de matadouros e frigoríficos, estão sendo atualmente determinados em instalações-piloto.

Irrigação

A disposição sobre o terreno de despejos de matadouros e frigoríficos é considerada como método de tratamento terciário e o menos custoso dos processos existentes. Os métodos de aplicação sobre o terreno, atualmente utilizados, são a irrigação por aspersão e inundação.

CONCLUSÕES

A Tab. 8.4, indicativa das tendências dos processos de tratamento, é o resultado de um levantamento efetuado a partir das respostas de um questionário distribuído às instalações de matadouros e frigoríficos de 26 Estados americanos.

Tabela 8.4 – Levantamento dos tratamentos adotados em 26 Estados americanos.

	Número de instalações	*Redução DBO (%)*
Lagoas anaeróbias – aeróbias	26	90 – 99
Lagoas anaeróbias: aeradas	6	98 – 99
Lagoas aeradas – lagoas aeróbias	11	91 – 98
Lagoas	30	87 – 99
Aeração prolongada	21	85 – 99
Lodos ativados	3	99
Filtros biológicos	7	92 – 99
Irrigação	2	–
Tanques sépticos	33	–

9

USINAS DE AÇÚCAR E ÁLCOOL

INTRODUÇÃO

Os engenhos de açúcar são localizados geralmente nas áreas rurais devido às suas características especiais:

— necessidade de muita água;
— transporte de matéria-prima (a cana), em um fluxo aproximadamente igual ao da transformação em açúcar, devido ao fato de que a cana, uma vez colhida e armazenada, inicia a perda do conteúdo de sacarose;
— facilidades de recirculação, armazenamento e disposição final de água de processo.

Consideradas essas condições, dificilmente um engenho de açúcar conseguirá instalar-se na área urbana.

A indústria açucareira é do tipo úmido, necessitando de consideráveis quantidades de água em seus processos e operações. Como tal, sua localização mais apropriada é nas cercanias de um manancial de água, rio ou lago. Também é desejável que esteja perto das fontes de matéria-prima: os canaviais.

DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE FABRICAÇÃO DO AÇÚCAR E ÁLCOOL

Fabricação do Açúcar (ver Fig. 9.1)

Pesagem, recepção e lavagem da cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar é lavada com água proveniente das colunas barométricas ou água vinda diretamente da captação. Nesta operação há a formação do primeiro efluente industrial. São utilizados, em média, 3 a 7 m^3 de água por tonelada de cana.

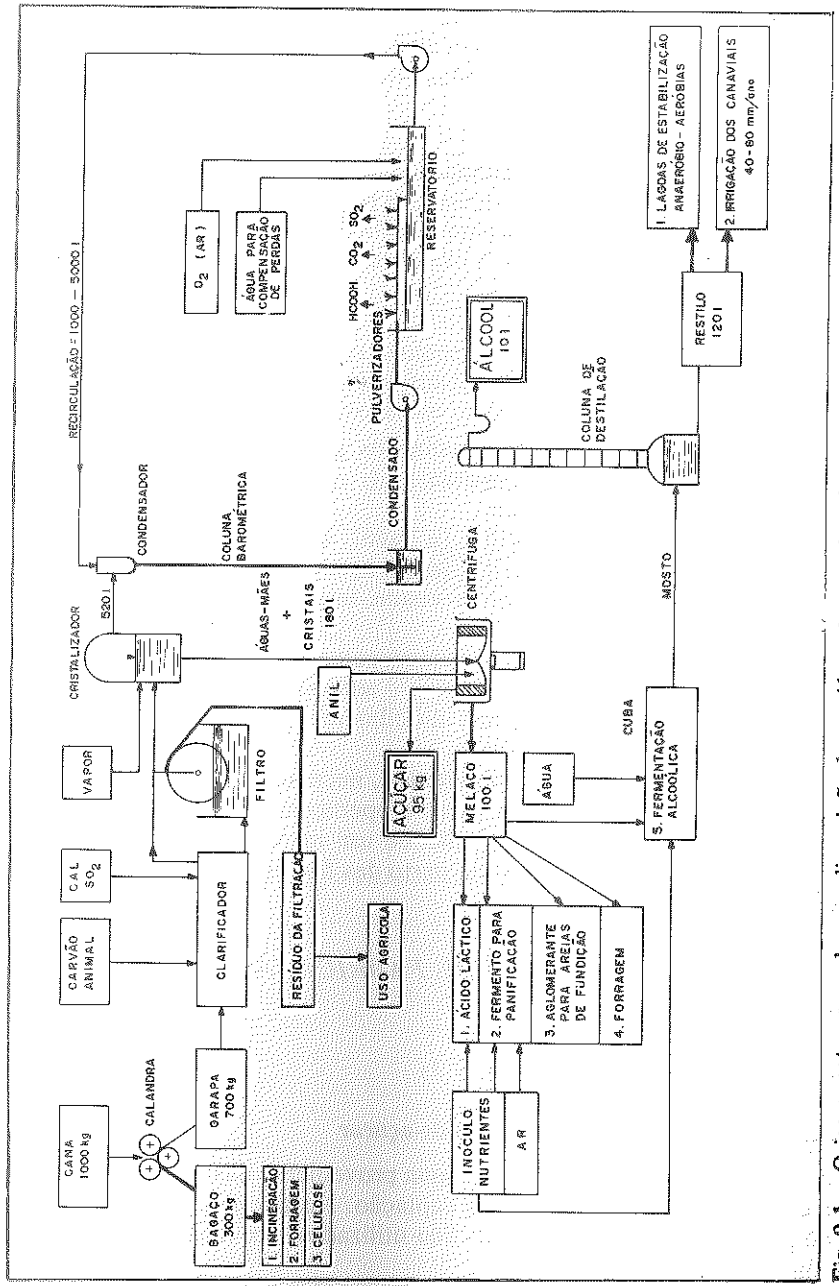


Fig. 9.1 – Origem, natureza, volume e disposição dos resíduos de engenhos de açúcar e álcool (seg. Max Lothar Hess)

Moagem da cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar é moída nas moendas, onde se extrai o caldo-de-cana que contém em solução: sacarose, açúcares redutores e não açúcares. O resíduo da extração do caldo-de-cana é o bagaço que pode representar até cerca de 30% do peso da cana-de-açúcar. O bagaço é utilizado nas caldeiras para gerar vapor. O vapor d'água é utilizado para o acionamento das moendas, para gerar energia elétrica e durante todo o processo industrial para obtenção do açúcar e do álcool.

Durante a moagem é feita a operação chamada *embebição* que consiste na adição de água ao bagaço, entre uma moenda e outra, com a finalidade de diluir a sacarose nele remanescente, aumentando, assim, a extração de açúcar no esmagamento posterior.

O caldo obtido da cana-de-açúcar, é uma solução impura, contendo além da sacarose em solução, glicose, levulose, matéria nitrogenada, etc.

Clarificação do caldo de cana

O caldo de cana obtido na moagem, sofre um processo de clarificação denominado *defecação* para obtenção do açúcar demerara ou *sulfo-defecação* para obtenção do açúcar branco.

A defecação consiste no tratamento do caldo com leite de cal, até reação alcalina (pH 7,4 a 7,6), aquecimento até 100 - 105°C, decantação e filtração do caldo claro. A borra obtida nessa filtração, é tratada com cal e água e vai para o filtro-prensa, onde se obtém caldo claro (que é misturado com o primeiro) e torta (que é utilizada para adubação).

A sulfo-defecação, consiste no tratamento do caldo primeiramente com SO_2 até que o pH do caldo atinja 3,5 a 4,3. No caldo sulfitado é feita a colagem, adicionando-se leite de cal até pH entre 7 e 7,2. Após estas operações é feito o aquecimento até 100 - 105°C, decantação e filtração do caldo claro, como na defecação simples.

O caldo claro que é obtido dos decantadores está em condições de continuar o processamento para a obtenção do açúcar.

Concentração

A concentração visa a evaporação da maior parte da água contida no caldo clarificado que tem uma consistência de 14 a 16° Brix. Efetua-se em duas fases. Na primeira, chamada evaporação, o caldo é concentrado até consistência de xarope, com 52 a 65° Brix, e na segunda, chamada cozimento, o xarope é concentrado até à consistência de xarope muito grosso, com 85 a 95° Brix, a chamada *massa cozida* que contém sacarose cristalizada ou cristalizável.

A evaporação é feita nos evaporadores, os quais serão objeto de estudo mais detalhado quando estudarmos os problemas das águas condensadas e águas das colunas barométricas ou dos multijatos.

O xarope proveniente dos evaporadores segue para os tanques de espera que alimentam os cozedores, os quais também serão detalhados conjuntamente com os problemas das águas das colunas barométricas.

Centrifugação ou turbinagem.

Sendo a massa cozida de açúcar, uma suspensão de cristais de açúcar no mel, a separação destes cristais de sacarose é feita nas turbinas obtendo-se o açúcar comercial e o mel.

O mel obtido, é novamente enviado ao cozedor a vácuo, denominado cozedor de segunda ou vácuo de segunda. Deste cozedor, obtém-se o açúcar de segunda que é usado como núcleo de cristalização do açúcar de primeira. O mel obtido pode ir para um terceiro cozedor ou ficar como mel final chamado mel pobre ou melaço. Este melaço é geralmente utilizado para obtenção do álcool nas destilarias.

Do açúcar de segunda podem ser produzidos os açúcares refinados.

Secagem e ensacamento.

O açúcar de primeira obtido é conduzido aos secadores de açúcar. Quando a usina tem refinaria, o açúcar, após à secagem, é armazenado a granel, em silos, sobre estrados de madeira. Normalmente, porém, é acondicionado em sacos, ao mesmo tempo em que é pesado. Os sacos de açúcar são armazenados em local apropriado.

Fabricação do Álcool (ver Figuras 9.2 e 9.3)

O mel final ou melaço, obtido durante a produção do açúcar, é um líquido viscoso, denso, contendo aproximadamente 55% de açúcares fermentáveis. Para ser fermentado é necessário fazer a diluição do mesmo a 20 - 24° Brix, obtendo-se o mosto que é enviado às dornas de fermentação. O mosto de melaço é inoculado com leite de leveduras constituído por uma suspensão aquosa, em meio ácido, do microrganismo *Saccharomyces* sp. Esta levedura, desdobra os açúcares duplos em simples e estes são assimilados e posteriormente transformados em álcool e gás carbônico. Da fermentação do melaço diluído, resulta um líquido denominado vinho. O vinho contém a levedura que serviu à fermentação e possui um teor alcoólico médio de 7,5%. O vinho é então centrifugado, visando-se a recuperação do fermento, que é reutilizado na fermentação. O vinho propriamente dito é encaminhado à destilação. A destilação é feita em aparelhos próprios denominados colunas de destilação. Obtém-se, na primeira etapa da destilação, o álcool hidratado, que contém 96% de álcool etílico, e vinhaça. A vinhaça ou restilo é o resíduo da destilação do vinho.

O álcool a 96% é posteriormente submetido ao processo de desidrata-

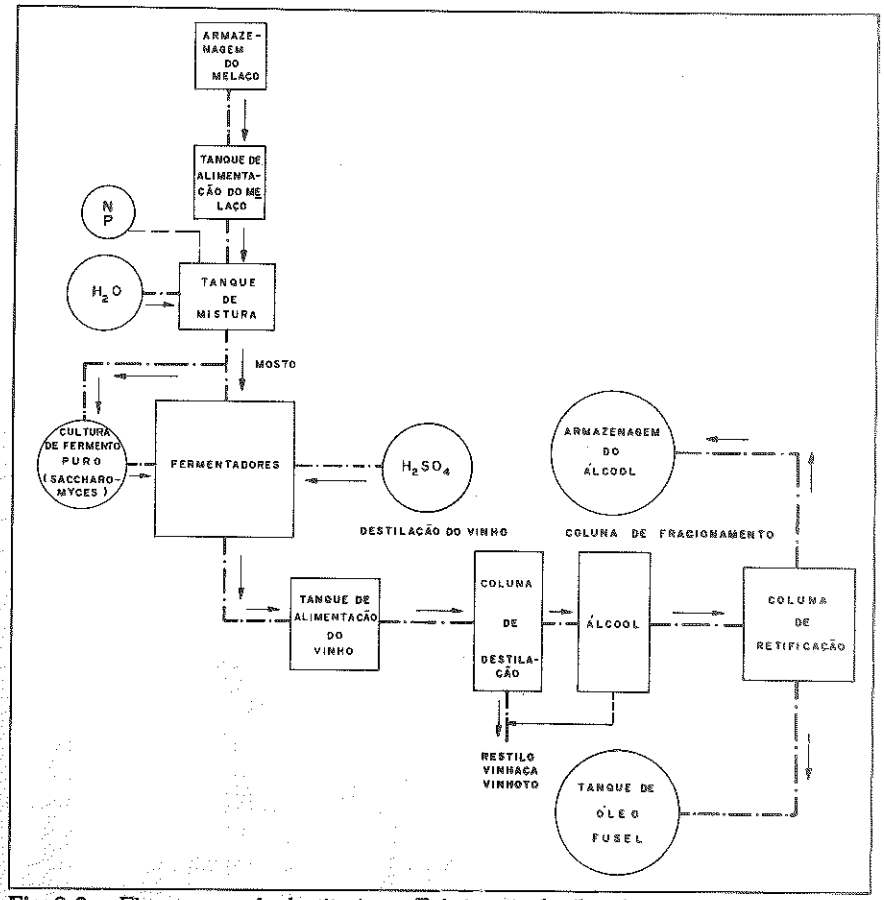


Fig. 9.2 – Fluxograma de destilarias – Fabricação do álcool

ção, em colunas próprias denominadas colunas de desidratação, onde o álcool a 96% é tratado com benzol e heptana. Com este tratamento, o álcool hidratado passa a anidro com um teor médio de 99,7% em peso de álcool etílico. O álcool anidro produzido é armazenado em tanques metálicos especiais. Da destilação do vinho, resulta, também, um subproduto que contém aproximadamente 92% de álcool etílico, em peso, o chamado álcool de segunda. O álcool de segunda é armazenado em tanques idênticos ao do álcool anidro.

O álcool anidro é usado na indústria química em geral e também adicionado à gasolina. O álcool de segunda é também usado na indústria química, assim como para fins domésticos.

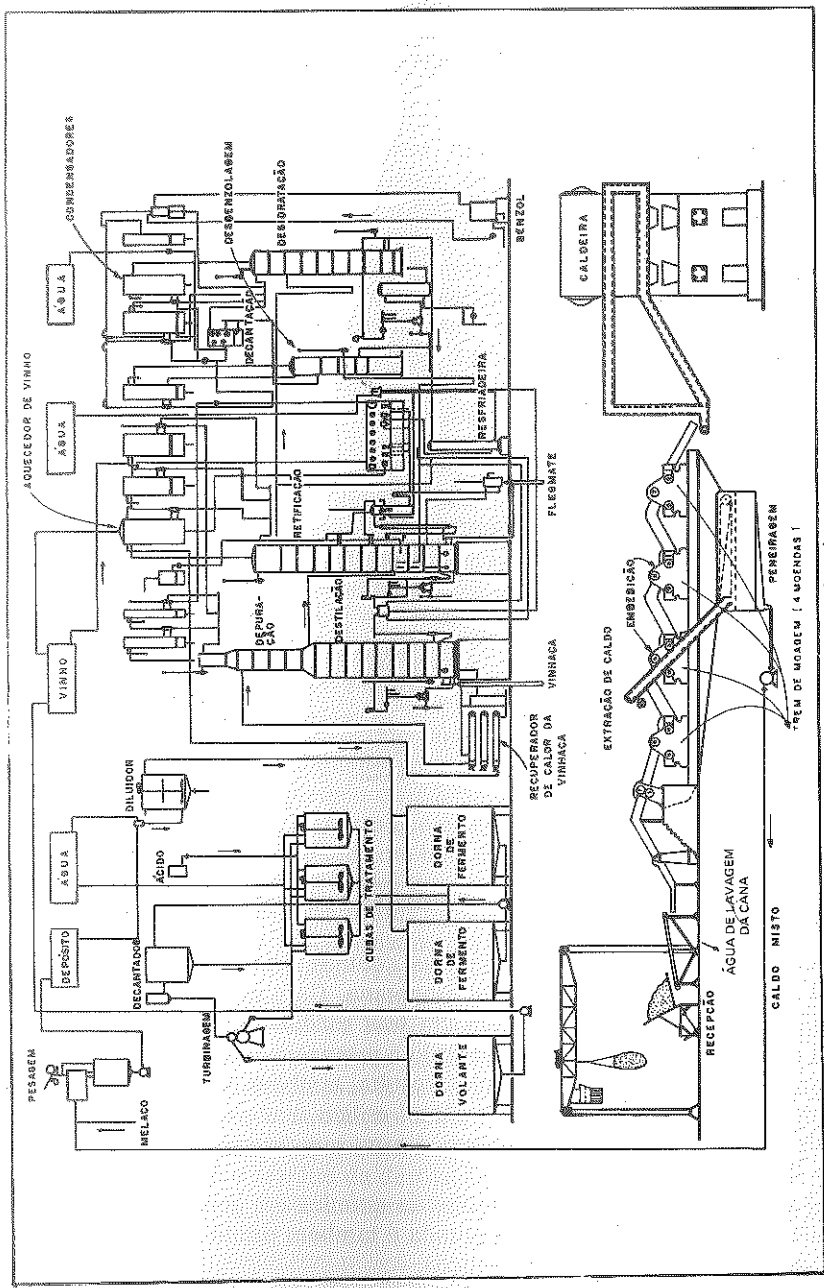


Fig. 9.3 – Fluxograma da fabricação do álcool (caldo de cana e melaço)

PRINCIPAIS RESÍDUOS LÍQUIDOS EM USINAS DE AÇÚCAR E ÁLCOOL

Os principais resíduos líquidos resultantes da fabricação do açúcar e álcool são convencionalmente chamados:

— água de lavagem da cana-de-açúcar;
— água condensada dos evaporadores;
— água das colunas barométricas;
— restilo;
— água de lavagem dos pisos e equipamentos;
— água de refrigeração;
— água da descarga de caldeiras.

TRATAMENTO OU DESTINO FINAL DOS EFLUENTES DAS USINAS DE AÇÚCAR E ÁLCOOL

Água de lavagem da cana

Origem

O primeiro efluente líquido que pode sair de uma indústria açúcareira é a água de lavagem da cana.

A cana-de-açúcar, geralmente, é lavada antes de ser processada. Esta operação destina-se a retirar os resíduos sólidos que são carreados durante as operações de corte, transporte e recepção na usina.

A cana-de-açúcar, antes de ser cortada, na maioria das vezes, é queimada com a finalidade de se eliminar as folhas e facilitar o corte. O carregamento é feito, em geral, mecanicamente. Nesta operação, há um arrastamento significativo de terra que pode atingir até 10% do peso total da matéria-prima. Assim sendo, há a necessidade da lavagem da cana a fim de não haver o arraste desses resíduos (cinzas e terra). Se a colheita e o carregamento da cana forem executados manualmente, não haverá necessidade da lavagem da cana.

Quantidade de despejos

Para a lavagem da cana-de-açúcar, utiliza-se uma quantidade significativa de água. Os fabricantes de equipamentos de usinas de açúcar e álcool recomendam, para o caso de carregamento mecanizado, a utilização de 6.000 litros de água por tonelada de cana. Entretanto, a utilização é bastante variável nas usinas, indo de 2.000 até 7.000 litros de água por tonelada de cana, de acordo com a quantidade de água disponível. A água utilizada para a lavagem da cana, tanto pode ser proveniente de um manancial

qualquer ou ser da própria água utilizada nas colunas barométricas (ou multijatos).

Características dos despejos

As características médias das águas de lavagem da cana-de-açúcar, obtidas em amostras de usinas de açúcar no Estado de São Paulo, mostram os seguintes resultados para águas provenientes da coluna barométrica:

— DBO:	726 mg/l
— Resíduo total:	1130 mg/l
— Sólidos sedimentáveis:	7,1 mg/l
— pH	4,5

Tratamento recomendado

— *Tratamento preliminar* — As águas da lavagem da cana, deverão passar por um gradeamento, de preferência com remoção mecânica, a fim de retirar os materiais sobrenadantes e outros sólidos separáveis. Após o gradeamento, essas águas deverão passar por um sistema de decantação, a fim de que sejam removidos os sólidos decantáveis. O sistema de decantação deverá ter, de preferência, dois decantadores que funcionem alternadamente, a fim de permitir que sempre um deles esteja em operação e outro em limpeza.

— *Bio-Oxidação* — Quando a DBO é devida a carboidratos, como é o caso da sacarose, a maneira mais eficiente e econômica de reduzi-la a valores de 20 a 30 mg/l é através da oxidação biológica. O efluente contendo oxigênio dissolvido e nutrientes é mantido em contato com uma população ativada de microrganismos. O resultado é a conversão da massa de sacarose solúvel em dióxido de carbono, água e mais microrganismos. Os nutrientes podem ser a amônia (NH_3) e o ácido fosfórico (H_3PO_4).

Após o tratamento preliminar, as águas de lavagem da cana podem ser enviadas para uma lagoa de estabilização que deverá ter um tempo de detenção não menor que 30 dias, segundo Wilson; Seip, recomenda 70 dias de detenção para uma lagoa com uma profundidade de 2 metros, obtendo assim uma redução da DBO a níveis aceitáveis. Note-se que esse tipo de tratamento necessita de uma área considerável de terreno, devido ao volume de água utilizada para a lavagem da cana. Para acelerar o tempo de oxidação e diminuir a área da lagoa podem-se utilizar vários recursos, tais como:

Aerador de cascata ou de tabuleiros — Está sendo desenvolvida pelo Dr. A.G. Kellen na Universidade do Estado de Louisiana (L.S.U.) e, em fase de pesquisa, uma estação-piloto na Universidade da Flórida, em Gainsville.

Aeração através de jatos de ar comprimido — ("Jet Aeration"). É a adição de oxigênio por meio de ar comprimido através de bicos especiais (do tipo trompa d'água) imersos na lagoa. Estes aparelhos não asseguram somente a adição de oxigênio mas, também, a mistura dos resíduos líquidos com os microrganismos.

Aeradores mecânicos — Consiste na adição de oxigênio através de aeradores mecânicos rotativos que podem ser flutuantes ou fixos.

Recirculação completa da água de lavagem — Faz-se o tratamento preliminar da água, encaminhando-a, a seguir, a uma pequena lagoa. Dessa lagoa, é novamente recalcada ao processo, com adição de água limpa, suficiente para compensar as perdas. O inconveniente, neste processo, é a elevação gradativa da DBO que pode chegar a 3.500 mg/l; entretanto, é o processo adotado quando se tem escassez de água.

— *Irrigação da lavoura* — É um processo adotado em várias usinas açucareiras do Estado de São Paulo. Com este procedimento, evita-se o lançamento da água de lavagem da cana diretamente ao corpo receptor.

Águas condensadas dos evaporadores ou amoniacais

Origem

O caldo clarificado é uma solução diluída de sacarose e outras substâncias. Antes que a cristalização da sacarose possa se efetuar, a maior parte da água deve ser removida. Esta remoção é feita em dois estágios, usando-se evaporadores aquecidos a vapor. No primeiro estágio, o caldo é transformado em xarope, em evaporadores de múltiplo-efeito. No segundo estágio, o xarope é convertido em massa cozida, em evaporadores de simples-efeito, também conhecidos por cozedores.

O princípio da evaporação pelo calor, baseia-se no fato de que, quando o vapor está em contato com uma superfície a uma temperatura menor que a dele, o calor é transferido do vapor para a substância do outro lado da superfície. O vapor condensa-se e perde o seu calor latente.

A evaporação em múltiplo-efeito é usada no primeiro estágio da remoção de excesso da água no caldo, devido à menor necessidade de um estrito controle das condições da ebulição e maior economia de vapor.

Um evaporador é do tipo múltiplo-efeito, quando o caldo em um vaso é fervido em virtude da condensação dos vapores derivados do caldo em ebulição no vaso anterior.

O princípio de funcionamento de um evaporador de múltiplo-efeito é o seguinte: o caldo que está no primeiro vaso é aquecido por meio de vapor direto da caldeira ou de escape, injetado na câmara de aquecimento ou calandra; o calor do vapor é transferido para o caldo através da parede dos tubos da calandra, não entrando, pois, em contato direto com o caldo· os gases desprendidos do caldo em ebulição no primeiro vaso, são levados

por meio de tubos de grosso diâmetro, à calandra do segundo vaso, fazendo ferver o caldo nele existente, sem, porém, entrar em contato com o mesmo; os gases desprendidos do caldo em ebulição no segundo vaso, são conduzidos à calandra do terceiro vaso e, assim, o processo é repetido em todos os vasos subseqüentes que formam o evaporador de múltiplo-efeito; no último vaso, os gases desprendidos do caldo em ebulição seguem para um condensador especial onde se condensam.

Já que os gases de um vaso, após aquecerem o caldo do vaso seguinte, se condensam e são retirados, esta condensação cria condições de vácuo no vaso onde se originaram, com exceção do primeiro vaso que trabalha sob pequena pressão. Do segundo vaso ao último, o vácuo é crescente, isto é, a pressão é diminuída progressivamente. Nestas condições, a temperatura de ebulição também cai de vaso para vaso; assim, os vapores que saem de um vaso têm uma temperatura suficiente para ferver o líquido que está no vaso seguinte, condensando-se em seguida e dando origem às águas condensadas dos evaporadores.

Quantidade de despejos

Durante a evaporação do suco clarificado nos evaporadores, são retirados e condensados cerca de 500 a 550 litros de água por tonelada de cana.

Características dos despejos

As características médias das águas condensadas dos evaporadores, obtidas em amostras colhidas em usinas de açúcar do Estado de São Paulo são as seguintes:

— DBO:	780 mg/l
— Resíduo total:	140 mg/l
— Sólidos sedimentáveis:	0,0 mg/l
— pH:	7,2
— OD:	0,0 mg/l

Tratamento recomendado

As águas condensadas dos evaporadores devem ser reutilizadas no processamento industrial. Geralmente, essas águas são utilizadas nas seguintes etapas:

— as águas do primeiro vaso devem ser utilizadas para alimentação das caldeiras;
— as águas do segundo vaso devem ser utilizadas também nas caldeiras para a complementação da alimentação;
— as águas dos últimos vasos podem ser utilizadas para embebição das moendas, diluição do mel, preparo de soluções químicas, preparo de cal hidratada, nos filtros rotativos a vácuo, nas centrífugas de açúcar, etc.

As águas condensadas do vapor direto ou de escape e as águas do primeiro vaso são enviadas a um compartimento vizinho do tanque anterior com o qual se comunica por meio de uma válvula. Desta maneira é enviada às caldeiras, somente a quantidade necessária da água do segundo vaso, sendo que o excesso é enviado ao tanque dos condensados dos últimos vasos. Com esta precaução, evita-se a introdução de açúcar nas caldeiras por águas impuras, tendo como base as seguintes observações:

— as águas das caldeiras descrevem um ciclo fechado: tanque de alimentação, caldeiras, vapor, motores, tanque de escape, calandras, tanque de alimentação; neste ciclo não deveria ser necessária uma complementação, entretanto, no circuito ocorrem algumas perdas que devem ser compensadas com outra água;
— por isso deve-se recorrer às águas do segundo vaso, formadas pela condensação do caldo do primeiro vaso;
— utiliza-se a água do segundo vaso, de preferência aos demais, pois este produz água mais aquecida e com menores perigos de arraste que os últimos vasos.

Havendo sobras de águas condensadas dos evaporadores, estas deverão ser encaminhadas ao tanque de restilo. Entretanto, em indústrias que vendem o melaço — não fabricando álcool e, conseqüentemente, não incluindo o restilo entre os seus resíduos líquidos — do total das águas condensadas, parte pode ser tratada em lagoas de estabilização, juntamente com as águas das colunas barométricas ou multijatos e/ou águas de lavagem da cana.

Águas das colunas barométricas ou dos multijatos

Origem

Os vapores que saem da câmara de caldo do último vaso vão ao condensador. Esses vapores vêm acompanhados de gases incondensáveis e, como há necessidade de condensação intensa e de retirada dos mesmos, o condensador deve ser de grande potência e dotado de dispositivos que permitam sua retirada.

Há vários tipos de condensadores:

— condensadores de superfície;
— condensadores barométricos que se subdividem em condensadores de contra-corrente, de corrente paralela e de injetores múltiplos ou multijatos.

Os condensadores de superfície, atualmente, são pouco usados.

Os barométricos são condensadores nos quais a água é aspergida em grande quantidade sobre os vapores. Constam de um cilindro com extremidade cônica, que continua por um tubo, cuja extremidade inferior mergulha em reservatório com água. Ficam situados bem acima dos evaporadores, para que tenham altura conveniente. Nos de contra-corrente (Figura 9.4.a), os vapores que vêm do último vaso penetram lateralmente na parte inferior do cilindro, enquanto a água é injetada no topo do condensador. No interior do cilindro são colocados pratos — que subdividem o jato d'água aumentando o seu contato com os vapores — e um protetor, que impede a entrada de água no tubo condutor dos vapores.

A parte cônica do condensador continua por um tubo de onze metros de altura e com a extremidade inferior mergulhada em reservatório com água.

Os vapores condensados e parte dos gases incondensáveis descem por esse tubo, enquanto a maior parte destes últimos e mais o ar, vão ter ao purgador, por intermédio de conduto disposto na região superior do condensador. O purgador é, também, um vaso cilindro-cônico, mas bem menor do que o condensador. Do purgador, tais gases são retirados por meio de bomba de vácuo. A água arrastada é conduzida por um tubo que tem início na parte cônica do purgador e vai terminar no tubo de descarga do condensador.

Nos condensadores de corrente paralela (Figura 9.4.b), os vapores, oriundos do último vaso, penetram no topo ou lateralmente, na região média da parte cilíndrica. A água é injetada por um tubo, que penetra pela região média e vai terminar no centro do condensador. A extremidade do tubo possui uma série de perfurações, o que acarreta a subdivisão do jato único, em vários jatos. O orifício do tubo, que leva os gases incondensáveis à bomba de vácuo, é colocado na região inferior da parte cilíndrica. O cone, disposto em fundo falso, impede que a água atinja a bomba de vácuo. Os vapores condensados, descem pelo tubo barométrico, até o reservatório, de maneira análoga o que ocorre nos condensadores de contra-corrente.

Os multijatos (Figura 9.4c) não necessitam de bomba, sendo a velocidade da água o agente causador do vácuo.

Os vapores provenientes do último vaso de múltiplo-efeito, penetram pelo topo do condensador e a água é injetada em duas séries de jatos, uma na região superior e outra na região média da parte cilíndrica, sendo os jatos dispostos, circunferencialmente, em ambas as séries.

O tubo barométrico, deve ser o mais vertical possível e sem nódulos, para que não se formem bolsas de gases que diminuiriam a eficiência do condensador, pois nestes tipos, os gases incondensáveis são arrastados pela água.

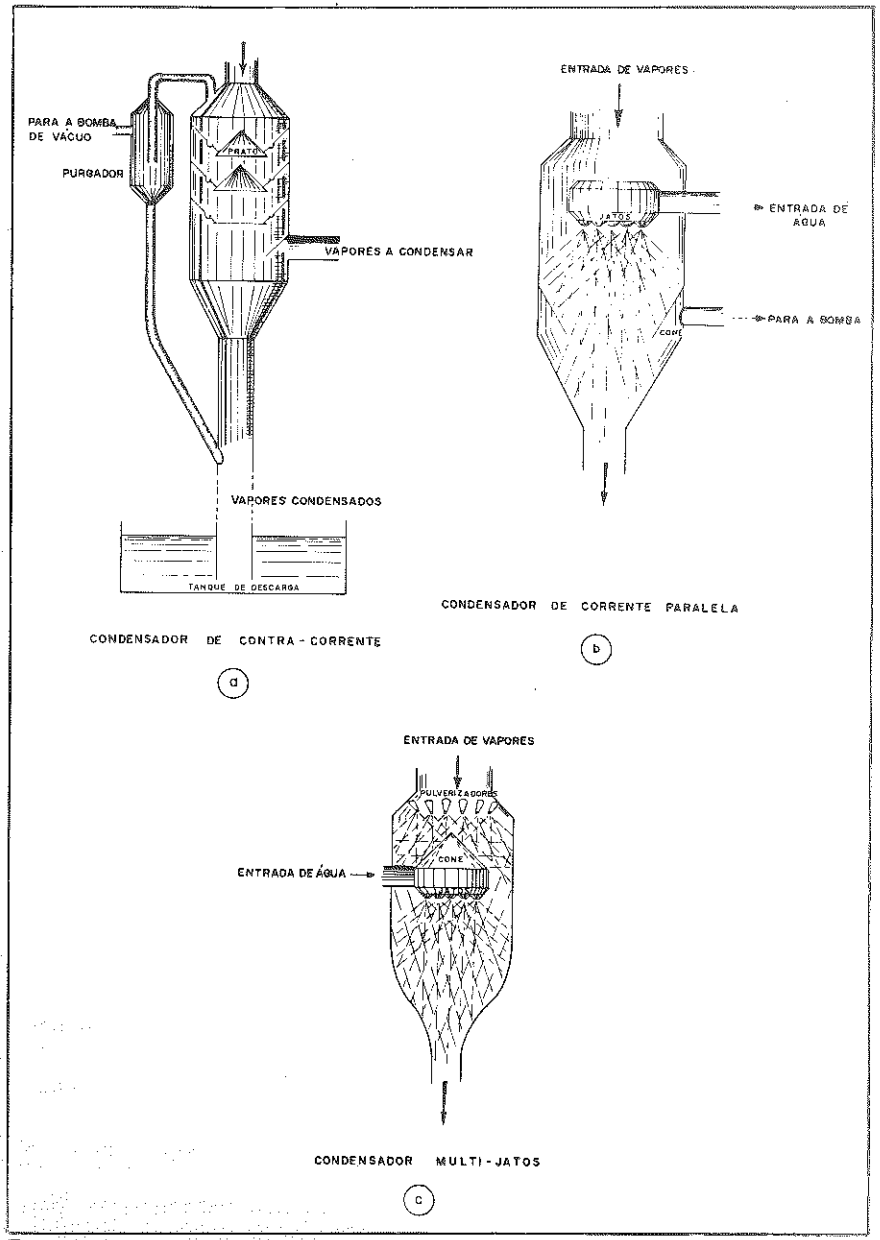


Fig. 9.4 — Tipos de condensadores

Quantidade de despejos

Os condensadores gastam 35 l de água para condensar 1 kg de vapor, porém, como os gases são em parte incondensáveis, a bomba de água, por medida de segurança, deve fornecer de 40 a 50 l de água, correspondendo a 12 000 litros por tonelada de cana.

Em levantamentos feitos em São Paulo, verificou-se que as usinas utilizam de 10 000 a 20 000 litros de água por tonelada de cana, para condensar os vapores.

Quanto mais baixa a temperatura da água utilizada nos condensadores, melhores serão os resultados obtidos; daí a necessidade da existência de grandes correntes, açudes ou barragens que possam fornecer, constantemente, água fria em quantidade. Caso a usina disponha de pouca água, esta é bombeada dos tanques onde estão mergulhados os tubos barométricos, para torres de resfriamento ou pulverizadores, sendo novamente utilizada.

Características dos despejos

As características médias das águas provenientes das colunas barométricas ou dos multijatos, obtidas em usinas de açúcar no Estado de São Paulo são:

— para amostras colhidas junto à coluna barométrica:

• DBO	132 mg/l
• Resíduo total	176 mg/l
• Sólidos sedimentáveis	0,4 mg/l
• pH	6,9
• Oxigênio dissolvido	3,6 mg/l

— para amostras colhidas junto aos tanques de recirculação:

• DBO	424 mg/l
• Resíduo total	446 mg/l
• Sólidos sedimentáveis	0,2 mg/l
• pH	5,9
• Oxigênio dissolvido	2,8 mg/l

Tratamento recomendado

Antes de se fazer o tratamento das águas das colunas barométricas ou dos multijatos, deve-se lançar mão de uma série de recursos que podem minimizar a DBO nessas águas:

— inspecionar os canais que conduzem a água, dentro e fora da indústria;

— bloquear a entrada de qualquer outro tipo de despejo líquido no canal;

— providenciar acesso fácil na saída das colunas barométricas, para retirada de amostras e determinação do teor de sacarose na água;

— controlar rigorosamente o nível e a pressão do evaporador a fim de evitar a elevação do líquido que poderá contribuir para o arraste do caldo (suco) nas colunas barométricas;

— instalar e inspecionar periodicamente os separadores de arraste.

Este último recurso é, a seguir, estudado com maior profundidade.

Com a instalação de separadores de arraste em usinas localizadas em São Paulo, foi constatada uma redução de 70% da DBO nas águas das colunas barométricas, assim como a recuperação de açúcar em quantidade tal que possibilitou a amortização do equipamento em uma só safra.

— *Procedência dos arrastes* — Durante a ebulição do caldo, formam-se pequenas gotas de caldo (suco), algumas das quais são na realidade pequenas bolhas de vapor com uma película de caldo. Estas gotículas são muito leves e a corrente de vapor as arrasta facilmente. O perigo que representam é tanto maior quanto maior for o vácuo.

Por essa razão é que no último vaso os arrastes são mais prejudiciais. O risco aumenta rapidamente quando a dimensão das gotas diminue. Quando são relativamente grandes, um pequeno aumento do corpo do vaso é suficiente para retê-las. Havendo formação de névoa, é mais difícil retê-las. Assim, é necessário evitar o quanto possível a formação dessa névoa que pode ser observada, algumas vezes, nos evaporadores que se alimentam pela parte superior. A névoa se forma pela violência com que o caldo se projeta no interior do vaso, por auto-evaporação. Para evitar esse arraste, é indispensável instalar nos vasos um aparelho separador. Este é colocado, geralmente, na parte superior do evaporador. É baseado no mesmo princípio dos aparelhos análogos que se empregam na eliminação de partículas sólidas ou líquidas contidas nos gases: mudanças bruscas de velocidade ou de direção, força centrífuga, impactos sobre uma parede ou um obstáculo. Os separadores colocados dentro dos vasos são chamados separadores de arraste interno.

Há vários tipos de separadores de arraste interno, podendo-se destacar os tipos Fives, Cail e centrífugo.

No Estado de São Paulo, a Usina Açucareira Santo Alexandre S.A., localizada em Mococa, instalou um separador de arraste interno, preconizado por Webre, com eficiência de 70 a 80%, permitindo, dessa maneira, que a DBO das águas das colunas barométricas seja da ordem de 20 a 50 mg/l.

— *Separadores de arraste externo* — Devido ao vácuo, os arrastes mais importantes são produzidos no último vaso. Para impedir que cheguem ao condensador, pode-se interpor um separador de arraste externo, antes das tubulações de vácuo. Este é constituído, geralmente, de um vaso cilíndrico ou duplo-cônico que forma uma expansão nas tubulações, contendo internamente uma série de defletores que podem ser de aço ou de

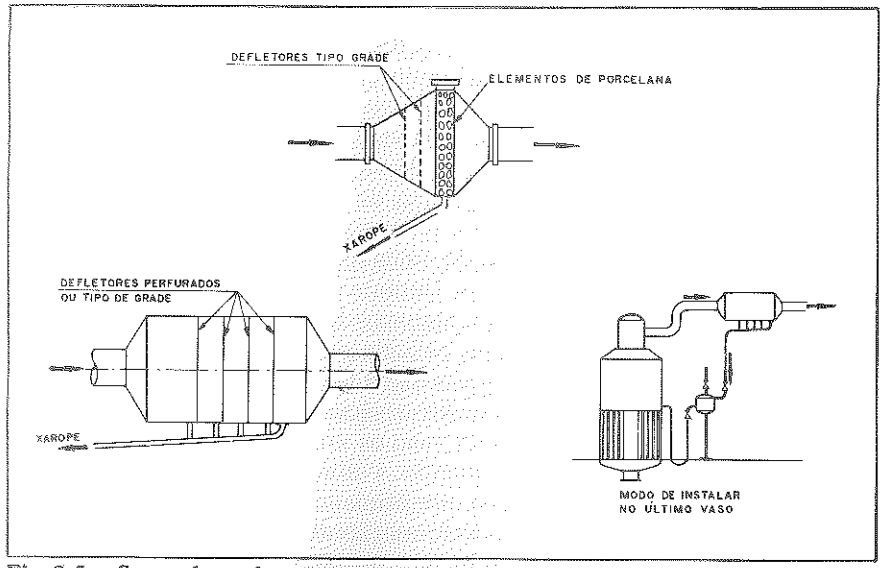


Fig. 9.5 – Separadores de arraste

porcelana. A Figura 9.5 mostra os dois principais tipos de separadores de arraste, em uso no Brasil. O diâmetro do separador deve ter pelo menos o triplo da seção das tubulações. As gotas que são arrastadas pelo vapor, chocam-se contra os obstáculos e se precipitam. O xarope recuperado é recebido na parte inferior do aparelho e é enviado a um tanque recuperador, com visores transparentes que permitem a observação do funcionamento. Este tanque é ligado ao último corpo, havendo retorno do xarope ao processo. O tanque recuperador deve também, ser dotado de válvulas que permitam drenar e medir a quantidade de xarope recuperado.

— *Quantidade de xarope recuperada* — A quantidade de xarope perdida pelo arraste, pode chegar a 3% em um múltiplo-efeito sem separadores e pode cair a menos de 0,1% se estes aparelhos são instalados e operados corretamente.

Os separadores de arraste em usinas do Estado de São Paulo, permitem a recuperação de açúcar em quantidade superior a 1%, obtendo-se diminuição da DBO em mais de 70%.

As principais medidas a serem adotadas para diminuir os arrastes são:

— não elevar o vácuo a um valor exageradamente alto;
— alimentar o caldo pelo fundo do vaso e não sobre a placa superior da calandra, para não provocar espirros ou pulverização, com conseqüente formação de névoa;
— não forçar o múltiplo-efeito além da sua capacidade normal;

— não deixar que o nível do caldo suba muito acima do nível ótimo;
— instalar separadores em cada um dos corpos e na tubulação de vácuo.

Lagoas de estabilização — Havendo necessidade de se fazer um tratamento complementar das águas das colunas barométricas, devido à necessidade de se atender às condições do corpo receptor, a melhor opção é apresentada pelas lagoas de estabilização.

O processo de lagoas de estabilização para o tratamento dos despejos das águas das colunas barométricas, vem sendo usado no Estado de São Paulo desde 1970.

Os estudos realizados recomendam, para as condições climáticas do Estado de São Paulo, a aplicação de taxas de 10 a 15g de DBO/m²/dia em lagoas facultativas. Chegou-se, também, às seguintes relações consideradas ideais para concentração dos macronutrientes nitrogênio e fósforo:

$$\frac{DBO}{N} = \frac{17}{1} \quad e \quad \frac{DBO}{P} = \frac{90}{1}$$

Nestas condições, após 7 dias de operação, verifica-se uma redução de 92% da DBO.

Recirculação das águas das colunas barométricas ou multijatos em circuito fechado — Como vimos anteriormente, o volume de água utilizado nas colunas barométricas ou multijatos é consideravelmente grande; assim sendo, o processo de recirculação dessas águas tem-se mostrado bastante interessante para indústrias que dispõem de pouca água. A água que sai das colunas barométricas, apresenta temperatura próxima a 40°C e, para o seu perfeito funcionamento, é necessário que sua temperatura seja inferior a 25°C, o que é obtido por aspersão, que também contribui para a reoxigenação da água.

Várias usinas do Estado de São Paulo, utilizam-se desse processo. Em algumas delas houve problemas de corrosão dos equipamentos e estabilização anaeróbia dessas águas. Deve-se levar em conta que a maioria das usinas que apresentam esses problemas, não dispunham dos separadores de arraste. É bastante provável que após a instalação dos mesmos, os problemas surgidos anteriormente deixem de acontecer. Pesquisas a esse respeito estão em desenvolvimento.

Vinhaça

As destilarias de álcool ou aguardente produzem, como principal resíduo, a vinhaça. Este material, que recebe diversas denominações regionais (restilo, vinhoto, caldas, vinhote, tiborna, coxixi ou garapão), tem sido há

longo tempo, uma constante preocupação dos órgãos responsáveis pelo controle da poluição. Quando as condições ambientais eram outras e o acúmulo de resíduos parecia ser assunto e preocupação para um futuro longínquo, a fiscalização era menos rígida, e o problema da eliminação da vinhaça não era considerado de maior importância na implantação de uma destilaria. O enfoque do problema, mesmo quando acompanhado de considerações econômicas, por sinal vantajosas, não parecia sensibilizar os responsáveis pela indústria alcooleira ou aguardenteira.

Atualmente, as condições são bem diversas. A humanidade, mais do que nunca, sabe que compete a ela zelar pelas condições ambientais. As más condições de nossos rios, lagos ou mares, afeta indistintamente a todos, e o futuro mostra-se sombrio se não forem tomadas providências para impedir maior degeneração do meio ambiente. Ademais, a maneira de se encarar o problema da vinhaça — exclusivamente pelo aspecto da poluição — vem gradativamente mudando, uma vez que, assim como outros resíduos, está se dando reconhecimento ao seu potencial econômico, devido à possibilidade de sua utilização na lavoura de cana-de-açúcar — e eventualmente em outras — evidenciando assim que o problema da poluição pela vinhaça pode ser eliminado, com amplas vantagens econômicas para os que assim se dispuserem a fazê-lo.

Composição da vinhaça

A composição da vinhaça depende de vários fatores, sendo que os mais importantes são: a natureza e composição da matéria-prima, e o tipo de condução do aparelho de destilação. Os primeiros dados sobre a composição da vinhaça foram obtidos da fermentação de mel final e apresentados por Almeida (1952). Naquela oportunidade, ficou evidenciado tratar-se de um material que continha, em média, mais de 93% de água; sendo que 74,85% dos constituintes sólidos que o compunham eram substâncias orgânicas. Trata-se pois, de um resíduo líquido (suspensão), com predominância, nos seus sólidos, de substâncias orgânicas e, conseqüentemente, poderíamos defini-lo como um resíduo líquido orgânico. De seus constituintes minerais (25,15% dos sólidos) 63,47% correspondem ao potássio.

De posse de tais dados, conclui-se que a vinhaça poderia ser apresentada como um fertilizante orgânico, com alto teor de potássio.

Os estudos à respeito da composição da vinhaça prosseguiram com J.R. de Almeida, na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", no início dos anos cinqüenta. Ainda foi Almeida (1952), quem apresentou a amplitude de variações nos valores dos componentes das vinhaças nas Usinas do Estado de São Paulo. Ranzani e outros (1953), também apresentaram valores de composição de vinhaça, sem entretanto especificar a sua origem e tipo.

Tabela 9.1 — Composição da vinhaça de melaço e de cana-de-açúcar (Almeida, 1962) *

Elem. Estudados	*Composição média de vinhaças*	
	% *na de melaço*	% *na de cana-de-açúcar*
Sólidos totais	6,472	6,696
Matéria orgânica	4,629	5,141
Matéria mineral	1,955	1,507
Nitrogênio	0,045	0,015
Cálcio	0,076	0,044
Magnésio	0,025	0,013
Fósforo	0,011	0,007
Potássio	0,485	0,168
pH	4,78	4,57

(*) O autor citado não se refere às condições nas quais foram obtidas tais vinhaças, entretanto esses dados serão de valia nos comentários que serão feitos a seguir.

Posteriormente, Almeida (1962) apresentou valores de composição das vinhaças de mosto de melaço e de caldo de cana, conforme é apresentado na Tab. 9.1.

Não foi possível lócalizar, entre nós, outros dados a respeito da composição das vinhaças até recentemente, quando então Gloria e colaboradores, em 1972, apresentaram um trabalho específico sobre composição de resíduos de usinas de açúcar e destilarias, no qual incluíram a composição de dois tipos de vinhaça (de melaço e de caldo de cana), obtidos em uma mesma destilaria, produzindo álcool.

Os resultados apresentados por estes autores, discordam dos de Almeida (1962), pois, enquanto este autor encontrou valores maiores de concentração de alguns elementos na vinhaça de caldo de cana que na de melaço, Gloria e colaboradores (1972), não encontraram, em nenhuma das determinações, valores superiores nas amostras de vinhaça de caldo, em relação à vinhaça de mosto de melaço.

Gloria e colaboradores (1973), apresentaram novos dados a respeito da composição de vinhaças, incluindo valores relativos à vinhaça de mosto misto (mosto preparado com melaço e caldo de cana). O interessante de tais dados é que se referem à mesma destilaria, em uma mesma safra, per-

mitindo dessa maneira, comparações mais válidas a respeito das diferenças de concentração dos elementos analisados. Estes valores estão indicados na Tab. 9.2.

Tabela 9.2 – Composição das vinhaças de acordo com Gloria e colaboradores (1972-1973)

Elementos	*Vinhaça*				
	M. Melaço (1972)	*M. Caldo (1972)*	*M. Melaço (1973)*	*M. Caldo (1973)*	*M. Misto (1973)*
*% C**	2,29 ± 0,11	1,34 ± 0,08	1,92 ± 0,05	0,59 ± 0,04	1,15 ± 0,24
% Ca	0,37 ± 0,04	0,11 ± 0,03	0,26 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,12 ± 0,03
% Mg	0,09 ± 0,02	0,03 ± 0,00	0,06 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,04 ± 0,01
% K	0,65 ± 0,07	0,17 ± 0,05	0,65 ± 0,03	0,10 ± 0,01	0,38 ± 0,11
% N	0,16 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,03 ± 0,00	0,07 ± 0,02
PO_4^3%	0,04 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,00
SO_4^2%	0,81 ± 0,04	0,2 5± 0,07	0,64 ± 0,02	0,06 ± 0,00	0,37 ± 0,09
Resíduo a 40° C %	9,45 ± 0,39	3,17 ± 0,55	7,40 ± 0,22	1,61 ± 0,13	4,80 ± 0,14
Acidez (pH = 7) e.mg/l)	—	—	5,77 ± 0,13	3,37 ± 0,25	4,02 ± 0,48
pH	4,83 ± 0,06	4,08	4,9 ± 0,1	4,3 ± 0,1	4,6 ± 0,3

(*) Multiplicando-se a % C pelo fator 3,3, obtém-se a matéria orgânica na vinhaça.

Pelos valores da Tabela 9.2 é fácil observar que as composições das vinhaças de mosto de melaço (M. melaço), mosto de cana (M. caldo) e de mosto misto (M. misto), diferem bastante quanto à concentração dos elementos nelas encontrados.

Deve ser salientado que as análises, referentes à safra de 1973, foram mais numerosas e provinham de uma amostragem mais perfeita, devendo por isso, ser consideradas mais representativas que as de 1972.

Devido a isso é que, nos próximos comentários, as considerações se farão em torno dos valores obtidos nessa safra.

A fim de se poder tecer maiores considerações a respeito do emprego da vinhaça na agricultura, e de analisar a vinhaça de mosto de mandioca (fermentação alcoólica baseada no emprego da mandioca, realizada experimentalmente em 1975, no Instituto de Tecnologia de Alimentos de Campinas, SP), usando os dados médios referentes à safra de 1973 (citados na Tabela 9.2), foram calculados os valores apresentados na Tabela 9.3, em que o teor de matéria orgânica das vinhaças (exceto a de mandioca) foi obtido multiplicando-se a concentração de carbono orgânico por 3,3.

Tabela 9.3 – Quantidade de carbono orgânico, N, P_2O_5, K_2O, CaO, MgO e SO_4 em vinhaças (em kg/m³)

Elementos	*Tipo de vinhaça*			
	M. Melaço	*M. Misto*	*M. Caldo*	*M. Mandioca*
Carbono (C)	19,2	11,5	5,9	10,2
Nitrogênio (N)	1,2	0,7	0,3	0,5
Fósforo (P_2O_5)	0,2	0,2	0,2	0,1
Potássio (K_2O)	7,8	4,6	1,2	4,7
Cálcio (CaO)	3,6	1,7	0,7	1,3
Magnésio (MgO)	1,0	0,7	0,2	0,7
Sulfato (SO_4)	6,4	3,7	0,6	3,2
Mat. Orgânica	63,4	38,0	19,5	20,4
Relação C: N	16,0	16,4	19,7	20,4

Os valores referidos na Tabela 9.3, permitem que se calcule a correspondência entre a quantidade (em metros cúbicos), de cada um dos tipos de vinhaça com os fertilizantes minerais mais usuais, em relação ao seu principal elemento nutriente (sulfato de amônia 20% N. superfosfato triplo 46% P_2O_5 e Cloreto de potássio 60% K_2O). Esses resultados são apresentados na tabela 9.4.

Tabela 9.4 – Equivalência entre o metro cúbico de diferentes tipos de vinhaça e fertilizantes minerais

Tipo de vinhaça (m^3)	*$NH_4(SO_4)_2$ kg*	*Super triplo kg*	*KCl kg*
M. Melaço	6,0	0,4	13,0
M. Misto	3,5	0,4	7,7
M. Caldo	1,5	0,4	2,0
M. Mandioca	2,5	0,2	7,8

Outras análises realizadas nos laboratórios do Departamento de Química Analítica da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, são apresentadas na Tabela 9.5. Também são apresentados os resultados citados por Rosseto e outros (1976), bem como resultados de análises realizadas por Jacinto (1976), em vinhaças de destilarias de aguardente (Dest. Galo Bravo em Ribeirão Preto).

Observando-se os resultados apresentados na Tab. 9.5, fica evidenciado que os tipos de vinhaça diferem quanto à concentração, mas apresentam semelhanças na composição, o que nos leva a concluir que o tratamento e finalidade a serem dados a esses resíduos podem ser os mesmos, diferenciando-se na quantidade que será usada.

Os valores apresentados nas tabelas 9.1 a 9.5 permitem que se obtenha uma idéia geral sobre a variabilidade da composição das vinhaças, não só

Tabela 9.5 – Composição de vinhaças durante a safra de 1975 (Est. de S.P.)

Vinhaça	Nº de amostras analisadas	Produtor	Constituintes analisados (Médias)				
			Mat. Org. %	Mat. Min. %	N %	P_2O_5 %	K_2O %
Aguardente	2	Eng. Petrocelli	6,2	0,6	0,02	0,04	0,02
Álcool (residual)	4	Cia. Açucareira Vale do Rosário	5,3	1,5	0,14	tr.	0,6
Álcool (residual)	4	Usina Sta. Elisa	6,1	1,9	0,15	0,01	0,6
Álcool (residual)	2	Usina Sta. Elisa	6,8	2,1	0,19	0,04	0,7
Álcool (residual)	6	Usina São João	4,2	1,3	0,13	0,02	0,5
Aguardente	6	Dest. Galo Bravo	1,7	0,3	0,03	0,01	0,1

em função do seu tipo, mas também, em função de características regionais e de safra. Pode-se afirmar que, em média, a vinhaça de álcool residual (mosto de melaço), apresenta quantitativamente, três vezes mais concentração que a vinhaça de álcool direto (mosto de caldo); enquanto que as vinhaças de aguardente — apesar dos dados disponíveis ainda serem relativamente escassos — não apresentarem diferenças significativas em relação às vinhaças de álcool direto.

Efeitos da vinhaça aplicada aos solos

Em 1950, no VIII Congresso Internacional das Indústrias Agrícolas, realizado em Bruxelas, Almeida e outros, apresentaram um trabalho que discutia os efeitos da adição de vinhaça ao solo. Este estudo inicial revelou que, ao contrário do que se acreditava na época, a incorporação do resíduo em apreço ao solo, não baixou o seu pH. Ao invés disso, os dados experimentais evidenciaram um acréscimo no pH e no poder de embebição dos solos.

Os mesmos autores, em 1951, comprovaram os resultados do primeiro estudo e a partir daí, iniciaram uma série de trabalhos, visando demonstrar as qualidades da vinhaça como fertilizante, não só da lavoura canavieira como de outras.

Em 1952, Almeida preparou um trabalho que pode ser considerado como a síntese de tudo o que se preconizava a respeito da vinhaça. Nesse trabalho, sugeria um sistema de aplicação de vinhaça no solo, preparado ao início da safra, na base de 500 a 1000 m³ de vinhaça por hectare. Nessas sugestões, salientava que as soqueiras e a cana-planta (até 10 meses de idade), poderiam receber vinhaça por irrigação por sulco, nas bases propostas. Completou o trabalho tecendo considerações econômicas sobre a prática aconselhada. Sem dúvida, estes e os demais trabalhos da época, tiveram o mérito indiscutível de demonstrar a possibilidade do emprego da vinhaça "in natura", na fertilização do solo. Porém, a quantidade do resíduo que recomendavam, acarretava a incorporação ao solo de altas quantidades de nutrientes que, se não fossem absorvidos pelas plantas, seriam lixiviados nos períodos subseqüentes. Ademais, o solo assim tratado, fornecia condições de um grande desenvolvimento vegetativo das plantas, e posteriormente, em períodos de seca, verificou-se que as plantas sentiam demasiadamente os efeitos da estiagem. Possivelmetne, estes aspectos não permitiram que a prática se generalizasse, conforme era de se esperar.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

É importante que seja bem situada a relevância dos trabalhos realizados até 1952, porquanto foram baseados neles que os estudos relativos aos efeitos da vinhaça sobre as propriedades físicas e químicas do solo tiveram prosseguimento.

Nos estudos de Almeida e outros (1950 e 1951), as doses pesquisadas variaram de 50 a 1000 m³ de vinhaça por hectare, e mesmo na menor delas, os acréscimos no pH e no poder de embebição do solo já se fizeram sentir. Valsecchi e Pimentel (1954), verificaram que não apenas o pH aumentava após a adição da vinhaça, mas também a capacidade de troca de cations e o valor S (soma das bases). Posteriormente, Ranzani (1956), estudou as conseqüências da aplicação desse resíduo, tendo em vista algumas propriedades físicas e físico-químicas dos solos. Os resultados obtidos, em experimento de vaso, com doses variáveis de 0 a 1000 m³ de vinhaça/ha, são apresentados na Tab. 9.6.

Tabela 9.6 – Variações das propriedades físicas e físico-químicas do solo, pela adição de doses variáveis de vinhaça (segundo Ranzani – 1956)

Determinação	Doses de vinhaça (m³)						
	0	50	100	250	500	750	1.000
Massa específica aparente	1,44	1,38	1,40	1,36	1,32	1,34	1,28
Massa específica real	2,50	2,54	2,47	2,53	2,45	2,48	2,54
Porosidade total (%)	42,4	48,9	43,3	46,2	46,1	44,7	49,5
A. capilar máxima (% V)	33,4	36,5	39,1	38,3	37,8	46,0	33,9
Umidade equivalente (% V)	11,5	9,9	10,1	10,2	10,3	8,8	7,3
Umidade murchamento (% V)	7,7	6,7	6,8	6,9	7,0	6,0	4,9
Higroscopicidade (% V)	2,4	6,5	6,5	7,0	6,8	6,2	5,5
Condutividade específica (mohs x 10)$^{-3}$	0,051	0,181	0,213	0,543	7,501	10,611	10,715
Sais Solúveis %	0,019	0,068	0,080	0,203	2,813	3,979	4,018

Apesar dos dados do experimento em apreço serem referentes a um só tipo de solo, possibilitam uma avaliação das modificações físicas que podem ocorrer no solo, pela adição da vinhaça. Até a presente data não foram encontrados, na literatura, outros dados a respeito de efeitos da vinhaça nessas propriedades do solo. Entretanto, a redução na umidade de murchamento e na umidade equivalente, não vêm em apoio da afirmação anterior: "que doses elevadas ocasionam maior efeito na estiagem para as canas". Porém, é de se notar a elevação da porcentagem de sais solúveis,

que chegaram a atingir um aumento de 210 vezes, no caso da aplicação de 1000 m³/ha; o que então suscita a hipótese de que a maior sensibilidade à seca, de canas plantadas em áreas que receberam grande quantidade de vinhaça, se deva a um aumento na pressão osmótica da solução do solo.

Um dos efeitos mais importantes do emprego da vinhaça em solos é o aumento da sua população microbiana*.

Em 1971, foi iniciado na Usina da Pedra, município de Serrana (SP), um experimento para estudar as variações das propriedades químicas do solo tratado com uma mistura de resíduos da usina e destilaria, composto de águas de lavagem de cana, outras águas residuais, vinhaça e torta de filtro. A composição média (safras 1971 e 1972) desse material é apresentada na Tab. 9.7.

Tabela 9.7 – Composição média da mistura de resíduos aplicada na Usina da Pedra (Safras 1971 e 1972)

Safra	*Elementos (em g/m³)*							
	C. orgânico	*Ca*	*Mg*	*K*	*N*	*PO_4*	*SO_4*	*pH*
1971	1856	256	49	223	98	114	317	5,8
1972	1900	428	48	289	112	115	329	5,3

Não foi possível estabelecer-se a quantidade exata da mistura de resíduos adicionada ao tratamento, devido ao sistema de aplicação (sulcos) que, conforme será apreciado adiante, apresenta o inconveniente de não se poder fixar adequadamente a quantidade de mistura a ser fornecida aos talhões. O talhão tratado recebeu os resíduos no transcorrer da safra de 1971 (20/07/71), 1972 (23-28/10/72), 1973 (21-26/11/1973) e em 1974. Devido a dificuldades internas, no serviço de distribuição dos resíduos, não foi adicionado o tratamento desse talhão de 1974. O talhão testemunha, recebeu adubação de socas, na base de 413 kg/ha na mistura 10-10-10, em 1971, 1972 e 1973. Em 1974, ambos os talhões, apenas receberam 290 kg/ha de fosfato da Flórida.

Alguns dados sobre as produções desses talhões são apresentados na Tab. 9.8.

(*) Almeida (1953), realizou um trabalho nesse sentido, procurando justificar que a ação dos fungos sobre a matéria orgânica é motivada pelo aumento do pH, provocado no solo, em decorrência de aplicação da vinhaça. Camargo (1954), verificou que em solos tratados com vinhaça, houve um aumento notável da população microbiana, com predominância dos fungos: **Neurospora** sp, **Aspergillus** sp, **Penicillum** sp, **Mucor** sp, **Streptomyces** sp. Na oportunidade sugeriu que o aumento da população microbiana provavelmente era um índice geral da elevação da fertilidade provocada pela vinhaça. Camargo (1953), sugeriu também que os efeitos físicos da vinhaça, sobre a estrutura do solo, aumentariam sua resistência à erosão. Isto foi confirmado por Cesar e Manfrinato (1954).

Tabela 9.8 – Produções agrícolas dos talhões que receberam ou não mistura de resíduos (Var. IAC 50-134)

Corte	*Talhão sem resíduo (5,98 ha)*		*Talhão com resíduo (4,62 ha)*	
	Produção t/ha	*pol % cana*	*Produção t/ha*	*pol % cana*
1º	137	11,73	162	11,93
2º	88	13,11	94	13,29
3º	71	–	81	–
4º	40	–	50	–

As amostras de solo foram retiradas de cada um dos talhões em cinco posições (nas 4 extremidades e no centro), sendo que em cada posição, obtiveram-se amostras compostas de cinco amostragens individuais, nas linhas e entrelinhas da cana. Os resultados obtidos são apresentados na Tab. 9.9. Com os dados desta tabela, foram obtidos os gráficos das Figuras 9.6 a 9.10.

Conforme é possível notar nas Figuras 9.6 a 9.10, houve um acréscimo bastante evidente da capacidade de troca de cátions do solo tratado, o que correspondeu a aumento nos teores de K^{+2}, Ca^{+2} e Mg^{+2} trocáveis, evidenciando os efeitos benéficos da adição dos resíduos, contendo vinhaça, sobre as propriedades do solo. Entretanto, é bom que seja frisado tratar-se de experimento no qual a quantidade de resíduos adicionados foi alta e irregular conforme consta na descrição feita.

Gloria e Matiazzo (1975), estudando o efeito resultante da adição da vinhaça, na disponibilidade de fosfato no solo, verificaram que, pela adição da vinhaça, o pH do substrato (solo + areia) caía (de 5,3 para 4,3 a 4,7). Mas, decorridos 10 dias, voltava ao nível original, e daí por diante crescia. Matiazzo (1976), verificou que, após 183 dias, o pH de um solo "regossol" passou de pH 5,0 para 7,5 e um "latosssol", de pH 5,2 para 6,6. Em relação aos estudos de disponibilidade de fosfatos, em virtude da aplicação da vinhaça, não conseguiram obter resultados favoráveis à vinhaça, talvez devido às condições dos experimentos (experimentos de laboratório, tipo Neubauer).

Para menores quantidades de vinhaça, não são conhecidos trabalhos publicados sobre o seu efeito nas propriedades físicas e químicas do solo. Entretanto, alguns dos trabalhos já citados chegaram a expor resultados referentes à adição de 50 m³ de vinhaça/ha, onde já se pode notar indícios dos efeitos favoráveis aqui mencionados.

Tabela 9.9 – Variação das propriedades químicas dos solos tratados ou não com mistura de resíduos

LOCAL		SOLO NÃO IRRIGADO								SOLO IRRIGADO								
		C	Ca + Mg	K^+	PO_4^{3-}	pH	CTC	ACIDEZ		C	Ca + Mg	K^+	PO_4^{3-}	pH	CTC	ACIDEZ		
								Total	Titul.							Total	Titul.	Ano
LINHA	M	1.03	2.62	0,08	0,13	5.7	6.51	2.83	0,20	1.07	2.94	0.10	0.25	5.7	6.40	3.18	0.23	
	SM	0.05	0.37	0.01	0.02	0.13	0.42	0.22	0.06	0.02	0.78	0.02	0.07	0.25	0.26	0.56	0.07	
	S	0.18	1.16	0.02	0.05	0.42	1.32	0.70	0.20	0.05	2.49	0.06	0.23	0.80	0.82	1.76	0.22	1971
ENTRE LINHA	M	1.03	2.11	0.11	0.20	5.4	5.55	2.84	0.21	1.07	2.74	0.07	0.23	5.8	5.60	3.03	0.21	
	SM	0.05	0.13	0.02	0.04	0.06	0.21	0.15	0.04	0.04	0.44	0.01	0.05	0.18	0.21	0.36	0.04	
	S	0.14	0.42	0.05	0.13	0.20	0.66	0.46	0.11	0.11	1.38	0.02	0.17	0.57	0.66	1.14	0.14	
LINHA	M	1.04	2.78	0.10	0.25	5.8	6.37	3.08	0.10	1.04	3.35	0.20	0.48	6.1	7.28	2.61	0.16	
	SM	0.04	0.22	0.02	0.08	0.08	0.25	0.10	0.02	0.04	0.51	0.03	0.06	0.20	0.46	0.37	0.05	
	S	0.12	0.71	0.08	0.26	0.26	0.79	0.32	0.06	0.13	1.62	0.11	0.19	0.62	1.37	1.08	0.15	1972
ENTRE LINHA	M	0.99	2.63	0.11	0.17	5.7	7.15	3.06	0.16	1.11	3.44	0.07	0.23	6.1	7.62	2.67	0.12	
	SM	0.55	0.30	0.02	0.03	0.12	0.34	0.17	0.04	0.02	0.54	0.03	0.05	0.24	0.35	0.37	0.02	
	S	0.16	0.95	0.06	0.09	0.39	1.08	0.55	0.13	0.05		0.08	0.17	0.75	1.12	1.16	0.08	
LINHA	M	1.00	2.72	0.12	0.11	5.9	6.02	3.94	0.17	1.41	5.48	0.60	0.51	6.4	8.80	3.12	0.02	
	SM	0.10	0.68	0.04	0.02	0.32	0.61	0.74	0.06	0.12	0.71	0.15	0.12	0.12	0.96	0.39	0.00	
	S	0.22	1.52	0.10	0.05	0.71	1.37	1.66	0.13	0.26	1.58	0.33	0.28	0.26	2.16	0.87	0.01	1973
ENTRE LINHA	M	0.98	3.22	0.09	0.15	5.6	6.05	3.12	0.15	1.38	6.18	0.43	0.87	6.5	9.07	2.98	0,03	
	SM	0.09	0.72	0.02	0.02	0.34	0.61	0.49	0.06	0.11	0.70	0.14	0.32	0.13	0.87	0.19	0.00	
	S	0.20	2.61	0.05	0.05	0.77	1.36	1.10	0.14	0.24	1.56	0.31	0.71	0.30	1.95	0.44	0.00	
LINHA	M	1.080	3.730	0.073	0.071	6.15	8.30	2.060	tr	1.280	4.570	0.145	0.617	6.16	9.95	2.320	tr	
	SM	0.089	0.393	0.013	0.210	0.074	0.670	0.074	tr	0.126	0.429	0.061	0.112	0.225	0.521	0.265	tr	
	S	0.200	0.880	0.031	0.471	0.167	1.500	0.167	tr	0.282	0.961	0.137	0.252	0.505	1.165	0.593	tr	1974
ENTRE LINHA	M	0.990	3.180	0.066	0.264	5.99	8.27	2.160	tr	1.090	4.980	0.201	0.629	6.29	9.59	1.900	tr	
	SM	0.079	0.501	0.019	0.046	0.116	0.764	0.198	tr	0.044	0.492	0.058	0.144	0.086	0.572	0.077	tr	
	S	0.178	1.122	0.044	0.104	0.260	1.709	0.444	tr	0.100	1.101	0.130	0.324	0.394	1.279	0.173	tr	
LINHA	M	1.053	3.648	0.168	1.250	6.590	8.240	2.720	tr	1.140	4.688	0.306	0.964	6.640	9.760	3.184	tr	
	SM	0.040	0.377	0.028	0.333	0.142	0.487	0.182	tr	0.055	0.466	0.146	0.199	0.081	0.470	0.254	tr	
	S	0.090	0.844	0.063	0.745	0.318	1.089	0.407	tr	0.124	1.043	0.327	0.447	0.181	1.052	0.569	tr	1975
ENTRE LINHA	M	0.984	3.120	0.108	0.383	6.600	6.920	2.784	tr	0.973	4.912	0.273	1.068	6.730	8.760	3.008	tr	
	SM	0.064	0.429	0.022	0.078	0.137	0.542	0.276	tr	0.089	0.647	0.081	0.266	0.086	1.000	0.144	tr	
	S	0.144	0.960	0.049	0.174	0.306	1.213	0.618	tr	0.200	1.448	0.181	0.594	0.192	2.237	0.322	tr	

Obs.: As médias de 1971/72 e 1974 foram de 10 amostras e em 1973, 5 amostras

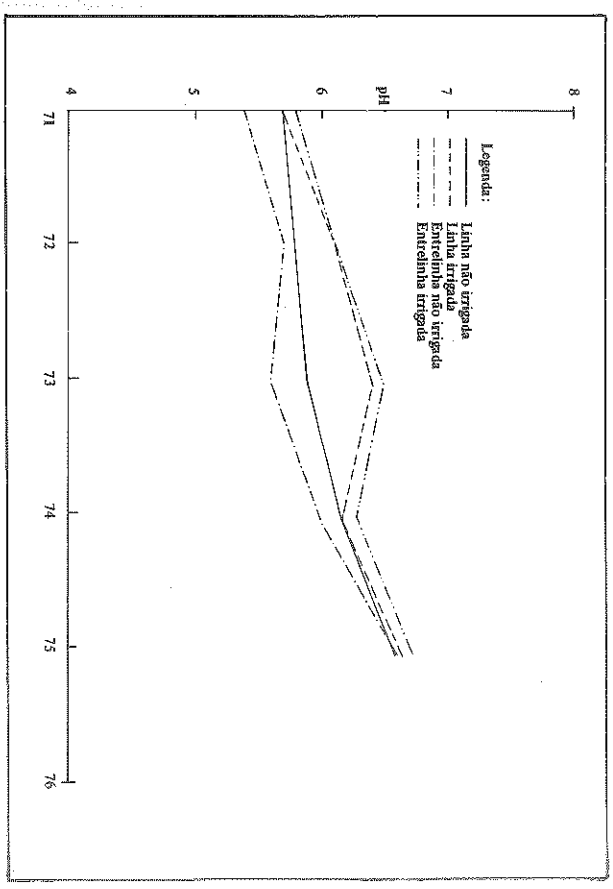


Fig. 9.6 – Variação no pH dos solos tratados com mistura de resíduos

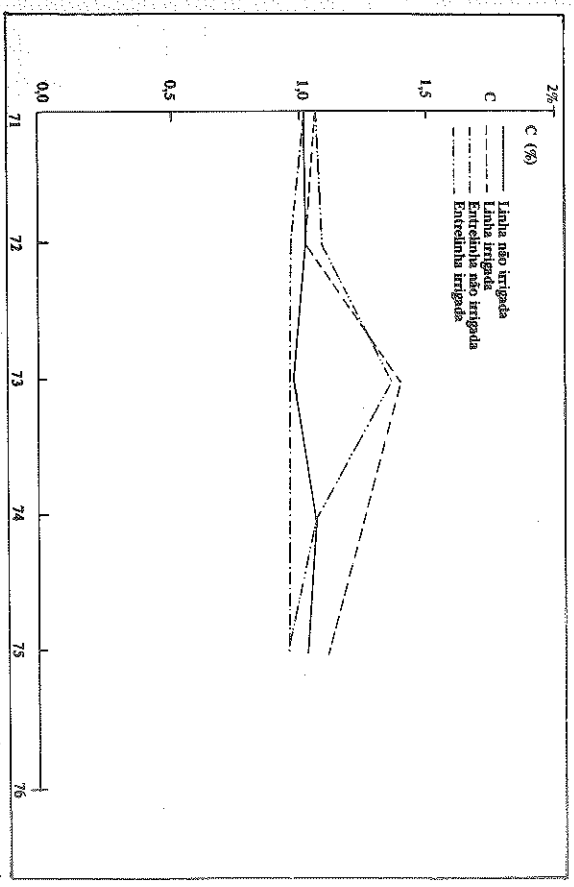


Fig. 9.7 – Variação no carbono orgânico dos solos tratados com mistura de resíduos

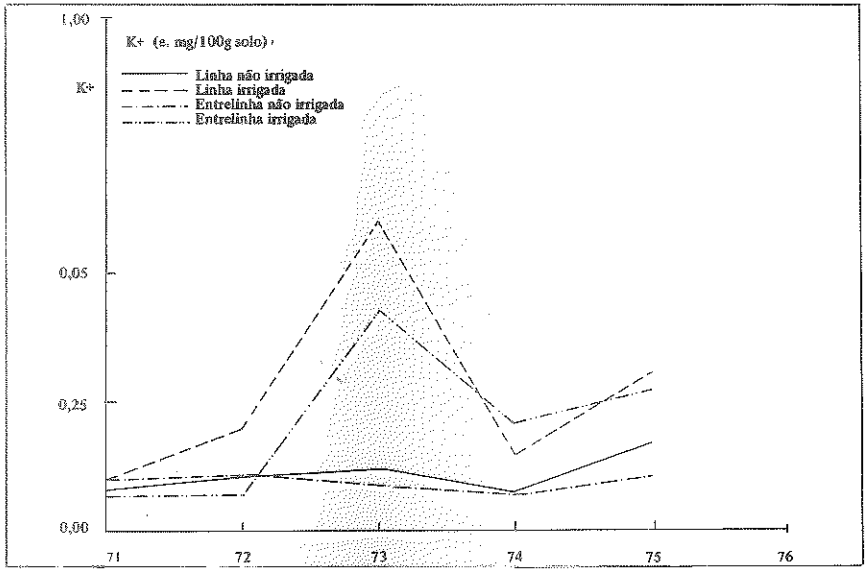


Fig. 9.8 – Variação do K^+ trocável dos solos tratados com mistura de resíduos

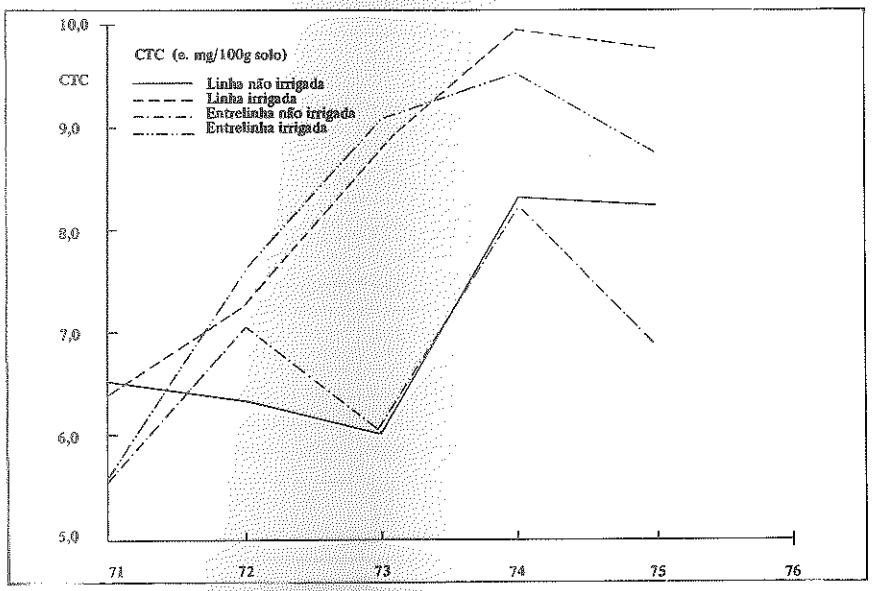


Fig. 9.9 – Variação na capacidade de troca de cátions dos solos tratados com mistura de resíduos

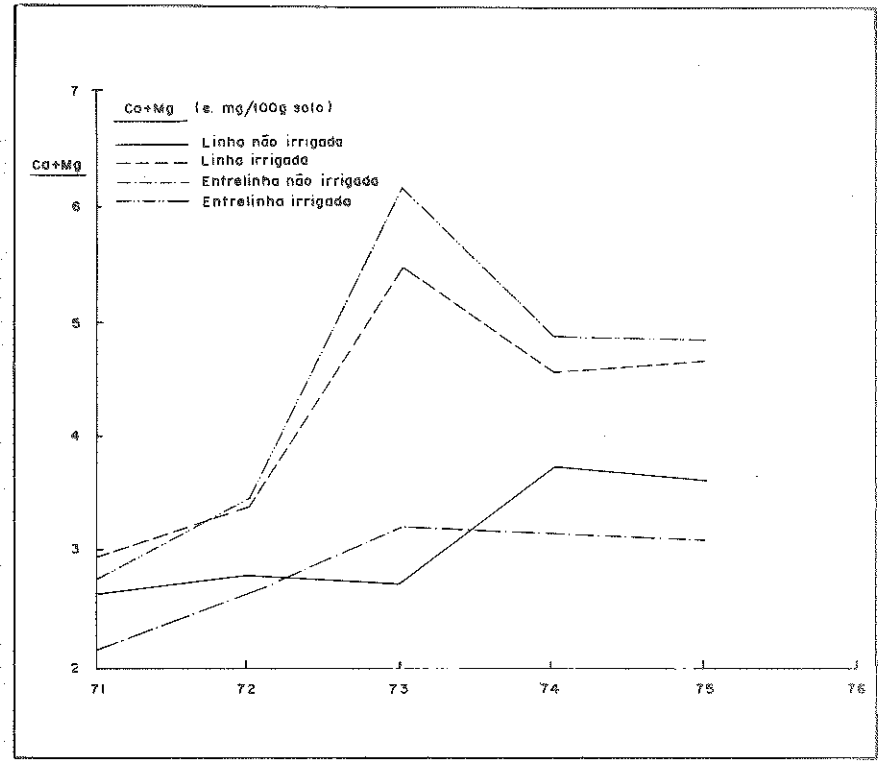


Fig. 9.10 – Variação no Ca + Mg trocáveis dos solos tratados com mistura de resíduos

Efeitos da vinhaça na produção agrícola

A aplicação da vinhaça na cultura da cana-de-açúcar parece ter sido iniciada de forma acidental, prosseguindo empiricamente, até o início dos anos cinqüenta, quando então foram iniciados os trabalhos pioneiros de J.R. de Almeida. Entretanto, o primeiro trabalho publicado a respeito dos efeitos da vinhaça na produção agrícola, não dizia respeito à cana e sim a outras culturas — feijão, algodão, milho e gergelim (Ranzani e outros, 1953). Posteriormente Arruda (citado por Gomes, 1957), publicou os resultados de experimento que estabelecia uma comparação entre a adubação mineral e o tratamento com diferentes quantidades de vinhaça. Neste mesmo trabalho, Gomes (1957), cita resultados de experimentos realizados em Pernambuco. Os resultados da adição da vinhaça em todos esses ensaios, foram evidentes; entretanto, quer nos trabalhos de Ranzani e outros

(1953), quer naqueles citados por Gomes (1957), as doses utilizadas variavam entre 250 a 1000 m³ de vinhaça por hectare. Apenas para servir como uma avaliação do que representavam tais doses, em termos de nutriente: no trabalho de Ranzani e outros (1953), a vinhaça aplicada (1000 m³/ha) foi analisada e revelou quantidades totais de 3.700 kg de matéria orgânica, 470 kg de nitrogênio (N), 50 kg de fósforo (P_2O_5) e 3.100 kg de potássio (K_2O), o que obviamente representa quantidades equivalentes de fertilizantes minerais, completamente antieconômicas, e que ninguém se atreveria a usar em condições normais. Por essa razão, a comparação do uso da vinhaça (nessas doses), com as adubações minerais comuns, não poderia oferecer outros resultados, além daqueles já citados.

Almeida (1962), apresentou uma série de resultados de ensaios de adubação com vinhaça, nas culturas de cana, feijão, milho, algodão, ainda em doses elevadas, e com os evidentes resultados a favor, relativos aos tratamentos com o resíduo.

Existem inúmeros ensaios não divulgados, realizados nos âmbitos das usinas, relativos aos efeitos benéficos da vinhaça sobre as produções agrícolas da cana. Entretanto, quase todos são baseados na aplicação de quantidades elevadas desse material.

Em ensaios realizados na Usina da Pedra, Gloria e Magro (1975), empregaram doses de 35 m³ de vinhaça por hectare, em dois experimentos simples. Um, compreendendo cinco talhões aparentemente homogêneos, e outro montado em faixas, em apenas um talhão. Estes experimentos visavam obter subsídios para adoção de um sistema de adição da vinhaça, baseado no emprego de menores doses de resíduo e através da distribuição por caminhão. Nesses ensaios, a vinhaça foi complementada com pequenas quantidades de fósforo solúvel, visando com isso, principalmente, contribuir para a maior ativação do crescimento da flora microbiana do solo. Os resultados desses experimentos estão resumidos nas Tabelas 9.10 e 9.11.

Tabela 9.10 — Aumento percentual da produção agrícola em dois experimentos com aplicação de vinhaça (35 m³/ha)

Tratamentos	*Experimento I (talhões)*	*Experimento II (faixas)*
Vinhaça	47,2	35,8
Vinhaça + S.T. (1)	23,3	50,0
Vinhaça + DAP(2)	14,7	22,1
Adubação Mineral(3)	23,4	15,4

(1) superfosfato triplo 1 kg/m³ vinhaça
(2) diamônio fosfato 1 kg/m³ vinhaça
(3) 413 kg/ha fórmula 10-5-15

Tabela 9.11 — Produções agrícolas, em t/ha/mês, nos talhões do Experimento I (adubação mineral e com vinhaça, completadas ou não)

Talhão	*Período (meses)*					*Cinza % Caldo*
	0 a 18	*18 a 30*	*30 a 42*	*Tratamentos*	*42 a 60*	
214	6,69	7,72	5,18	Testemunha	3,52	0,28
213	6,67	6,57	4,43	A.Mineral(1)	4,35	0,36
215+223 + 229 (média)	6,77	6,64	5,14	Vinhaça(2)	4,53	0,42

(1) 413 kg/ha da fórmula 10-5-15
(2) Complementada ou não com superfosfato triplo e DAP conforme consta da Tab. 9.10.

Conforme os resultados expostos nas Tabs. 9.10 e 9.11, conclui-se que é possível substituir a adubação mineral das soqueiras, pela adição da vinhaça. Estudos relativos à complementação desse resíduo, poderão fazer com que as produções obtidas sejam ainda muito superiores às conseguidas por intermédio da adubação mineral. É importante salientar que a adição de vinhaça na dose dos experimentos descritos, acarretou uma elevação muito pequena no teor de cinza % caldo. Esse aspecto: qualidade do caldo produzido em áreas fertilizadas com vinhaça, é importante, porquanto altas percentagens de cinza — nas quais predomina o potássio, — acarretam efeitos melacigênicos, impedindo a cristalização da sacarose, com graves prejuízos para a produção do açúcar.

Sistemas de aplicação agrícola da vinhaça

Gloria (1975), expôs que a utilização da vinhaça poderia ser realizada através de diferentes sistemas: pelo emprego de vinhaça "in natura" e pelo emprego da vinhaça industrializada (concentrada ou em pó). Conforme foi citado naquela oportunidade, a industrialização da vinhaça esbarrava na falta de condições técnicas ou altos custos do empreendimento. Deve-se ainda considerar que o emprego da vinhaça concentrada, ainda exigirá estudos até que se possa estabelecer as condições de sua aplicação.

Tendo em vista tais fatos, a apreciação do emprego agrícola da vinhaça se fará apenas cogitando-se na sua aplicação "in natura".

O sistema de aplicação desse resíduo, na forma em que é produzido, pode ser subdividido da seguinte forma:

— Sistema de distribuição por sulcos:
  - Sem diluição
  - Com diluição

— Sistemas de distribuição por caminhão:
  - Sem complementação
  - Com complementação

A) *Sistemas de distribuição por sulcos sem diluição*

Basicamente é o sistema preconizado por Almeida (1952) para adubação de socas. Atualmente, é empregado apenas por usinas em áreas pequenas, próximas à destilaria e geralmente destinadas a canteiros de mudas. O sistema apresenta todos os inconvenientes inerentes ao de distribuição por sulcos, agravado pelo fato de que, sendo o resíduo mais concentrado, as variações nas quantidades de elementos nutrientes, acrescentados aos talhões, é ainda maior. As razões disso serão apreciadas oportunamente.

Um sistema desse tipo só se justifica em condições extremas, tais como: premência de tempo para instalação de sistema de despejo da vinhaça; condições adversas de clima (chuvas em demasia) durante a safra; defeitos em outros sistemas de distribuição que obriguem, temporariamente, o uso desse recurso.

Em qualquer caso, entretanto, deve-se limitar as áreas de viveiros passíveis de serem irrigadas, nos períodos de seca a fim de evitar os efeitos, já mencionados, de uma estiagem sobre canas crescendo nessas condições.

B) *Sistemas de distribuição por sulcos com diluição*

Este é um dos sistemas mais utilizados nas usinas do Estado de São Paulo e consiste na diluição da vinhaça ou, eventualmente, de outros resíduos, em proporção bastante variável com águas residuais da usina ou de outras fontes para aplicação na lavoura, mediante um sistema de canais e sulcos.

O sistema exige, além de bombas e canalizações para o envio dos resíduos diluídos, a preparação adequada do terreno, a fim de se obter a distribuição mais uniforme possível e evitar, no máximo, o perigo de erosão.

Alguns sistemas adotados, elevam os resíduos até uma caixa coletora, no nível mais elevado e daí, por uma rede de canais, são distribuídos por gravidade.

Monteiro (1971), descreve um sistema de distribuição adotado na Usina da Pedra, onde ao invés de se elevar o material até o ponto de cota

mais elevada, este é distribuído diretamente do cano mestre elevatório a um canal primário, seguindo por canais secundários até os sulcos da cana por onde se faz a distribuição nos talhões.

É evidente que para a implantação de um sistema desse tipo, é necessário um levantamento plani-altimétrico da área a ser irrigada e, posteriormente, devem ser traçados os carreadores primários e, paralelamente a eles, os canais primários. Desses canais primários, saem os secundários, com declividade em sentido contrário à dos canais primários, devendo ser evitadas as declividades exageradas que podem acarretar problemas de erosão. A declividade do sulco dependerá do tipo de solo e devem ser feitos testes, empregando-se o resíduo diluído e não água, porquanto os resultados são diferentes num caso ou outro, conforme cita Monteiro (1971). De acordo com Rossetto e outros (1976), na Usina São João (Araras-SP) foi implantado um sistema semelhante ao descrito, utilizando vinhaça diluída com águas de condensação e lavagem de cana, na proporção variável de 1:8 a 1:10. Os canais primários foram construídos com uma declividade de 0,5% e os canais secundários, distantes 100 metros um do outro, apresentaram declividade de 0,5 a 1,0% no sentido inverso do canal primário. A sulcação foi paralela aos canais primários.

Rossetto (1976), assinala que trabalhou também com um sistema de tomadas diretas do canal primário e distribuição por zigue-zagues, perpendiculares a esse canal. De acordo com o autor citado, este esquema revelou-se mais prático e eficiente que aquele de canais secundários.

Entretanto, é conveniente que, ao se pretender estabelecer um projeto de irrigação, com mistura de resíduos ou simplesmente com vinhaça diluída, sejam consultados os técnicos em irrigação, alertando-os porém de que, o material a ser adicionado ao solo é mais viscoso que a água, e conduz nutrientes que devem ser espalhados da forma mais homogênea possível.

Infelizmente, o sistema de irrigação por sulcos tem apresentado um grande inconveniente: a heterogeneidade e o desperdício na distribuição dos resíduos. Apesar de se poder saber a quantidade de líquido que entrou no talhão, este volume não pode ser estabelecido antecipadamente, porque, a fim de se poder irrigar todos os pontos do talhão, a quantidade total de líquido que aí entra é muito variável, dependendo principalmente do tipo de solo, das condições de umidade e do preparo do terreno.

Por isso, ocorrem as já citadas condições de heterogeneidade, e como as distribuições do resíduo são feitas no período de seca (safra da cana), geralmente a quantidade de resíduo que cada talhão recebe é muito grande, e isso traz os já comentados inconvenientes. Este problema pode se agravar quando a declividade dos sulcos é pequena, conforme atestam os resultados de Rossetto e outros (1976).

Na Tab. 9.12 obtida com os dados fornecidos por Rossetto e outros (1976), podemos apreciar os volumes distribuídos (em m^3/ha) nas cinco amostragens.

Tabela 9.12 – Quantidade de mistura de resíduos, vinhaça pura e nutrientes aplicada por hectare de cana soca

Amostragem	*Volume distribuído (m^3/ha)*		*Nutrientes adicionados**		
	Mistura	*Vinhaça*	*N kg/ha*	*P_2O_5 kg/ha*	*K_2O kg/ha*
1	5.411	541	695	101	2.597
2	10.871	1.087	1.397	203	5.218
3	6.845	684	879	128	3.283
4	5.222	522	671	98	2.506
5	5.019	502	645	94	2.410

(*) Baseados nos valores médios de composição da vinhaça, conforme citado por Rossetto e outros (1976).

Os valores da Tab. 9.12 comprovam o que se tem afirmado, não só a respeito da heterogeneidade da aplicação por sulcos, como a respeito da elevada quantidade de nutrientes, principalmente potássio, que é acrescentada ao solo quando se emprega o processo em apreço.

Além de tudo, não só a aplicação entre talhões é desuniforme, como também dentro do próprio talhão, — no sentido do caminhamento da mistura no sulco — encontram-se outras heterogeneidades, conforme atestam os resultados de Rossetto e outros (1976). Cabe aqui, entretanto, lembrar que tais diferenças, dentro dos talhões, tendem a se uniformizar rapidamente, conforme revelaram os resultados de experimentos realizados na Usina da Pedra (ver Tab. 9.9)

Devido a esses problemas, não é recomendável basear a aplicação da vinhaça, exclusivamente num sistema desse tipo. Entretanto, esse sistema pode e deve ser adotado, em áreas de canteiros ou multiplicação, exatamente para servir de "sistema de segurança" para um outro processo de distribuição de vinhaça (por caminhões), do qual se passará a tratar.

C) *Sistemas de distribuição por caminhões*

Conforme já foi salientado, o sistema de aplicação da vinhaça por caminhão, pode ser subdividido em: vinhaça sem complementação e vinhaça complementada.

A exposição que inicialmente será feita, aplica-se igualmente aos dois tipos, e serão comentados, mais oportunamente, no decorrer da apresentação do assunto, pormenores acerca da complementação da vinhaça.

A distribuição de vinhaça por caminhão, não é idéia nova. Foi sugerida como uma das opções de distribuição da vinhaça, por Almeida (1952), e utilizada em algumas usinas.

Lima (1953), baseado nos trabalhos de J.R. de Almeida, apresentou um delineamento para um sistema de captação e distribuição da vinhaça, por caminhão. Neste sistema propôs a construção de um tanque receptor, cavado no solo e revestido de alvenaria, para coletar a vinhaça quente que sai da destilaria.

Desse tanque, o resíduo era bombeado para um depósito alimentador (de madeira), construído em altura superior a dos carros-tanques, a fim de que a alimentação destes fosse feita por gravidade, através de uma (ou mais) canalização de cobre de cinco polegadas. Dependendo do número de canalizações poderiam ser carregados, simultaneamente, vários caminhões.

Os caminhões eram providos de tanques de madeira com capacidade de 3 a 10 m^3, com o tubo de descarga de 4 polegadas ligado a uma mangueira de 2 a 3 m de comprimento para facilitar a adição nos sulcos, sem que tivessem de deixar o carreador. Baseado em tal sistema, e numa adição de 1000 m^3 de vinhaça por hectare, foram apresentadas considerações econômicas sobre o processo, incluindo despesas com a implantação e possíveis resultados econômicos globais.

Conforme se observa, nesse sistema existem alguns pontos, que à luz do que atualmente se sabe, não são recomendáveis, tais como:

— a quantidade de vinhaça aplicada por hectare é muito elevada;
— o caminhão descarrega o resíduo nos sulcos e o caminhamento se faz através do solo, com todos os problemas inerentes ao sistema de sulcos já comentados;
— a construção de tanque para resfriamento é desnecessária, podendo o carregamento ser feito diretamente do tanque de abastecimento.

O trabalho de Lima (1953), traz detalhes da construção de tanques e esquemas da localização destes, que podem ser úteis na implantação de um sistema de distribuição da vinhaça por caminhão, mesmo face aos acontecimentos atuais.

Lima (1968), propôs um sistema de distribuição de vinhaça por caminhão que se assemelha, em alguns pontos, com o processo que atualmente parece ser o mais adequado. Neste sisema, é proposta a adição de 40 m^3 de vinhaça por hectare, complementada com uma tonelada de superfosfato simples (20% P_2O_5). Para a distribuição do material residual era proposto um sistema dotado de vários tanques, sendo dois ao lado da destilaria — cada um com dimensões de 20m x 20m x 2,5m e capacidade para 1000 m^3.

A vinhaça deveria sofrer um resfriamento (para 30 a 40°C), no primeiro tanque, e aí também seria neutralizada com cal virgem, sendo em seguida encaminhada ao segundo tanque, onde seria diluída (relação 1:1) com água. Desse tanque, a vinhaça diluída, resfriada e neutralizada, seria enviada para tanques situados nas regiões de aplicação. Esses tanques (de carregamento) seriam locados, cada um em área de 40ha, e teriam 20m x 10m x 4m; portanto, com capacidade para armazenar 800 m^3 da mistura. Os caminhões seriam carregados nesses locais e a maneira pela qual fariam a distribuição não foi especificada, exceto que a adição se faria nas entrelinhas das soqueiras, na base de 80 m^3/ha, portanto 40m^3 de vinhaça por hectare. A distribuição do fertilizante fosfatado seria feita em separado e antecipadamente, com adubadeiras. Apesar do sistema descrito apresentar algumas modificações muito importantes, em relação aos que o precederam, notadamente no aspecto do volume de vinhaça, ainda apresentava alguns defeitos, tais como:

— preconizava o resfriamento, neutralização e diluição da vinhaça: três providências onerosas e que hoje já se mostram desnecessárias;
— não especificava a forma de adicionar a vinhaça com caminhões.
— sugeria que se deixasse um escoadouro dos excessos de vinhaça para os cursos d'água, medida atualmente ilegal e contraproducente;
— não complementava a vinhaça nos tanques ou nos caminhões, o que trazia o inconveniente de uma operação agrícola a mais. É importante salientar que a quantidade preconizada de fosfato, não pode ser julgada com acerto, porquanto, na época, talvez os seus resultados fossem diferentes dos que são encontrados atualmente. Entretanto, com base em resultados recentes para o Estado de São Paulo, em terras já cultivadas com cana há algum tempo, 200 kg de P_2O_5 por hectare é uma quantidade excessiva.

Cabe aqui ressaltar que este trabalho apresentou mais um ponto muito importante a seu favor, e que é a sugestão de tanque de vinhaça próximos às áreas a serem irrigadas, fazendo com que a vinhaça caminhe por gravidade ou bombeamento, ao invés de conduzi-la por caminhão.

Através do exame das dificuldades inerentes ao sistema da aplicação da vinhaça ou mistura de resíduos por canais e sulcos, na Usina da Pedra, passou a ser cogitada a hipótese de se fazer a distribuição por caminhão, introduzindo porém, algumas modificações nos sistemas semelhantes anteriormente propostos. A primeira providência foi verificar qual seria a quantidade de vinhaça capaz de substituir a adubação mineral das soqueiras, usualmente empregada nessa usina. Através dos dados de avaliação da composição de resíduos (Gloria e outros 1972-1973), foi possível estabelecer que, em média, 35 m^3 da vinhaça aí produzida tinha suficiente nitrogênio para se equiparar ao fertilizante nitrogenado mineral usualmente empregado. É fácil verificar, através de dados da Tab. 9.3, que tal volume correspondia (em média), a 42 kg de N, 7 kg de P_2O_5 e 327 kg de K_2O por hectare. Uma vez que os ensaios de adubação, em cana-soca e em áreas já ocupadas com cana há algum tempo, não tinham revelado resposta às adubações fosfatadas, tornou-se óbvio que a preocupação primordial era a de fornecer nitrogênio em quantidade que já se havia revelado satisfatória, o mesmo se aplicando em relação ao potássio (apesar da quantidade, no caso, ser elevada, muitos experimentos têm mostrado resposta, mesmo em doses superiores a 240 kg de K_2O/ha). Conseqüentemente, foi julgada satisfatória a substituição da adubação mineral por essa quantidade de vinhaça, sem a preocupação inicial de complementá-la.

Entretanto, é bem conhecida a importância do fósforo na atividade microbiana. Considerando-se o alto teor de matéria orgânica, facilmente oxidável, que a citada quantidade de vinhaça possui (2219 kg), foi estabelecida uma complementação de fósforo, na base de 500g de P_2O_5/m^3. Isto, grosseiramente, equivale a cerca de 1 kg de superfosfato triplo ou diamônio fosfato por metro cúbico de vinhaça. O acerto da medida foi comprovado, porquanto, nos primeiros ensaios realizados, chegou-se a obter 50% de aumento na produção agrícola, empregando-se a vinhaça complementada com 1 kg de superfosfato triplo por metro cúbico (ver Tab. 9.10).

Porém, a complementação da vinhaça é ainda um assunto carente de mais pesquisas e resultados. Atualmente encontram-se montados diversos experimentos, em diferentes solos, nos quais esse resíduo é complementado com doses variáveis de nitrogênio e fósforo. De antemão, e como seria fácil de antever, já se observou que as respostas às complementações variam de um local para outro, não podendo e não devendo ser generalizadas. Apesar disso, e tendo-se em vista o papel importante que o fósforo representa na reprodução microbiana, é recomendável a aplicação de fosfato solúvel, na quantidade mencionada.

Estabelecida a quantidade a ser aplicada e, posteriormente, verificada a ação favorável da complementação com fósforo, foi verificado que a adição da vinhaça "in natura", conforme saía da destilaria, isto é, quente e sem neutralização, quando aplicada sobre a soqueira de cana não acarretava inconvenientes.

Mesmo nos casos em que a soqueira já apresentava indícios de brotação, esse sistema não trouxe problemas e nas oportunidades em que se aplicou a vinhaça quente sobre as soqueiras já crescidas, houve uma pequena "queima" das folhas, que se recuperaram a seguir. Entretanto, ficou bem estabelecido que a adição da vinhaça, preferencialmente, deve ser feita logo após o corte da cana, antes da brotação; inclusive, agindo dessa

forma, parece haver uma sensível melhoria nas brotações das soqueiras, mesmo nos períodos de seca acentuada. Outro aspecto a ressaltar, é a forma pela qual os caminhões distribuem vinhaça, isto é, por toda a área do talhão, "regando-o" com o resíduo, e permitindo uma distribuição uniforme dos nutrientes.

Aliás, conforme ressaltou Gloria (1975), o principal mérito do sistema de distribuição por caminhões, reside em permitir a adição controlada e racional dos resíduos, podendo-se complementá-la sem riscos de perdas de nutrientes.

A maior critica que o sistema tem recebido é relativa à economia do processo. Conforme Gloria (1975) apresentou: admitindo-se uma destilaria para 90 m^3 de álcool/dia, com uma produção elevada de vinhaça (na base de 1 litro/álcool para 14 litros/vinhaça), ter-se-ia 1260 m^3 de vinhaça a distribuir por dia. Com caminhões de capacidade usual (7 m^3 de carga), seriam necessárias 180 viagens diárias para completar a distribuição do resíduo. De acordo com o autor citado, para 10 viagens por dia com caminhão, teríamos necessidade de 18 caminhões, com dois motoristas por caminhão (devido ao turno de 24 hs), para fazer a distribuição diária da vinhaça. A estimativa dos gastos, por viagem, para a época e na região de Ribeirão Preto, foi de Cr$ 80,00 o que, tendo em vista uma safra de 150 dias, representava um custo de Cr$ 2.160.000,00. Em contrapartida, o valor dos nutrientes adicionados, em substituição à adubação mineral, correspondia a Cr$ 3.856.000,00, o que representava um lucro líquido de Cr$ 1.696.000,00 por safra.

Esses dados foram obtidos através de considerações teóricas e avaliações de custos, estando sujeitos, portanto, a críticas e ressalvas. Entretanto, no transcorrer da safra de 1975, foi possível se estabelecer os custos reais, através de estudos realizados na Usina Costa Pinto, em Piracicaba (SP), por Gloria e Pexe (1976).

De acordo com esses autores, no período de 10/07/1975 a 30/09/75, trabalhando com frota de caminhões a óleo e à gasolina, foi possível irrigar 730 hectares, com média de 47,1 m^3/ha. Os custos totais, no período (incluindo combustível, óleo, consertos, peças, mão-de-obra e encargos sociais), foram de Cr$ 232.862,29 o que forneceu um custo unitário de Cr$ 318,70/ha.

Uma avaliação dos custos, tendo em vista o tipo de caminhão empregado, também foi realizada e revelou os seguintes valores:

— Custo por viagem: Cr$ 29,29 (D); Cr$ 34,02 (G).*

— Custo por hectare: Cr$ 205,03 (D); Cr$ 238, 14 (G).

(*) (D) caminhão a óleo Diesel
(G) caminhão à gasolina

— Custo caminhão/mês: Cr$ 12.034,64 (D); Cr$ 15.037,51 (G).

O sistema implantado na Usina Costa Pinto foi semelhante ao da Usina da Pedra, e apresenta o seguinte fluxograma por viagem:

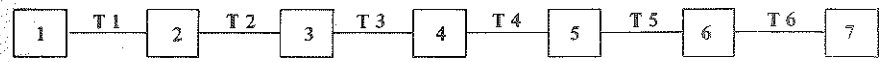


Fig. 9.11 – Fluxograma de uma viagem

Os eventos são relativos a:

1. Início do carregamento do caminhão
2. Fim do carregamento
3. Chegada ao talhão
4. Início da distribuição
5. Fim da distribuição
6. Saída do talhão
7. Chegada ao carregamento

Portanto, as atividades correspondem ao tempo de:

T1. Carregamento.
T2. Percurso do caminhão até o talhão.
T3. Preparação do caminhão para a distribuição (no caso da Usina Costa Pinto correpondia à colocação de um prolongamento da barra de distribuição), e localização do ponto inicial de distribuição.
T4. Distribuição da vinhaça no terreno.
T5. (no caso da Usina Costa Pinto representava o tempo de retirada do prolongamento da barra de distribuição).
T6. Percurso do caminhão (descarregado) até o ponto de carregamento.

Os pontos de distribuição se situaram, em média, a 10 Km da usina, e no máximo a 15 km e foi empregado um número variável de caminhões, dependendo da época. Ao final da safra, a frota de caminhões distribuidores, era constituída de 5 caminhões a óleo e 3 à gasolina. Todos os caminhões eram de aquisição anterior a 1973 e, portanto, com seus custos amortizados, razão pela qual não foram computados os custos de capital na fase de avaliação econômica.

Foram feitas avaliações dos tempos para as diferentes atividades, quer em operação controlada, quer em operação de rotina. Estas avaliações, permitiram concluir que 61,63% do tempo total de uma viagem, é ocupado pelas atividades T2 e T6, o que demonstra o acerto da medida preconizada por Lima (1968), de se procurar fazer pontos de carga (caixas coletoras), em locais próximos aos talhões a serem irrigados. Uma aplicação do sis-

tema PERT, para avaliação do tempo mais provável das atividades, forneceu os valores da Tab. 9.13.

Tabela 9.13 – Avaliação do tempo mais provável de cada atividade, em sistemas de aplicação de vinhaça por caminhão a óleo (D) e a gasolina (G). (Gloria e Pexe, 1976)

Atividade	*Tempo (em minutos)*							
	Otimista		*Médio*		*Pessimista*		*Mais Provável*	
	G	*D*	*G*	*D*	*G*	*D*	*G*	*D*
T1	3	3	4	4	19	19	6,33	6,33
T2	12	9	17	30	43	42	20,50	28,50
T4	7	10	12	12	15	17	11,67	12,50
T3+T5	2	2	6	6	8	8	5,67	5,67
T6	4	7	8	11	21	30	9,50	13,50
Total							53,67	66,50

Tabela 9.14 – Custos dos fertilizantes e da aplicação

Trator	*Tempo Médio na Adubação*	*Preço* Cr$/ha*
Massey Fergunson 95	1,65	55,52
Valmet 110	1,65	68,26
AD 7	1,85	86,29
Médias	1,71	70,02

(*) Preço acumulado da usina até 31/08/75.

Preço tonelada adubo (formulação 15-9-18) em 31/08/75.	
Valor	Cr$ 2.100,00
— 40% subsídio	840,00
+ transporte	47,00
Total/ton.	Cr$ 1.307,00 ou Cr$ 540,08/ha
Valor da fertilização mineral de 1 hectare	
Aplicação (1,71 h/ha) (Cr$ 70,02/ha)	119,48
Fertilizante	540,08
Total	659,56

Com os valores obtidos, foi possível avaliar o tempo mais provável de uma viagem, como sendo de 66 minutos para caminhão diesel, e 54 minutos para caminhão à gasolina.

Ainda do trabalho de Gloria e Pexe (1976), é possível obter os resultados econômicos da aplicação, considerando-se, nesse caso, na fertilização mineral, os custos dos fertilizantes e da aplicação, conforme consta na Tab. 9.14.

Tendo em vista os dados da Tab. 9.14 e os custos da aplicação da vinhaça por hectare (Cr$ 318,70/ha), estes fornecem um lucro líquido total de Cr$ 340,86/ha.

Magro e Gloria (1976), realizaram estudos semelhantes, na Usina da Pedra e obtiveram os seguintes resultados: fertilização com vinhaça: Cr$ 259,65/ha; fertilização mineral: Cr$ 514,68 (considerando subsídio de 33% no preço do adubo, formulação 10-5-15, na base de 496 kg/ha).

Os valores citados por Gloria e Pexe (1976) e Magro e Gloria (1976), podem e devem ser comprovados nas usinas que se dispuserem a aplicar um sistema desse tipo, e se possível serem mantidas as avaliações periódicas como sistema de controle da operação.

É óbvio que os estudos de complementação da vinhaça poderão tornar o sistema ainda mais atraente no aspecto econômico. Entretanto, cabe aqui ressaltar que os efeitos indiretos da aplicação da vinhaça, graças ao seu alto conteúdo de matéria orgânica coloidal e outros elementos nutrientes, não devem ser desprezados e, pelo contrário, trarão benefícios indiretos, no mínimo, na manutenção da fertilidade do solo, cujo valor é enorme, não só para o presente como para o futuro.

Conclusão

O relato que acaba de ser feito mostra a evolução dos estudos de aplicação da vinhaça ao solo e procura demonstrar aos interessados na resolução do problema que, resolvendo uma situação grave no aspecto social e legal (da poluição) possibilita a obtenção de lucro direto (através da economia da adubação) e indireto (através do aumento ou da preservação da fertilidade natural dos solos). Para tanto, basta que seja criado, junto aos serviços agrícolas de cada usina ou destilaria, um sistema de aplicação da vinhaça à lavoura de cana.

Tendo em vista que a vinhaça é um resíduo somente disponível na época do corte da cana (safra), deve ser considerada prioritária a sua aplicação às soqueiras.

O único sistema atualmente disponível que permite uma aplicação realmente racional e econômica desse resíduo é através da distribuição

por caminhões, dotados de barra distribuidora (chuveiros), que deverão aplicar quantidades variáveis de vinhaça (dependendo das condições de fertilidade do solo e composição da vinhaça) de cerca de 30 a 50 m^3/ha. A complementação da vinhaça de mosto residual pelos resultados disponíveis até o momento, deve ser feita na base de 500g de P_2O_5 por metro cúbico, podendo ser esperados com isso, aumentos de produção de no mínimo 10% em relação à adubação mineral, quando se realiza tal complementação.

O sistema preconizado não está livre de problemas: a alta concentração de potássio da vinhaça poderá, em certas condições, criar problemas nutricionais na cana. Entretanto, nas áreas em que já foi feita a citada aplicação, nada houve que pudesse comprovadamente, justificar algum receio na adição da vinhaça.

Além disso, é recomendável que, à par do sistema de distribuição por caminhões, a usina ou destilaria disponha de área próxima e se possível destinada a viveiros de multiplicação, a fim de prepará-la para irrigação por sulcos e eventualmente, ser usada durante a adição de vinhaça, quando por qualquer motivo, o resíduo se acumular na destilaria.

A exeqüibilidade prática do sistema proposto, foi atestada e comprovada em várias usinas e destilarias, não só do Estado de São Paulo como em outros Estados brasileiros.

A esquematização detalhada de um sistema, conforme é proposta, deve levar em consideração as condições particulares de cada usina ou destilaria, razão pela qual seria supérfluo tentar-se obter um esquema adaptável a todas as condições. Sendo assim, na implantação de um sistema desse tipo, é conveniente consultar técnicos habituados na sua implantação e funcionamento.

Utilizando os dados apresentados neste trabalho e avaliando-se os custos de capitais, juros e seguros, foram obtidos os seguintes valores para uma destilaria de 120.000 l álcool/dia.

Produção de álcool:	120.000l/dia
Produção de vinhaça (1 l álcool/14 l vinhaça):	680.000l/dia
Número de viagens (caminhões 7 m^3):	240
Número de viagens/dia/caminhão:	15
Número de caminhões:	16
Custo da viagem (caminhões diesel):	Cr$ 53,00
Viagens/ha:	5
Custo de fertilização de 1 hectare:	Cr$ 265,00
Custo da fertilização mineral (ha de soqueira):*	Cr$ 587,12

(*) Valor médio obtido dos dados de Gloria e Pexe (1976), Magro e Gloria (1976).

Diferença de custos entre fertilização com vinhaça e adubação mineral:	Cr$ 322,12/ha.
Vinhaça produzida na safra (150 dias):	252.000 m^3
Área possível de ser fertilizada com vinhaça:	7.200 ha
Custo da adubação mineral de 7.200 ha:	Cr$ 4.227.264,00
Custo de fertilização com vinhaça de 7.200 ha:	Cr$ 1.908.000,00
Lucro líquido do sistema por safra:	Cr$ 2.139.264,00

Águas da lavagem dos pisos e equipamentos

Origem

As usinas, normalmente, interrompem uma vez por semana a fabricação, a fim de fazer uma lavagem geral dos equipamentos, enquanto que os pisos são lavados diariamente.

Quantidade de despejos

A quantidade de água utilizada para lavagem dos pisos e equipamentos varia; entretanto, podemos considerar que o volume total de água de limpeza situa-se em torno de 200 a 300 m^3/usina para os equipamentos e igual volume para lavagem dos pisos.

Características dos despejos

As características das águas de lavagem dos pisos e equipamentos são, também, bastante variáveis, tendo pH, às vezes, desde extremamente ácido até extremamente alcalino, de acordo com as substâncias químicas utilizadas (ácidos, soda cáustica, detergentes ou sabões).

A DBO varia na faixa de 200 a 2.000 mg/l. Já se detectou a presença de cromo nesses despejos, devido ao emprego de desincrustante à base deste metal.

Tratamento recomendado

As águas de lavagem de pisos e equipamentos devem ser coletadas através de uma rede especial, que conduzirá essas águas a um único ponto que pode ser a caixa receptora da vinhaça ou outro local previamente estudado.

Em indústrias que produzem álcool, as águas de lavagem de pisos devem ser enviadas à caixa receptora da vinhaça, pois é interessante fazer-se a diluição da mesma. Logo após, estes efluentes devem ser recalcados à lavoura para irrigação.

Nas indústrias que não produzem álcool, torna-se necessário dar outro destino a essas águas residuárias, podendo eventualmente ser tratadas em

lagoas de estabilização, junto com outras águas, tais como: água de lavagem de cana, água das colunas barométricas ou águas condensadas dos evaporadores.

As águas de lavagem dos pisos e equipamentos são ricas em fósforo, que auxilia a estabilização pois funciona como nutriente. O fósforo é resultante da desincrustação dos evaporadores.

Outros despejos em usinas de açúcar e álcool

Água de resfriamento dos aparelhos da destilaria

Este efluente praticamente não causa problemas, pois não entra em contato direto com qualquer poluente. O único inconveniente, porém de fácil solução, é o aumento da temperatura que pode causar poluição térmica. A temperatura média desta água é da ordem de 40°C.

Água da descarga das caldeiras

As caldeiras sofrem descargas, em suas caixas de lama, de 4 a 6 vezes ao dia, sendo que essas descargas representam 5 a 10% do volume total da caldeira.

A DBO dessas descargas é bastante baixa, porém a concentração em lama inorgânica e sólidos solúveis é alta. O resíduo pode ser isolado, ou pode ser incorporado à caixa receptora da vinhaça para irrigação da lavoura.

Esgotos domésticos

As águas residuárias oriundas dos esgotos domésticos da indústria devem ser tratadas separadamente e seu efluente pode ser utilizado na lagoa de estabilização.

CONCLUSÃO

Baseados no que foi exposto, podemos concluir que, de todos os resíduos de uma indústria açucareira, o único cujo tratamento representa um ônus efetivo para a mesma, é a água de lavagem de cana. De fato, essas águas necessitam, forçosamente, sofrer gradeamento, decantação e posterior tratamento biológico, os quais representam um gasto não amortizável com o aumento de produção, ao longo do tempo. Porém, os tratamentos sugeridos para a água de lavagem de cana são relativamene econômicos, o que representa uma solução economicamente viável para o tratamento dos despejos das usinas de açúcar e álcool.

10

TRATAMENTO DE DESPEJOS DE CERVEJARIAS

DESCRIÇÃO SUMÁRIA DO PROCESSO DE FABRICAÇÃO

A cerveja é a bebida resultante da fermentação de um mosto obtido pela cocção de malte e lúpulo em determinadas condições.

Em muitos países é permitido adicionar outros materiais, quer antes do cozinhamento, quer após. Assim, por exemplo, no Brasil é permitido substituir uma parcela do malte, por várias formas de amido (quirera de arroz, milho), em quantidades tais que possam ser transformadas em açúcares pelas enzimas amilolíticas (amilase, por exemplo), ainda disponíveis no malte. Também é permitido adicionar uma parcela de açúcar cristal ou mascavo e caramelo para obter cervejas escuras adocicadas. Nos E.U.A., permite-se a adição de numerosos produtos, como estabilizadores de espuma, agentes preservativos, antioxidantes e outros. Na Alemanha e na Tchecoslováquia, não é permitido o emprego de qualquer substância que não seja malte, lúpulo, água e levedura.

Grande parte dos aditivos permitidos nos E.U.A. são proibidos nos países europeus. A maioria dos países permite, porém, a adição de cereais não maltados para a elaboração do mosto.

Depois do cozimento, deixa-se esfriar e decantar o mosto, transferindo-o, a seguir, para dornas onde se adiciona a levedura. A temperatura é mantida abaixo de 10°C (na baixa fermentação) e a fermentação se processa durante uma semana ou mais, com muita turbulência, que vai se reduzindo à medida que se aproxima o fim da fermentação. Nessa temperatura e com levedura apropriada, esta se deposita na parte baixa da dorna, motivo pelo qual a operação toma o nome de "baixa fermentação" (em inglês: *bottom fermentation;* em alemão: *untergärung*). Nas temperaturas acima de 10°C e com outra variedade da levedura, esta não sedimenta, sendo arrastada pelo gás carbônico para as partes mais altas da dorna, motivo pelo qual a operação toma o nome de "alta fermentação" (inglês: *top fermentation;* alemão: *obergärung*). A cerveja de alta fermentação é

produzida geralmente em cervejarias próprias e a levedura freqüentemente está contaminada com outras formas de microrganismos, adquirindo assim um sabor ácido, bem diferente da cerveja de baixa fermentação.

Após a fermentação em dornas, com decantação parcial do levedo, o mosto termina de fermentar em cubas fechadas, sob ligeira pressão, em temperatura próxima de 0°C, para se obter o enriquecimento da cerveja em ácido carbônico. O restante do levedo se deposita no fundo das cubas, deixando a cerveja com menor turbidez. Esta é a fase da maturação e pode levar de 10 dias a vários meses.

Em seguida, a cerveja é filtrada, engarrafada e pasteurizada, a fim de destruir eventuais microrganismos, o que confere ao produto um maior tempo de conservação *(self live)* nas garrafas.

Quando acondicionada em barris (chope), não é feita a pasteurização, motivo pelo qual o produto deve ser mantido a baixa temperatura para não se deteriorar. A diferença entre a cerveja e o chope, está na pasteurização. Esta consiste no aquecimento do produto engarrafado, à temperatura de 60-70°C, durante alguns minutos.

Os resíduos líquidos e sólidos aparecem em quase todas as seções: cozimento, fermentação, maturação, filtração, engarrafamento (conteúdo das garrafas quebradas), enchimento de barris, pasteurização (descargas intermitentes, com vários dias de intervalo), além de grande quantidade de águas de lavagem de garrafas e de barris.

A Figura 10.1, mostra um fluxograma da fabricação de cerveja, com destaque para os resíduos líquidos e sólidos produzidos.

ORIGEM, NATUREZA E QUANTIDADE DOS DESPEJOS

Nas cervejarias, os resíduos líquidos provêm, em sua maioria, das máquinas de lavar garrafas, das dornas de fermentação, do bolo das centrífugas, da lavagem dos panos dos filtros-prensa e das descargas das máquinas de pasteurização.

As descargas do pasteurizador e das lavagens das garrafas acontecem periodicamente, ocorrendo, geralmente, no encerramento do período semanal de fabricação. Os outros efluentes são contínuos durante o período de fabricação.

Despejos da maltaria

Nas cervejarias que possuem, anexa, a fábrica de malte, dois tipos de despejos são caracterizados: grãos de cevada em suspensão, além de sólidos sedimentáveis, provenientes das impurezas da matéria-prima. Possuem cor e turbidez não muito elevadas e pH variando na faixa de 7 a 8, po-

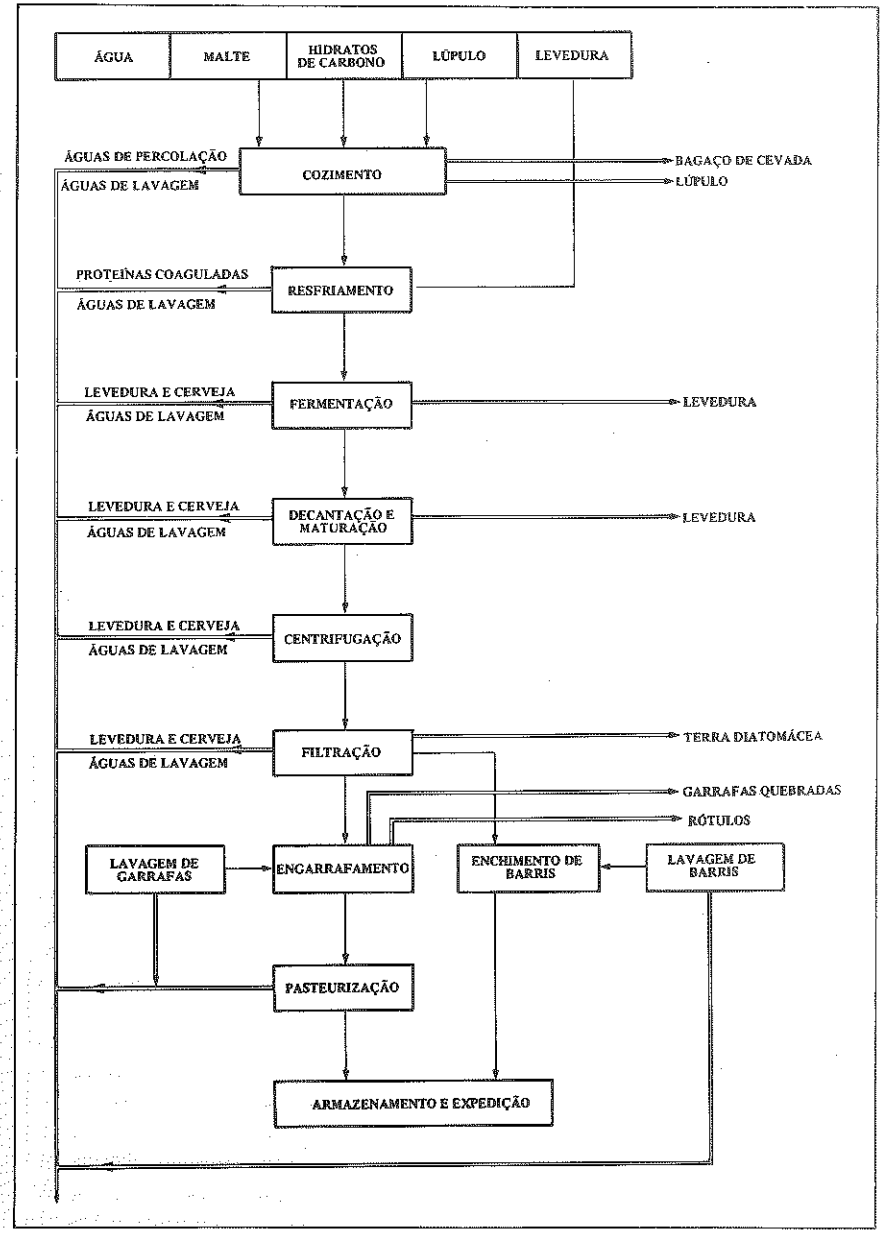


Fig. 10.1 – Fluxograma da fabricação de cerveja

dendo, às vezes, alcançar 10 ou 11 durante a lavagem dos tanques de molhamento com soda cáustica. Sob o ponto de vista químico, os despejos da maltaria contêm, principalmente: legumina, fibrina, maltose e arabinose.

Despejos da cervejaria propriamente dita

A Tab. 10.1 discrimina, dentro das diferentes fases do processo, a origem e a composição dos diferentes tipos de resíduos.

Tabela 10.1 – Origem e composição dos resíduos

Fase de fabricação	*Origem do resíduo*	*Composição*
Cozimento	Restos de mosto e lavagem dos equipamentos	Solução aquosa de açúcares, dextrina, proteínas, taninos, resinas.
Fermentação	Lavagem dos tanques	Álcool etílico, gás carbônico, ácidos, aldeídos, cetonas, ésteres, gorduras, bactérias.
Maturação	Fundo das cubas	Líquido enriquecido de proteínas e produtos derivados de sua degradação.

Além desses, pode-se esperar no efluente: restos de papéis (celulose) dos rótulos das garrafas, amido, fermento decantado ou centrifugado, terra de diatomáceas e uma pequena quantidade de cerveja proveniente dos interstícios do fermento rejeitado e das garrafas que se quebraram durante a pasteurização.

Todos esses despejos caracterizam-se pela elevada DBO e são ricos em proteínas que se decompõem rapidamente, provocando fortes odores.

A Tab. 10.2, dá uma idéia da porcentagem de carga poluidora e volume dos principais tipos de despejo.

A Tab. 10.3, especifica tipos de resíduos e a porcentagem de carga poluidora que cada um dos resíduos provoca, bem como o volume de despejos produzido na fabricação de 100 litros de cerveja.

Tabela 10.2 – Carga poluidora e volumes dos principais despejos

Despejo	*DBO (%)*	*Vazão (%)*
Farinha de malte amassado Filtro Caldeiras Lúpulo Solução de malte saturado em água	28	25
Fermento	59	3
Operações de acabamento	1	8
Esfriamento Armazenagem dos barris	0	4
Sala de fermento Enchimento de garrafas Pasteurizados	12	60

Tabela 10.3 – Tipos de resíduos e porcentagem de carga poluidora

Características dos despejos	*l de despejo/ 100 l de cerveja*	*DBO (mg/l)*	*% da carga de DBO*
Líquido proveniente de prensagem dos grãos	1,41-2,37	15 000	3,5
Líquido proveniente da prensagem do lúpulo	0,9	7 340	1,1
Água de lavagem do pano de filtro do malte	5,9	4 930	4,6
Água de lavagem do fermento	1,2	7 400	1,2
Cerveja filtrada do fermento	1,2	69 000	13,3
Lavagem dos equipamentos Despejos de cerveja Água de resfriamento Esgotos sanitários	–	–	76,3

Dada a complexidade das transformações existentes nos diversos estágios da fabricação de cerveja e a natureza das matérias-primas, a composição química e microbiológica do efluente de uma cervejaria é muito variada.

A DBO depende do volume utilizado de água. Os valores da DBO dos despejos de maltaria, estão localizados numa faixa compreendida entre 400 a 1.500 mg/l, enquanto que os da cervejaria, situam-se entre os valores de 1.000 a 2.000 mg/l.

Para se ter uma idéia de como variam a DBO, SS e pH dos despejos de algumas cervejarias americanas, é útil apreciar a Tab. 10.4.

Os dados da Tab. 10.5, exemplificam alguns valores de cervejarias brasileiras.

Tabela 10.4 – Exemplos de DBO, SS e pH dos despejos de quatro cervejarias dos E.U.A.

Análises	*Chicago*	*Louisville*	*Minster*	*Houston*
DBO(mg/l)	1.200	419	1.028	858
SS (mg/l)	650	244	305	411
pH	6,1	7,4	5,5	–

Tabela 10.5 – Exemplos de DBO, SS e pH dos despejos de três cervejarias brasileiras

Análises	*Cervejaria 1*	*Cervejaria 2*	*Cervejaria 3*
DBO (mg/l)	–	1.000	1.800
SS (mg/l)	118	350 a 800	447
pH	6,5 a 7,5	5 a 10	–

Volume dos despejos

A malteação consome de 4 a 8 m^3 de água por tonelada de cevada, sendo o resíduo líquido despejado em descargas intermitentes.

De maneira geral, o consumo de água por litro de cerveja está na faixa de 8 a 40 litros, com uma média de 13 litros.

O Instituto de Higiene de Água da Alemanha (FFR), estima que o volume de despejos incluindo o da fabricação do malte esteja compreendido entre 17 e 24 vezes a quantidade de cerveja produzida.

Nas cervejarias americanas, o volume total dos despejos por litro de cerveja produzido varia de 13 a 17 litros.

Devido à grande quantidade de despejos que as cervejarias descarregam, alguns métodos de redução de volume estão sendo testados, principalmente nos Estados Unidos.

Uma maneira de se obter a redução de volume de despejos consiste, por exemplo, na lavagem das caldeiras com três cargas de água, sendo a terceira carga empregada para a primeira lavagem da caldeira seguinte. Outra medida de redução seria o reuso da água de resfriamento no engarrafamento, na pasteurização, etc.

POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO DOS DESPEJOS DE CERVEJARIA

As águas residuárias, tanto das maltarias como das cervejarias, contêm materiais que, por sua possibilidade de aplicação como alimento, fertilizantes (lúpulo), combustível para caldeiras (lúpulo) e medicamentos (fermento), justificam sua recuperação antes de se incorporarem aos esgotos.

As substâncias possíveis de recuperação são: grãos de cevada, lúpulo gasto, fermento em excesso, bolos dos filtros, sólidos estabilizadores de cerveja e o lodo cáustico de lavagem de garrafas. Entretanto, a recuperação de tais materiais só é compensadora em grandes instalações onde o volume dos despejos é muito grande, justificando os equipamentos de secagem. Nestes casos a recuperação, além de economicamente viável, contribuiria para aliviar a concentração dos efluentes.

MÉTODOS DE TRATAMENTO ATUALMENTE UTILIZADOS

Os efluentes provenientes das dornas de fermentação, das dornas de envelhecimento e dos processos de recuperação de levedura, são os mais trabalhosos sob o ponto de vista do tratamento.

Em relação aos demais despejos, alguns podem ser removidos por peneiras, outros são convenientemente diluídos, de modo que sua carga poluidora, muitas vezes, torna-se insignificante em comparação com os efluentes citados acima.

O tratamento das águas residuárias das cervejarias e maltarias pode ser realizado por processos semelhantes aos empregados na depuração dos esgotos domésticos, graças ao seu elevado conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes. Às vezes, entretanto, há falta de nitrogênio.

Às vezes, antepõe-se ao tratamento biológico, um tratamento químico a fim de aliviar a parte biológica. Este tratamento consiste numa precipitação química com silicato de sódio ou sulfato ferroso e cal.

O tratamento primário envolve, sempre, um decantador com período de detenção inferior a 1 hora, suficiente para a precipitação, de modo a satisfazer às disposições legais para certas classes de corpos receptores.

O tratamento em separado dos despejos de cervejaria, tem sido realizado por filtração biológica, lodos ativados e, em um limitado número de casos, por tratamento anaeróbio.

Utilizando-se a filtração biológica, obteve-se a remoção de DBO superior a 90%, numa taxa da ordem de 150 l/m³.dia. Este processo é, todavia, sensível às rápidas alterações de pH e choques de cargas orgânicas.

O processo de lodos ativados, vem sendo empregado, com sucesso, num certo número de estações, resultando remoção de DBO da ordem de 90%.

O processo de mistura completa é preferido, nos E.U.A., a fim de minimizar os efeitos dos choques de cargas e manter uma alimentação máxima em todas as fases do processo (0,45 kg de DBO/dia/kg de SSTA). Cargas orgânicas excessivas redundarão em crescimentos filamentosos, com pobres propriedades filtrantes. O nitrogênio, deve ser adicionado como nutriente suplementar.

Nas figuras 10.2 10.3 e 10.4, são representados alguns esquemas, representativos dessas instalações típicas.

PESQUISAS EFETUADAS EM LABORATÓRIOS E EM INSTALAÇÕES-PILOTO COM DESPEJOS DE CERVEJARIA, VISANDO O EMPREGO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

Generalidades

É de se notar que, para um levantamento conveniente de parâmetros com vistas a um projeto de tratamento de despejos industriais por lodos ativados, são requeridas investigações em escala de laboratório e em escala piloto.

Dadas as peculiaridades relativas aos despejos que cada tipo de indústria descarrega e pelo fato de ocorrerem, em instalações da mesma natureza, muitas variações na composição e vazão de tais despejos, este procedimento pode ser considerado como sendo a maneira mais adequada para a fixação desses parâmetros.

Experiências de laboratório

A seguir é descrito, resumidamente, um caso concreto de investigação. Nos estudos de laboratório, as pesquisas foram realizadas por meio de uma célula aerada, com capacidade útil de 1 litro, contendo dois comparti-

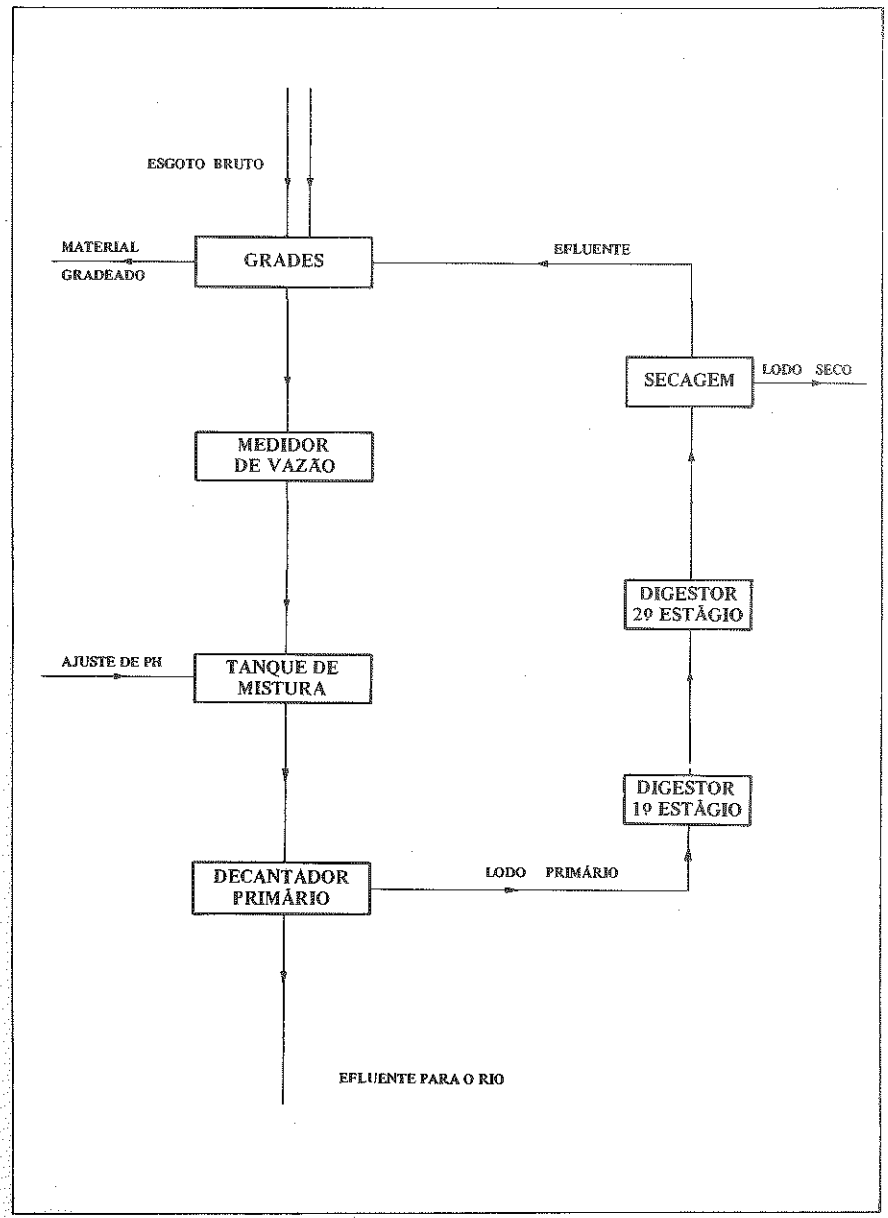


Fig. 10.2 – Tratamento primário

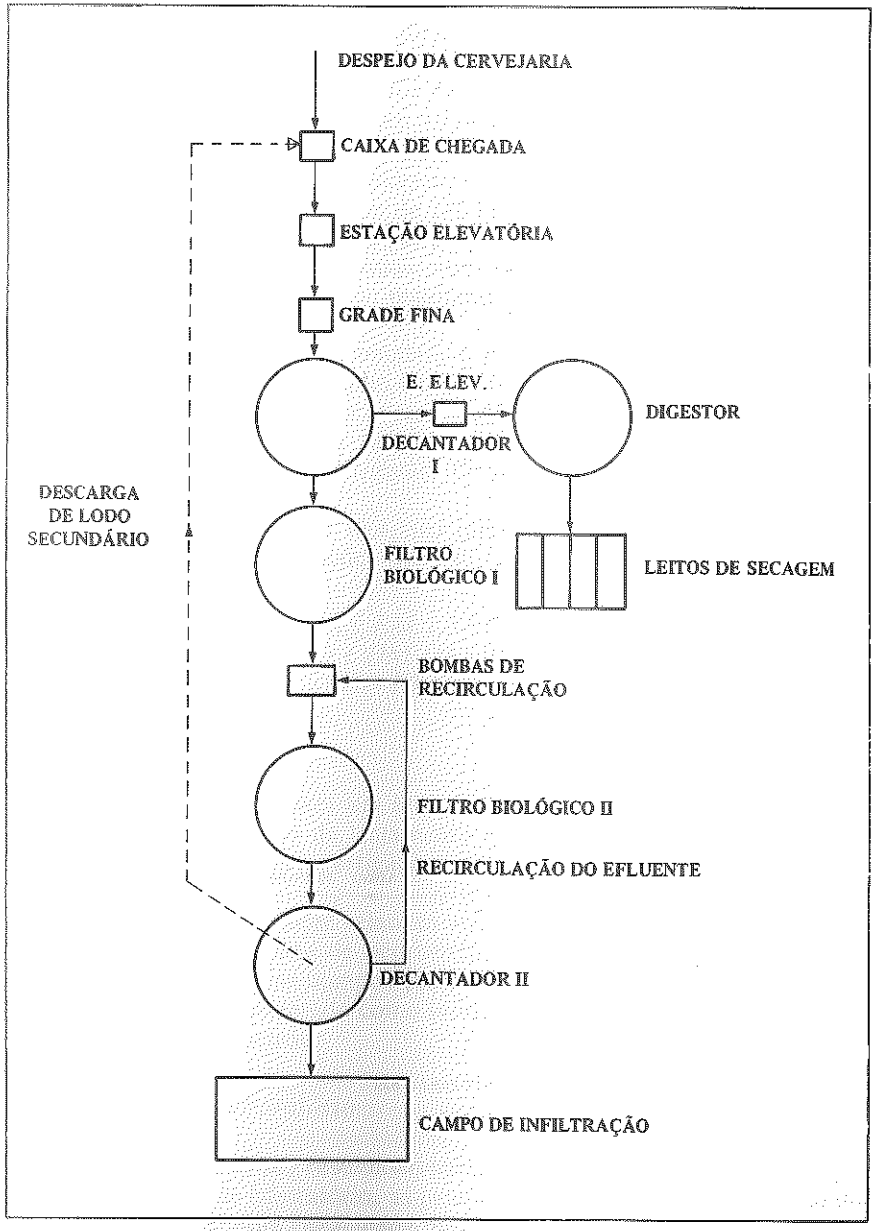


Fig. 10.3 – Tratamento por filtro biológico

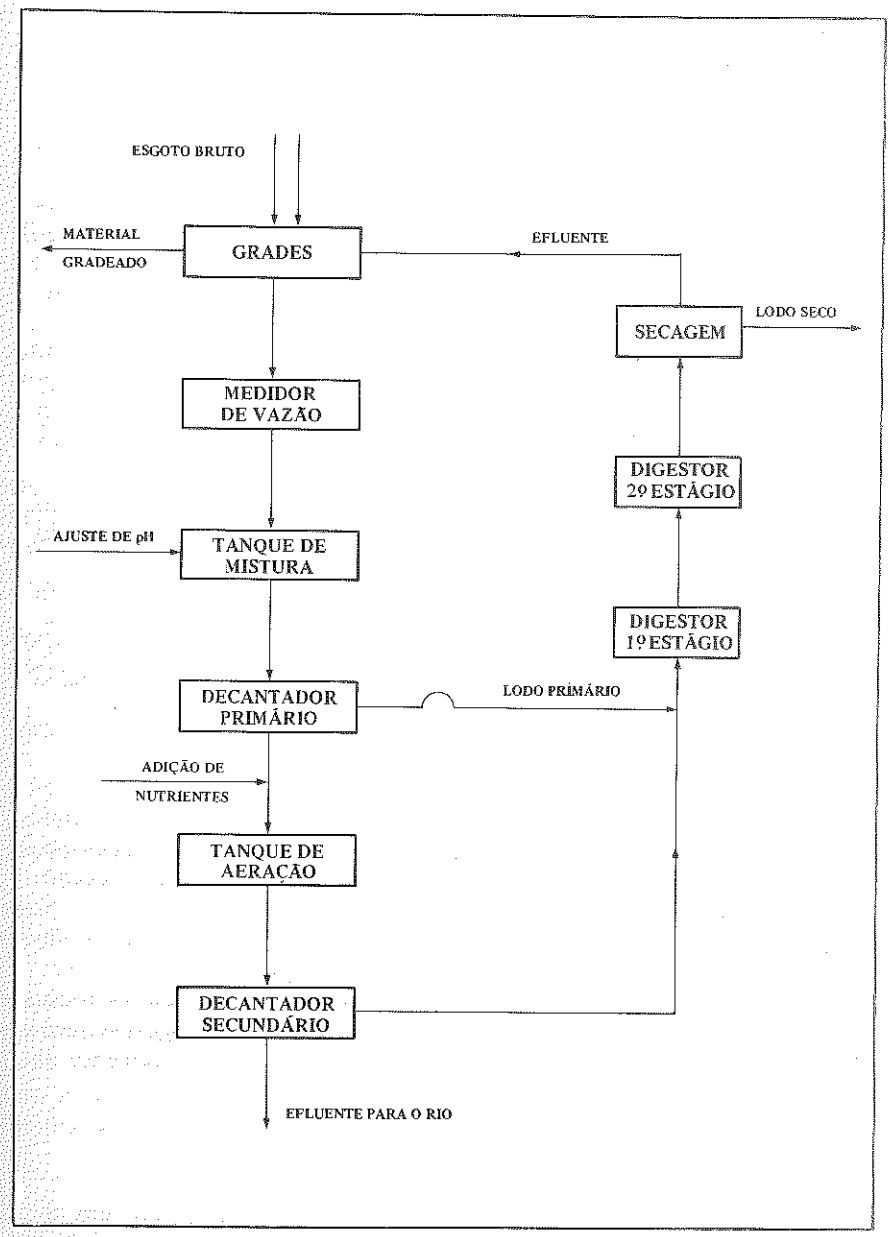


Fig. 10.4 – Tratamento secundário convencional

mentos previstos, respectivamente, para a aeração da mistura lodo-esgoto e para a decantação.

A alimentação da célula foi feita periodicamente com os despejos brutos de uma cervejaria, como será descrito adiante.

Devido à presença exclusivamente de microrganismos do gênero *Saccharomyces*, foi necessário proceder a uma inoculação dos resíduos com lodo orgânico de uma estação de tratamento de esgotos domésticos. Para este fim, foi utilizado o lodo do decantador secundário assim como o do tanque de lodos ativados de uma estação de tratamento de esgotos.

O despejo foi continuamente aerado na presença deste lodo contendo uma fauna variadíssima de microrganismos, os quais sofreram acomodações em espécies e em número; assim, as formas para as quais o substrato era mais propício sobreviveram e se desenvolveram enquanto que as demais sucumbiram. Não foi necessário, portanto, o desenvolvimento de uma cultura selecionada de microrganismos para fazer face ao *Saccharomyces* presente; a aclimatação deu-se por si mesmo.

As experiências foram feitas nesse mesmo modelo, utilizando, como suprimento de oxigênio, um aerador de aquário, com o ar borbulhando através de uma pedra difusora.

Uma semana de aeração da mistura lodo-esgoto, foi suficiente para estabelecer uma cultura ativa amoldada ao despejo em questão, permitindo, com a recirculação do lodo, a acumulação de uma quantidade adequada de células ativadas. A variação do pH esteve compreendida na faixa de 6 a 8.

Análises

Foram efetuadas as seguintes análises de laboratório: Resíduo Total, Resíduo Fixo, Resíduo Solúvel, Matéria Orgânica, Matéria em Suspensão, Resíduo Sedimentável, DQO (bruta e decantada) e DBO (bruta e decantada).

Estas análises foram feitas para as amostras de despejos brutos e decantados, e os resultados são apresentados na Tab. 10.6.

Os resultados obtidos permitiram que se propuzesse um tipo de tratamento, utilizando-se o processo de aeração prolongada com digestão aeróbia de lodo. Este processo foi proposto para a definição do tratamento de águas residuárias de várias cervejarias brasileiras.

Pesquisas em instalações-piloto com despejos de cervejaria

Construiu-se uma depuradora-piloto de três tanques dispostos em níveis diferentes para simularem uma lagoa de estabilização: o primeiro funcionava como depósito, recebendo amostras de resíduo bruto, a cada 12 horas; o segundo, como regularizador da vazão, de modo a permitir o controle do fluxo afluente e, um terceiro tanque, disposto a título de uma lagoa de estabilização.

Tabela 10.6 – Resultado das análises

Determinação	*Despejos Brutos*	*Despejos Tratados*	*Redução %*
Resíduo Total (g/l)	3,898	1,415	64
Resíduo Fixo (g/l)	3,749	1,354	64
Resíduo Solúvel (g/l)	2,181	1,198	45
Matéria Orgânica (g/l)	0,149	0,061	59
Matéria em Suspensão (g/l)	1,707	0,217	87
Resíduo Sedimentável (ml/l)	13	–	–
DQO (mg/l)	3,258	1,388	57
DBO "bruta" (mg/l)	1,529	103	93
DBO "decantada" (mg/l)	–	69	96

A fim de acelerar o processo de funcionamento, uma quantidade do líquido de uma lagoa de estabilização, localizada nas proximidades, foi despejado no tanque-lagoa, a título de inóculo.

Ocorreu, então, um desenvolvimento muito intenso de algas, formando-se um verdadeiro caldo verde.

O exame microscópico revelou uma acentuada predominância de *Euglena* (mais de 95%), sobre outras formas, ocorrendo também *Chlorella e Oscillatoria*. É interessante constatar a coincidência de *Euglena* nos despejos de ambas as cervejarias.

Estas experiências revelaram ser possível a depuração deste tipo de resíduo, relativamente rico em matéria orgânica, por meio de oxidação fotossintética. A remoção de DBO alcançou a cifra de 80,6%.

Os resultados animadores obtidos, contribuíram para que se propuzesse, para essa cervejaria, um conjunto constituído de uma lagoa anaeróbia aerada, seguida de uma lagoa facultativa a qual receberá a carga restante da primeira. O conjunto destas duas lagoas, naturalmente, apresentará índices maiores de remoção. O lodo formado permanecerá na lagoa facultativa.

11

CURTUMES

INTRODUÇÃO

O Brasil produz aproximadamente 200 000 toneladas de couro cru por ano, das quais 10% são exportadas principalmente para a Itália, Holanda e Alemanha, a um valor superior a 15 milhões de dólares. O restante é curtido e se transforma num produto caro em termos de concorrência internacional. Assim mesmo, em 1968, o Brasil exportou mais de 3 000 toneladas, principalmente solas para calçados.

As dificuldades de transporte — devidas, principalmente, à grande demora nos porões de navios — limitam a exportação das vaquetas nacionais, muito apreciadas na Europa, mas que lá chegam sem brilho e com defeitos na flor (parte externa do couro de onde saem os pelos).

Em 1967 existiam 545 curtumes no País: nove no Norte, 47 no Nordeste, 155 no Leste e 334 no Sul. Empregando operários com uma ociosidade média de 30% (50% no Nordeste), sua rentabilidade não chega a 10%, pois têm custo operacional elevado devido ao emprego de métodos industriais obsoletos, demorados e com um número exagerado de operações. O giro de capital é lento. Mais de 75% do custo do couro curtido se refere a matérias-primas: couro cru (50%) e produtos químicos e tanantes (25%). Além disso, 80% da produção dos curtumes é absorvida pela indústria de calçados, portadora dos mesmos problemas econômicos.

Os curtumes ainda sofrem alguma concorrência do tecido e da madeira e uma grande concorrência por parte dos plásticos.

O Brasil, com um rebanho bovino de 96 milhões de cabeças, tem condições de liderar o mercado mundial do couro, porém, abate apenas 8% do gado disponível num ano, enquanto que a França e Uruguai chegam a 44% e 17%, respectivamente. O couro produzido, tem sua qualidade reduzida: pelas péssimas condições de trato a que é submetido o gado, e que são responsáveis pela elevada mortandade (20% ao ano) de bezerros; pela elevada infestação de carrapatos, bernes (60 - 70%) e escaravelhos que mar-

cam profundamente a epiderme bovina com prejuízos enormes para o couro: arranhões de arame farpado e marcas de fogo, usualmente colocadas sobre as partes mais preciosas da pele.

A matança e esfola sem técnica apropriada também concorrem para a depreciação do couro. A maioria dos abatedores, preocupados exclusivamente com o aproveitamento da carne, tem o hábito de perfurar o couro sem qualquer cuidado, por ocasião do esfolamento, produzindo cortes frequentemente irreparáveis. Acrescentando-se os descuidos que ocorrem nas fases de conservação e curtimento, estará completo o quadro de fatores que tornam o couro brasileiro uma matéria-prima de qualidade inferior.

A indústria de calçados, consumidora nata de couro, constitui outro problema sério para os curtidores. No Brasil há quase mil fábricas de calçados, sendo que a grande maioria utiliza técnicas obsoletas. Basta dizer que na maioria delas, são realizados cerca de oitenta operações para se fabricar um sapato, enquanto que numa indústria bem organizada, bastam dez operações. As indústrias brasileiras, em geral, não dispõem de linha de montagem, desconhecem racionalização e vivem em crise de demanda, apesar de uma parte apreciável da população andar descalça, por culpa do alto preço do calçado no varejo.

O gado é criado em todas as regiões do Brasil, destacando-se o Nordeste, Centro-Oeste e Sul. Em média, são produzidas, anualmente, 7,5 milhões de peles bovinas e 2,5 milhões de ovinas. Além disso, são utilizados e exportados couros de mamíferos silvestres (porco-do-mato, capivara, ariranha) com um abate, em 1967, superior a 1,5 milhão de répteis (jacarés, lagartos e cobras), muito apreciados no exterior. Uma tonelada de pele de jacaré custa mais de US$ 47 000,00 (54 vezes mais que o couro cru bovino e 35 vezes mais que o curtido). Tal fato está desencadeando enorme predação da espécie, a ponto de o governo proibir a caça de jacarés, visando impedir a sua extinção.

O Nordeste produz quase todos os tipos de couros, desde a sola bruta para arreios e montarias, até os mais finos para calçados masculinos (Pernambuco e Bahia) e femininos (Rio Grande do Norte e Paraíba). Alguns curtumes no Piauí e Maranhão, produzem solas para sapatos. Em Natal, existe um curtume especializado em couros finos para vestimenta, estofamento e calçados; outro, na Bahia, trabalha com pele de cabra e de mestiço (cruzamento de carneiro sulino, produtor de lã, com carneiro sem lã dos climas quentes), este possuidor de excelente couro, macio e flexível, com poros finíssimos e abundantes. O couro caprino, cujo abate se intensifica no período das secas, fornece a napa, a pelica e a camurça.

Em geral, os curtumes nordestinos são empresas pequenas se comparadas com as do Sul.

O rebanho bovino goiano tem 8,5 milhões de cabeças e é o grande fornecedor de São Paulo e Minas.

A região de Corumbá (MT), tem 3 milhões de cabeças. Fica localizada no Pantanal, zona propícia à pecuária, com pastos leves e onde há berne e carrapato. O Estado de Mato Grosso possui 142 matadouros e quatro curtumes.

A Tab. 11.1 fornece dados relativos à produção brasileira de couro bovino.

Tabela 11.1 – Produção brasileira de couro bovino em 1967 (em toneladas)

Estado	*Verde*	*Seco*	*Salgado*
Rondônia	185	14	–
Acre	87	33	–
Amazonas	911	24	61
Roraima	–	34	82
Pará	1 931	62	846
Amapá	215	3	21
Maranhão	1 839	571	9
Piauí	528	575	–
Ceará	2 444	737	162
Rio Grande do Norte	1 627	84	142
Paraíba	1 339	446	54
Pernambuco	6 648	187	587
Alagoas	965	21	136
Sergipe	1 539	28	264
Bahia	7 391	3 567	1 816
Minas Gerais	10 803	2 005	8 776
Espírito Santo	1 015	209	2 034
Rio de Janeiro	4 637	415	5 606
Guanabara	981	–	–
São Paulo	28 527	702	26 897
Paraná	5 131	717	5 353
Santa Catarina	1 213	455	2 948
Rio Grande do Sul	3 745	7 206	18 178
Mato Grosso	1 405	1 562	2 609
Goiás	2 177	1 539	3 005
Distrito Federal	120	414	216
BRASIL	87 403	21 610	79 847

A pecuária mineira é a maior do Brasil (18 milhões de cabeças) mas seu desfrute (7%) é inferior ao índice nacional. No inverno, a grama seca não satisfaz o gado que chega a perder 100 kg/cabeça.

São Paulo é o maior produtor de couros do Brasil e detém 33% do total nacional. Cria todos os tipos de gado, principalmente o vacum.

A pecuária gaúcha tem mais de 11 milhões de cabeças, sendo 90% de corte, sendo atualmente o Estado com o maior índice de exportação de couro bovino. Seus principais curtumes estão concentrados no Vale do Rio dos Sinos, a mais importante região coureira do país, que somente importa peles de cabra do Nordeste e de ovinos da Argentina e Uruguai. Novo Hamburgo, considerada a capital nacional do calçado, produziu 16 milhões de pares de sapatos, em 1967.

DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE FABRICAÇÃO (ver Figura 11.1)

Preparação do couro

A preparação do couro inicia-se logo depois da esfola. As peles são bem lavadas e escovadas do lado carnal, para impedir a proliferação de microrganismos. A conservação é feita por imersão em salmoura forte (23-24.° Bé), durante dezesseis a vinte horas.

A operação seguinte consiste numa salga seca: as peles são empilhadas, intercalando-se camadas de sal entre elas, o que provoca a desidratação parcial do couro, com a eliminação de parte das proteínas solúveis e o aumento da resistência aos microrganismos.

Antes de passar para a fase seguinte, as peles são classificadas pelo seu comprimento (linha de coluna vertebral) em três grupos, cada um deles subdividido em cinco subgrupos, de acordo com o peso.

Remolho

Objetiva restaurar a água dos couros. Os couros verdes são apenas lavados para retirar o sangue; os salgados e os secos-salgados são molhados com várias trocas de água, enriquecida com umectantes; para os secos, o banho é feito com água contendo umectante e bactericida e a troca de água é um pouco mais freqüente. Geralmente, a água utilizada nessa fase é ligeiramente alcalinizada e contém desinfetante, facilitando a remoção de sujeiras, sangue, soro, sal e algum sebo. Essa operação dura de 1 a 6 horas. Em curtumes pequenos, às vezes, as peles são deixadas de molho durante 24 hs.

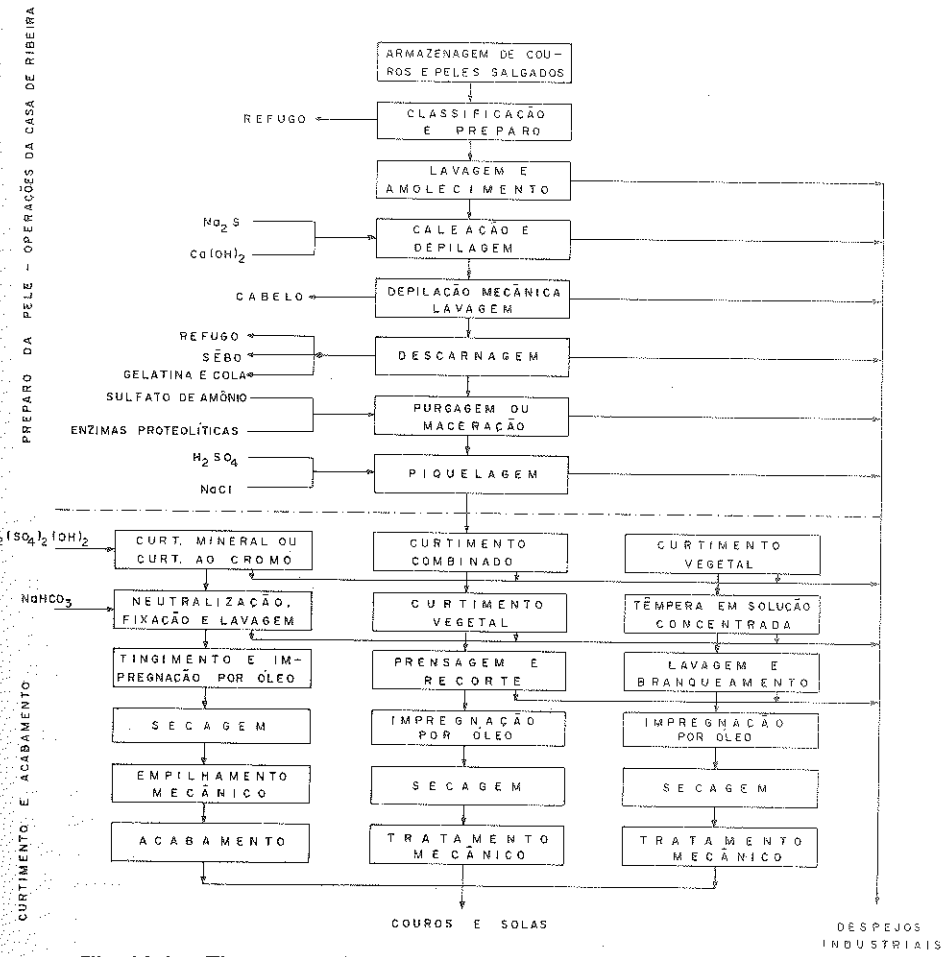


Fig. 11.1 – Fluxograma de curtumes

Caleiro e depilação

É uma das fases iniciais mais importantes do curtimento. Promove a retirada dos pêlos e da epiderme, provoca o inchamento da pele, preparando as fibras colágenas e elásticas (escleroproteínas solúveis e resistentes) para serem curtidas e, também, saponifica as gorduras. Consiste num banho de dezessete horas, com agitação periódica, numa solução contendo água, sulfeto de sódio e cal hidratada.

O sulfeto de sódio, em meio alcalino, destrói os pêlos; sua maior ou menor concentração irá determinar se os pêlos serão recuperáveis ou não.

Quando não for economicamente interessante sua recuperação, os pêlos são completamente destruídos.

Os despejos do caleiro e depilação são altamente nocivos às instalações de esgotos e aos cursos d'água, pois os sulfetos transformam-se facilmente em gás sulfídrico (H_2S) pela ação de ácidos ou de microrganismos. O H_2S é tóxico e, na presença de 0_2 e bactérias, transforma-se em H_2SO_4, que corrói os encanamentos e remove o oxigênio porventura existente nos fluxos dos esgotos, tornando-os sépticos.

Quando interessa a recuperação de pêlos, ou quando se quer abreviar o tempo no caleiro, o sulfeto de sódio pode ser substituído pelo sulfato de dimetilamina. Este processo diminui consideravelmente a toxidez dos efluentes, assim como a sua demanda química de oxigênio (DQO). Os curtumes nos EUA e na Europa usam, com grande freqüência, a dimetilamina, pura ou misturada com solução de Na_2S, todavia, não há notícia de que algum curtume brasileiro a esteja empregando ou mesmo cogitando em fazê-lo, devido a seu alto custo.

Nos despejos dos caleiros à base de Na_2S, constata-se a presença de 5 g/l de Na_2S. Como os despejos do caleiro representam 20% do total dos despejos, após diluição, a concentração de Na_2S cai para 1 g/l (1 000 mg/l). Tal quantidade de Na_2S nos despejos, fatalmente trará problemas às instalações de esgotos e cursos d'água receptores, daí a preocupação constante traduzida em inúmeras pesquisas relativas à recuperação ou eliminação do Na_2S, ainda no interior da própria fábrica.

Em meio alcalino forte, não há liberação de H_2S, mas quando esses despejos se misturam com os despejos ácidos das fases subseqüentes há, de imediato, o aparecimento do cheiro forte de ovos podres ou, o que é ainda pior, acima de 150 cm^3 de H_2S por m^3 de ar atmosférico, o H_2S é tóxico, embora não seja percebido pela mucosa nasal. A literatura cita vários casos de morte por H_2S em refinarias (EUA e Europa) e fábrica de rayon (São Paulo). Felizmente, não se tem conhecimento de nenhum caso fatal em curtumes.

Conforme foi exposto acima, na Europa e EUA praticamente não se usa o Na_2S. Portanto, esse problema adicional é inerente aos curtumes nacionais. Friedrich Sierp (Alemanha, 1959) determinou, em despejos gerais dos curtumes, 25 - 75 mg/l de Na_2S, valores ínfimos, se comparados aos nossos que atingem a 1 000 mg/l.

A Tab. 11.2 correlaciona as concentrações de H_2S na atmosfera, em função do pH e da concentração das soluções com Na_2S.

Tratamento em separado dos despejos do caleiro

Em Cincinati, Ohio, foram realizados os seguintes estudos visando o tratamento em separado dos despejos do caleiro:

Tabela 11.2 – Variação da concentração de H_2S na atmosfera em relação ao pH e às concentrações das soluções com Na_2S

Concentração de H_2S na atmosfera cm^3/m^3	*Concentração da solução de Na_2S (mg/l)*				
	pH 6,0	*pH 7,0*	*pH 8,0*	*pH 9,0*	*pH 10*
33	0,14	0,27	1,54	13,7	12,3
100	0,42	0,83	4,7	41,5	374
1 000	4,2	8,3	47,0	415	3 740

— oxidação química direta com persulfato de amônia e ozônio;
— precipitação com sulfato ferroso;
— emprego de sulfato mangânico, cromo trivalente e permanganato de potássio, como catalisadores, durante a oxidação por ar difuso.

O ozônio oxidou rapidamente os sulfetos, da mesma forma que o manganês quando foi empregado como catalisador. O permanganato de potássio foi mais efetivo que o sulfato de manganês, porque, além da reação do permanganato em solução alcalina, houve também a reação catalítica para a oxidação. Foram feitas várias tentativas para remoção de Na_2S por meio de sais de ferro, persulfato de amônia e cromo trivalente, sem nenhum resultado positivo.

A reação catalítica do permanganato de potássio, foi aplicada com sucesso a um despejo de um caleiro com concentração de Na_2S de 5 g/l (igual à concentração dos despejos dos caleiros nacionais). Com uma concentração de 500 mg/l de manganês, obteve-se uma oxidação completa dos sulfetos desse despejo, em apenas 90 minutos.

A Tab. 11.3 fornece dados comparativos para eliminação, por aeração, do Na_2S dos despejos do caleiro.

— *Oxidação por ar difuso (experiência nacional)* — Face ao custo elevado dos reagentes, foi estudado, num curtume no Rio de Janeiro, o processo de eliminação dos sulfetos em pH elevado.

Os métodos de análise do *Standards Methods for Analysis of Water and Wastewater*, foram considerados pouco práticos para serem utilizados no acompanhamento dos ensaios, dado o elevado número de amostras a serem analisadas. Por este motivo, foi adotado o método do sulfato de zinco.

— *Ensaios em escala de laboratório* — A aeração dos despejos foi realizada em uma coluna com 11 cm x 11 cm x 100 cm, dotada de quatro difusores de ar, colocados próximos ao fundo. A admissão de ar foi controlada e medida com o auxílio de um rotâmetro (Fig. 11.2).

Tabela 11.3 – Dados comparativos dos sistemas de eliminação do Na_2S

*Tratamento empregado**	*Concentração inicial de H_2S (mg/l)*	*Concentração final de H_2S (mg/l)*	*Tempo de contato (min.)*
$KMnO_4$ + ar	100	0	5
Ozônio			
3,0 SLPM	100	0	4
6,4 SLPM	100	0	3
$MnSO_4$ + ar	100	0	30
Persulfato de amônia	100	54	64
Cr^{+3} + ar	100	82,5	65
Fe^{+2} + ar	100	84	30
Apenas ar	100	95	46

(*) Com exceção do ozônio, a concentração de todos os reagentes foi de 100 mg/l.

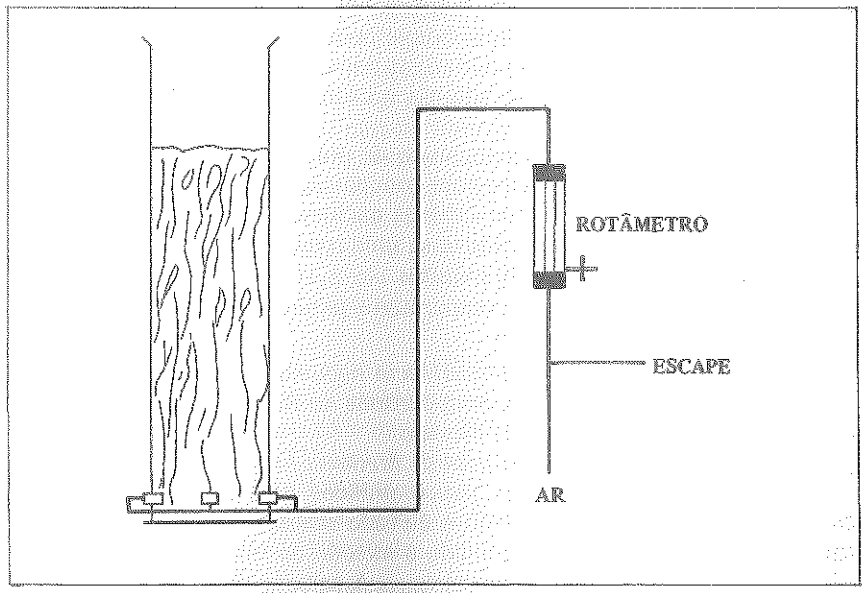


Fig. 11.2 – Aeração dos despejos do caleiro

Características dos ensaios:
— amostra: caleiro bruto;
— vazão de ar: variável em cada ensaio entre 2,5 e 10 l/min/l amostra;
— antiespumante: S/A CC - Stahl

Resultado: O Na_2S tornou-se virtualmente ausente, após 18 horas de aeração.

— *Ensaio em escala piloto* - Os despejos do caleiro foram separados dos demais efluentes e encaminhados ao tanque de aeração. Após o enchimento completo do tanque de aeração, o mesmo foi acionado e mantido em funcionamento até que a dosagem de sulfetos indicasse "virtualmente ausente".

Características:

— Tanque de aeração
  dimensões: 5,00 x 5,00 x 2,50 m
  volume útil: 50 m^3
  profundidade útil: 2 m
  saída: vertedor variável
— Aerador superficial
  marca: Filstar (da Cia. Filsan);
  potência instalada 5 HP;
  submergência: 10 cm;
  capacidade de oxigenação: 7,35 kg 0_2/hora

— Despejos de caleiro bruto
  Antiespumante: S/A CC - Stahl
— Resultado: O Na_2S também tornou-se virtualmente ausente após cerca de 18 horas de aeração.

Descarnagem

É a remoção do tecido adiposo e do sebo aderentes à face interna da pele.

Esta operação pode ser feita em máquinas, nas quais as peles passam entre dois rolos, um de borracha e outro de metal corrugado, enquanto facas rotativas removem a parte indesejável (carnaças).

Muitos curtumes preferem a descarnagem manual, que fornece uma superfície mais lisa, de melhor aspecto. A descarnagem manual é feita por operários dotados de grande habilidade que efetuam, também, a apara das peles, removendo irregularidades da periferia das mesmas. As partes re-

movidas tomam o nome de "pelanca", podendo ser transformadas em cola de gelatina (cola de carpinteiro).

O sebo é recuperado em quase todos os grandes curtumes, sendo o subproduto de maior valor. É utilizado na fabricação de sabão, graxas e velas. A descarnagem permite uma penetração mais fácil e mais eficiente dos curtientes.

Divisão do couro

É uma operação que consiste em dividir em duas camadas a pele inchada e depilada. A que estava em contato com a carne toma o nome de raspa e a que continha a parte externa denomina-se vaqueta. Esta operação é empregada apenas nos curtumes que produzem couros para a parte superior dos calçados. Não é usada na fabricação de solas. Para solas, usa-se o couro na sua espessura integral.

Há curtumes que só trabalham com vaquetas, vendendo as raspas a outros estabelecimentos.

A divisão da pele, geralmente é efetuada sem adição de água, em máquinas nas quais a pele passa entre dois rolos, enquanto que uma faca giratória, operando entre os rolos, corta a manta em duas.

Purga

É a preparação da pele inchada para o curtimento. Consiste numa lavagem preliminar em água limpa, durante trinta minutos a uma hora, para remoção de parte da alcalinidade, seguida de nova lavagem em água contendo sais de amônio e enzimas pancreáticas de preparações comerciais. Este banho, em que as peles são mergulhadas e agitadas durante uma a cinco horas, destina-se a fazer baixar o pH, além de digerir e soltar a matéria epidérmica, junto com o resto das raízes dos pelos. São eliminados, também, os produtos de decomposição das proteínas. O inchamento diminui, a superfície adquire um brilho sedoso, a pele se torna mais macia, mais escorregadia, mais porosa, menos enrugada e menos borrachuda. Usualmente, neste estágio a pele é chamada de "caída."

A purga raramente é realizada em tanques ou batedeiras, sendo mais usual o emprego de tamborões rotativos.

Piquelagem

Consiste na acidificação da pele com ácidos orgânicos ou, geralmente, ácido sulfúrico e cloreto de sódio, a fim de evitar o inchamento e a precipitação de sais de cromo, no caso de curtimento ao cromo. Antes do curtimento vegetal (com tanino) não se usa a piquelagem.

A piquelagem pode ser realizada em tanques ou tamborões, como a purga. Leva até 12 horas para completar-se. Pode-se empregar também ácido clorídrico ou ácido láctico para a acidificação ou outros ácidos orgânicos. A piquelagem também pode ser empregada como um meio de preservar as peles durante a armazenagem antes do curtimento.

Remoção de gorduras

Atualmente é pouco empregada, a não ser em curtumes especializados em couros de carneiros, cabras e porcos. A remoção de gorduras tem por finalidade eliminar áreas gordurosas, acabamento e tingimento sem uniformidade e, também, para tornar o material mais permeável aos agentes curtidores e aos corantes. O desengorduramento pode ser conseguido por três processos:

— emulsificação por meio de solução aquosa de detergentes;
— dissolução por meio de um solvente orgânico;
— por compressão mecânica.

Como solvente emprega-se mais freqüentemente o querosene, na proporção de 400 litros por tonelada de pele piquelada. Aquece-se, na presença de pequena quantidade de salmoura, a 30°C, durante 3 horas. Drena-se a salmoura e o solvente. Este é recuperado por destilação, deixando como resíduo a gordura, que tem valor comercial. A salmoura geralmente é reutilizada.

Às vezes, são adicionados detergentes ao banho de desengorduramento.

Curtimento

Como já foi exposto, é nesta fase que as fibras da pele vão se transformar em um produto imputrescível, o couro. Em escavações arqueológicas foram encontrados objetos de couro com milênios de idade. Embora haja muitos reagentes utilizáveis no curtimento, apenas cinco são empregados em quantidades expressivas: tanino vegetal, taninos sintéticos, cromo, sais de alumínio e zircônio.

Curtimento vegetal

As fontes de tanino mais empregadas no Brasil são: casca e extrato de quebracho, casca de acácia negra e casca de barbatimão.

No curtimento vegetal, as peles piqueladas ou não, são curtidas por imersão numa solução de tanino, em banhos de concentrações crescentes a 0,5 Bé. As peles são dependuradas em cabides ou esticadas em molduras, sendo dotadas de movimento de vaivém para evitar que se toquem, provocando manchas de curtimento insuficiente. A purga é eventual e o recurtimento é feito com taninos vegetais e sintéticos.

Alguns curtumes mais modernos curtem as peles em tambores durante 12 horas, com solução a 12% de tanino.

Após o término do curtimento, os couros são removidos dos tanques ou tamborões, deixados em repouso por 48 horas e, a seguir, lavados para eliminar o excesso de tanino. Em seguida, vão à seção de acabamento.

Devido ao custo elevado do tanino, as soluções são utilizadas tantas vezes quanto possível.

Antes de sua descarga, a solução é deixada em repouso para separar os sólidos sedimentáveis. O sobrenadante é bombeado para outro tanque, onde se ajusta sua concentração. O fundo, então, é descarregado. Dessa forma, a quantidade de despejos do curtimento é pequena, porém, sua carga poluidora é elevada.

O couro resultante do curtimento vegetal é marron claro. Couros brancos são curtidos com um curtiente sintético (complexo de formol e ácido fenossulfônico).

Curtimento ao cromo

O curtimento ao cromo vem sendo utilizado desde o começo do século para a produção de couros leves (cromo, vaqueta, napa e outros). A principal vantagem reside na abreviação do tempo de curtimento, que fica reduzido a menos de um dia, além de produzir um couro com maior resistência ao calor e ao desgaste. Antigamente, curtia-se em duas fases: primeiramente impregnava-se a pele com bicromato de sódio em meio ácido, seguindo-se a imersão em uma solução ácida de bissulfito de sódio ou hipossulfito de sódio. Hoje em dia, a maioria dos couros ao cromo é produzida em um único banho de sulfato básico de cromo. O couro absorve sais de cromo na proporção de 3 a 7% do seu peso, sendo que esta operação é realizada no banho do piquel, adicionando-se sais de cromo (sulfato) com um mínimo de 1,5% e um máximo de 5% de Cr_2O_3.

Curtimento combinado

O curtimento ao tanino, produz um couro mais encorpado e mais fácil de ser usinado e compactado. Por este motivo, às vezes, se procede ao curtimento combinado, no qual os couros ao cromo recebem um segundo curtimento ao tanino.

Recurtimento

É feito, em casos especiais, com o emprego de taninos sintéticos, óxidos de cromo ou, eventualmente, taninos naturais, depois de rebaixados os couros. O processo é praticamente o mesmo do curtimento.

Recuperação do cromo

A recuperação dos sais de cromo dos efluentes, é prática bastante difundida nos curtumes de médio e grande porte. Os dois processos mais comumentes utilizados, baseiam-se na reação do cromo dos despejos com carbonato de sódio mais vapor e reação com a cal.

O cromo esgotado no curtimento ao cromo

O cromo despejado dos curtumes está sempre em sua forma trivalente.

Nas pesquisas realizadas no curtume A.C. Lawrence, situado em South Paris, Maine, EUA, adicionou-se sulfato de cromo diretamente no tanque de aeração, no processo de lodos ativados (efluentes com esgotos domésticos misturados com despejos do curtume) até atingir 160 mg/l. Não se constatou nenhum efeito nocivo no sistema de lodos ativados, devido à presença maciça de Cr^{3+}. Essas instalações de tratamento continuaram com remoção de DBO e SS acima de 90% e com remoção de 97% de Cr^{3+}.

No "International Council of Tanners" levado a efeito em 11 de setembro de 1973, em Paris, o cientista holandês P.J. van Vlimmeren apresentou o resultado de suas investigações, concluindo ser desnecessário remover Cr^{3+} dos efluentes dos curtumes para se manter uma atividade biológica no sistema lodos ativados.

As experiências efetuadas pela "British Leather Manufacturer's Research Association" indicaram que o cromo trivalente até 15 mg/l não exercia nenhuma influência na redução de DBO e SS em uma depuradora de esgotos domésticos pelo sistema lodos ativados. Nas duas primeiras semanas houve alguma redução da nitrificação, mas, após esse período, essa depuradora recuperou-se.

G. Konigfeld, da "West German Tanner's School", demonstrou que tanto o lodo ativado como os digestores anaeróbios de lodo, são bastante insensíveis ao cromo trivalente: "A concentração de cromo pode ser aumentada até 500 mg Cr^{3+}/l sem perturbar a atividade biológica normal dos lodos ativados (pH 7,0-8,5). No caso de digestão anaeróbia, a concentração de cromo poderá ser elevada para até 3 200 mg/l (em forma de óxido) sem qualquer perturbação".

Acabamento

Compreende várias operações, por via úmida ou seca, e destina-se a conferir ao couro o aspecto e as propriedades necessárias ao produto final. Entre as operações de acabamento contam-se:

— Prensagem: é realizada tanto para se eliminar o excesso de umidade como para se obter o nivelamento das superfícies do couro.

— Lavagem com água limpa.

— Tingimento: é feito pela imersão em um banho com corante, podendo ser feito antes ou depois do engraxe. São utilizados corantes naturais e artificiais. Atualmente, há preferência pelos corantes sintéticos. O banho de tingimento é descartado após cada operação ou depois de gasto. Como exemplo, o tingimento pode ser feito em banho contendo água, anilina e ácido fórmico a 85%, com diluição de 1:10.

— Engraxamento: pode ser feito no mesmo banho de tingimento, consistindo na impregnação do couro com óleos e graxas especiais, para evitar o seu fendilhamento e para torná-lo mais macio, dobrável, forte e resistente ao rasgo. São comumente usados os óleos sulfonados, de baleia e de ricino, aplicados em forma de emulsão com teor entre 0,5 e 8%.

— Secagem: máquinas de vários tipos realizam este trabalho. Os sistemas principais são o SECOTHERM, o TOGGLING, o PASTING e a secagem a vácuo. O SECOTHERM é um conjunto de placas metálicas, dispostas verticalmente, aquecidas por eletricidade ou vapor a 60-80°C. Cada placa pode secar quatro peles. Estas são fixadas nas placas com goma de amido ou carboximetilcelulose (CMC), ambas de fácil remoção. TOGGLING é uma secagem intermediária durante o processamento mecânico do couro; as peles são presas em grades metálicas no interior de uma estufa. O PASTING é uma combinação dos dois métodos anteriores: uma série de placas de vidro (onde são colocados os couros) são penduradas em monovias para a colocação nas cabinas de secagem. O processo tem controle de umidade e é considerado um dos que apresentam melhor rendimento. A secagem a vácuo é feita numa mesa, simples ou dupla, onde se colocam dois meios couros por vez, com vácuo de um a cinco minutos, dispensando a colagem.

— Lixamento: as vaquetas de qualidade inferior devem ser lixadas na flor para corrigir os defeitos; antes, porém, devem passar pela câmara de umedecimento e pela máquina de palecionar (amaciar).

ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Com a descrição resumida das operações do processo de produção do couro já se tem, intuitivamente, uma idéia da composição das águas residuárias. As principais características dos despejos são:

— cal e sulfeto livres;
— elevado pH;
— cromo potencialmente tóxico;
— matéria orgânica (sangue, soro, produtos de decomposição de proteínas), traduzida por elevada DBO;
— elevado teor de sólidos em suspensão (principalmente pêlos, graxas, fibras, proteínas, sujeira);
— coloração leitosa devida à cal, verde-castanho ou azul devida ao curtimento e cores variadas do tingimento;
— dureza das águas de lavagem;
— elevada salinidade (sólidos dissolvidos totais);
— elevada demanda química de oxigênio (DQO).

Aproximadamente 65% do volume dos despejos são devidos ao curtimento na operação de ribeira (remolho, caleação, lavagem, piquelagem, purga), cabendo os restantes 35% ao curtimento e lavagem final.

Quanto à DBO, a situação se inverte; cerca de 40% é devida às operações de ribeira e 60% ao curtimento e acabamento.

Para reduzir os efeitos da poluição, está sendo iniciado, nos Estados Unidos, um movimento para que as operações de ribeira sejam realizadas nos matadouros, os quais devem mandar aos curtumes as peles já depiladas e piqueladas.

Os matadouros têm melhores condições para a recuperação das carnaças, pêlos, fibras musculares, sebo e sangue; não haveria necessidade de salgar nem de secar as peles e estas produziriam um couro de cheiro menos forte e menos desagradável. Restariam aos curtumes as operações de curtimento e acabamento.

Sem as operações de ribeira, os curtumes teriam uma redução de 65% no volume dos despejos e 40% na DBO. Parte desta carga seria transferida aos matadouros.

Outra medida destinada a reduzir os custos do tratamento e já adotada nos projetos de novos curtumes, é a de recolher, em sistema de coleta independente, as águas pluviais, os esgotos sanitários (W.C., chuveiros, cozinhas), as águas concentradas de processo e as águas diluídas de lavagem.

Para se poder avaliar a quantidade e concentração das águas residuárias deste tipo de indústria, a Tab. 11.4 mostra o desdobramento dos despejos de um curtume norte-americano.

Friedrich Sierp (Alemanha, 1959), relacionou o teor dos poluentes principais dos despejos de curtumes da Alemanha (Tab. 11.5).

R. Sutherland (EUA, 1947) relacionou as características dos despejos de curtumes dos Estados Unidos (Tab. 11.6). Howalt e Cavett (EUA, 1928) citam, entre outros, os dados da Tab. 11.7).

Tabela 11.4 – Distribuição de vazões e cargas orgânicas de um curtume norte-americano

Tipo de despejo	*% em volume*	*% de DBO*
Remolho	12	5
Caleação	4	10
Lavagem após a caleação	10	5
Depilação mecânica	2	1
Lavagem durante a depilação	30	15
Segunda lavagem	1	0
Piquelagem	11	1
Lavagem dos pêlos	17	5
Lavagem de pisos	3	1
Curtimento vegetal (descarga dos tanques)	6	50
Alvejamento alcalino	1	3
Alvejamento c/ácido fraco	2	2
Alvejamento c/ácido forte	1	2

Tabela 11.5 – Características dos curtumes da Alemanha

Características	*Teor*
Ribeira: cal em $CaCO_3$	2 000 – 3 000 mg/l
Ribeira: pH	11,5 – 12,0
Sulfetos	25 – 75 mg/l
Curtimento ao tanino - DBO	10 000 – 45 000 mg/l
Despejos combinados (curtume grande) – DBO	1 000 – 4 000 mg/l

Tabela 11.6 – Características dos despejos de curtumes dos EUA

Origem	*Sólidos Totais (mg/l)*	*Sólidos em Suspensão (mg/l)*	*DBO (mg/l)*	*pH*
Remolho	15 000	1 490	1 200	6,6
Caleiro	26 000	7 160	2 770	11,6
Purga	4 410	110	410	8,2
Piquelagem	61 200	1 240	790	2,4
Curtimento ao tanino	18 400	1 290	5 500	5,0
Curtimento ao cromo	76 800	1 990	618	3,2
Tingimento e engraxe	2 460	450	472	3,9

Tabela 11.7 – Características dos despejos de curtumes dos EUA

Origem	*Sólidos Totais (mg/l)*	*Sólidos em Suspensão (mg/l)*	*DBO (mg/l)*
Remolho	23 820	1 880	558
Caleação	28 764	17 003	3 300
Lavagem a quente	8 653	3 312	526
Depilação	1 906	1 102	140
Descarnação	3 557	2 517	820
Despejos do curtimento (tanino)	34 255	817	5 725
Alvejamento alcalino	33 720	2 983	3 144

F.J. Lariviere (EUA), citado por W. Rudolfs (EUA, 1953), cita os resultados apresentados na Tab. 11.8

Como se pode deprender, há variação de dados de autor para autor e de curtume para curtume. Normalmente, só é possível conseguir resultados positivos através da operação de estações-piloto.

Os despejos de curtumes são prejudiciais, não apenas por seus sólidos em suspensão e por sua DBO, mas, principalmente, pelos altos teores de sulfetos e salinidade, elevado pH e presença de cal livre.

Os sais minerais não são afetados pelo pré-tratamento e/ou tratamento convencional, motivo pelo qual poderá ser necessário diluir os efluentes com água.

Tabela 11.8 – Características dos despejos de curtumes dos EUA

Origem	*Sólidos Totais (mg/l)*	*Sólidos em Suspensão (mg/l)*	*DBO (mg/l)*
Remolho	12 000	1 200	600
Caleação	27 000	10 000	2 400
Lavagem	10 500	3 500	1 000
Descarnagem	3 500	2 600	800
Curtimento ao tanino	27 000	1 500	10 000
Alvejamento	30 000	1 200	2 000
Combinados	9 880	3 280	1 285
Depilação	2 500	1 500	400

Tabela 11.9 – Porcentagens relativas dos despejos e carga de DBO de curtumes

	Operações	*Vazão (%)*	*DBO (%)*	*SS (%)*
Casa da ribeira	Armazenagem, Lavagem e Rinsagem	33,4	13,0	20,8
	Depilação	38,0	72,0	75,0
	Purga	12,0	7,5	0,7
	Piquelagem	6,4	–	–
Casa do curtimento	Curtimento ao Cromo ou ao Tanino	6,2	5,5	2,5
	Acabamento	4,0	2,0	1,0

A cal livre, pela ação do gás carbônico do ar ou produzido por ação bacteriana, dá origem à formação de carbonato de cálcio insolúvel, provocando obstruções nas canalizações.

Quando se pensa só em termos de DBO e de sólidos em suspensão, o sucesso do tratamento já está comprometido desde o início.

VOLUME DOS DESPEJOS DOS CURTUMES

A quantidade dos despejos varia de indústria para indústria. Há curtumes que lavam mais seus produtos, utilizando soluções de reagentes mais ou menos diluídas.

Em curtumes pequenos, a fabricação de raspas e vaquetas consome de 0,8 a 1,4 m^3 de água por pele de rês. Uma pele de rês pesa de 25 a 27 kg. Na fabricação de solas, o consumo é de 1,4 m^3 por pele.

Segundo Elddridge, uma pele de vaca, com peso de 27 kg, dá 1 360 litros de despejos. Ackermann, cita 6 m^3 por 100 kg de pele, ou seja, 60 litros por quilograma. Em geral, pode-se considerar de 30 a 100 litros por quilograma de pele.

A vazão dos despejos é muito variável, principalmente no caso de operações descontínuas. A Tab. 11.9 apresenta as porcentagens relativas de vazão e carga de DBO de curtumes.

RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Muitos materiais de valor comercial podem ser recuperados, freqüentemente com vantagem econômica.

Os levantamentos de resíduos industriais ("Industrial Waste Profiles"), executados pelo Ministério do Interior dos Estados Unidos, através de sua Superintendência Federal de Controle da Poluição da Água (atualmente incorporada à EPA) indicam os materiais recuperáveis relacionados na Tab. 11.10.

Nessa relação, falta o sebo que é recuperado em alguns curtumes brasileiros, com grande vantagem econômica. O sebo provém principalmente da descarnagem e da caleação. Pode ser facilmente separado da água por meio de tanques retentores muito simples. No caso de descarnação manual, os descarnadores podem separar as carnaças mais gordas que serão utilizadas na operação de recuperação.

O sebo bruto das carnaças e dos tanques retentores contém cerca de 40% de ácido graxo. O restante é constituído de fibras musculares, proteínas, água e impurezas.

Tabela 11.10 – Relação dos materiais recuperáveis

Material	*Aplicação*
Aparas ou courinhos e carnaças	• Extração de gorduras, sebo para sabão. • Transformação em produtos comestíveis (gelatinas de qualidade, tripas artificiais para salsicharia) – gelatina hidrolizada. • Ração proteica – Proteína farmacêutica. • Fabricação de cola industrial.
Pêlos	• Produção de tapetes, feltros, etc.
Solvente para desengorduramento	• Reutilização do solvente.
Despejo de caleação	• Após sedimentação e eliminação dos resíduos sulfídricos, o lodo pode ser misturado com outros resíduos sólidos do curtume e vendido como fertilizante.
Solução de piquelagem usada	• Em tempos passados, esta solução era utilizada muitas vezes. Hoje, entretanto, a tendência é de abrir mão da reutilização pelo uso da purgagem e piquelagem e curtimento em tamborões.
Resíduos líquidos do curtimento ao cromo	• Retenção e reutilização no curtume. • Precipitação de hidróxido crômico, filtração, redissolução com H_2SO_4 para obtenção do sulfato de cromo. (A maior parte dos curtidores, considera esta recuperação como economicamente desvantajosa).
Resíduos líquidos do curtimento ao tanino	• Evaporação para venda como aditivos para caldeiras.
Casca residuária da extração de tanino	• Algumas vezes empregado na fabricação de papelão e de pigmento de zinco branco (carbonato de zinco hidratado).

O sebo bruto é aquecido com vapor d'água, em presença de ácido sulfúrico concentrado. Este digere as proteínas que entram em solução na água, deixando sobrenadar o sebo purificado. Aberto o dreno do fundo do tanque de reação, descarrega-se a água ácida com as impurezas, transferindo o sebo derretido para tambores.

A água residuária contém glicerina oriunda da decomposição dos ésteres que formam as gorduras do sebo. Esta glicerina é perdida, já que não pode ser recuperada economicamente.

Nenhum curtume deveria deixar de recuperar o sebo, pois as instalações necessárias ao seu aproveitamento se pagam em poucos meses com o valor do produto.

As peles secas das reses têm pouco sebo, mas as peles verdes e as salgadas rendem de 0,5 a 1,5 kg de sebo por couro, dependendo do estado de nutrição do gado abatido.

A recuperação de pêlos é regulada pelo preço do material no mercado. A concorrência devida às fibras sintéticas em geral, desencoraja o seu aproveitamento. Na Europa, é comum recuperar os pêlos para a fabricação de diversos tipos de feltros industriais, assim como de chapéus, escovas e pincéis. Nos EUA, após passar por uma fase de desvalorização, o preço do pêlo se recuperou, tornando novamente atrativa a sua recuperação. Em 1967, 40% dos curtumes recuperavam o pêlo que era pago à razão de US$ 0,35 por quilograma.

Praticamente todos os curtumes recuperam as carnaças e pelancas para vendê-las à fábricas de cola e de fertilizantes. A legislação sanitária brasileira faz restrição ao uso de resíduos de curtimento na produção de fertilizantes empregados na adubação de hortas, em virtude do risco de conterem germes patogênicos, principalmente do carbúnculo.

EFEITOS DOS DESPEJOS SOBRE OS CURSOS DE ÁGUA RECEPTORES

Os despejos de curtumes contêm grande quantidade de material putrescível (proteínas, sangue, fibras musculares) e de substâncias tóxicas ou potencialmente tóxicas (sais de cromo, sulfeto de sódio, cal livre, compostos arsenicais). Geram, com facilidade, gás sulfídrico que pode tornar as águas receptoras impróprias para fins de abastecimento público, usos industriais, agrícolas e recreacionais.

Apresentam forte demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), podendo exaurir todo o oxigênio dissolvido nos cursos d'águas receptores. A alcalinidade elevada também pode causar mortandades de peixes. Geralmente estes efeitos só se fazem sentir a grandes distâncias, a jusante do ponto de lançamento, fazendo com que os curtumes ignorem o fato.

Os colóides e sabões contidos nos efluentes dão origem à formação de grande quantidade de espuma.

O ácido tânico contido nos curtientes descartados, combina-se com os compostos de ferro do leito do rio ou dissolvidos na água, formando tanato férrico, de cor negra. Assim, também, age o sulfato de sódio, produzindo sulfato ferroso que se mantém em suspensão coloidal.

Os sólidos sedimentáveis formam bancos de lodo de aspecto desagradável e de cheiro repugnante. As carnaças, pêlos, restos de peles e de fibras depositadas nas margens dos córregos atraem ratos e moscas.

A presença de extratos curtientes vegetais, em teores superiores a 25 mg/l, provoca o envenenamento de peixes devido ao seu conteúdo de alcalóides.

TRATAMENTO DOS DESPEJOS DE CURTUMES

Como foi visto, os resíduos líquidos e sólidos dos curtumes podem causar tremendos incovenientes, requerendo tratamento em grau elevado.

Os custos desse tratamento são muito elevados e não podem ser suportados pela maioria dos curtumes pequenos e médios, devido ao pouco lucro que este tipo de indústria oferece, em decorrência do uso cada vez maior de plásticos em lugar do couro. Atualmente, a quase totalidade das indústrias do couro é suportada pelos fabricantes de calçados. O uso do couro para fins industriais (correias de transmissão, tacos para teares, dobradiças, etc), bem como para selaria, vestuário e outros é, atualmente, insignificante.

Por esse motivo é necessário pesquisar processos de tratamento de custo suportável para a indústria. Para o futuro, deverão ser encontradas medidas paralelas para a redução da carga poluidora durante a fabricação de couro.

Os processos de tratamento aplicáveis aos curtumes podem ser os seguintes:

— *Tratamento preliminar:* gradeamento, mistura e homogeneização, retenção de sebo, lançamento em vazão regularizada.
— *Tratamento primário:* tratamento preliminar seguido de decantação e disposição do lodo por secagem e/ou aterro.
— *Tratamento químico:* tratamento preliminar ou primário, seguido ou precedido da adição de reagentes de baixo preço, principalmente CO_2, SO_2, e sais de ferro, para ajustar o pH e eliminar cal, sulfetos e matéria orgânica em dispersão coloidal. Pode ser acompanhado de aeração artificial para oxidar os sulfetos e os sais de ferro.
— *Tratamento biológico:* lodos ativados (convencional), lodos ativados por aeração prolongada, lagoas aeradas e filtros biológicos com meio filtrante de plástico.

A seguir serão analisadas todas essas possibilidades.

Tratamento preliminar

Este tipo de tratamento pode ser economicamente suportado por qualquer tipo de indústria do couro, pequena ou grande.

O gradeamento serve para reter os materiais grosseiros, como carnaças e pelancas. O material retido tem valor comercial. O gradeamento é efetuado por meio de grades de barras, geralmente de limpeza manual, por meio de rastelos. A distância livre entre as barras deve ser pequena (10 mm é uma abertura muito usada no caso).

São empregadas também peneiras com malha de 2 a 3 mm. O material fino retido pode ser misturado com cal e utilizado como fertilizante orgânico.

A retenção de sebo em tanques retentores é mais eficiente se for executada com as águas do pavilhão da ribeira, antes de misturá-las com as do curtimento. Os tanques retentores devem ser construídos de tal forma a só reterem o sebo, deixando sair os sólidos sedimentáveis. O tempo de detenção deverá ser de, no mínimo, 3 minutos, baseado na vazão máxima. Unidades grandes devem ter tempo de detenção maior, de 5 ou 6 minutos. Mais do que isto é desnecessário. Os tanques construídos segundo as normas alemãs DIN 4040 e 4041, têm dado excelentes resultados.

A mistura de todas as águas residuárias se faz para que o pH elevado dos despejos do pavilhão da ribeira seja baixado pela acidez dos despejos do curtimento. Geralmente, assim mesmo, o pH continua acima de 9,0 após a mistura e homogeneização. Os tanques destinados a essa operação devem ter tempo de detenção tanto maior quanto menor for a indústria: desde vários dias nos pequenos curtumes que esvaziam seus tamborões uma ou duas vezes por semana, até um dia (ou menos) nos grandes curtumes. Os tanques de mistura e homogeneização uniformizam o lançamento da carga poluidora, evitando sobrecargas momentâneas nos rios.

O lançamento em vazão regularizada, apresenta vantagens semelhantes. Os tanques de homogeneização podem ser empregados também como reguladores da vazão. Esses tanques, ao contrário dos decantadores, são construídos para que se tenha o máximo de movimentação na massa armazenada. Operam quase sempre com nível variável e a saída fica junto à soleira ou pouco acima, para reter os sólidos mais densos e evitar obstrução das canalizações de descarga.

Tratamento primário

Além das grades, tanque retentor de sebo e tanque de homogeneização (que neste caso pode ser substancialmente menor), compreende um ou mais decantadores, com tempo de detenção de 1 a 2 horas, baseada na vazão máxima. O lodo pode ser removido do fundo do decantador, manualmente ou por meio de removedores mecanizados. Para a remoção manual, geralmente, empregam-se dois decantadores operando alternadamente ("enche-esvazia").

O lodo é fortemente alcalino (contém cal em excesso) e, embora tenha elevado teor de matéria orgânica, não se decompõe, podendo ser secado ao ar, em leito de secagem com o fundo constituído por casca usada de barbatimão. Tem valor como fertilizante e é inodoro.

Em curtumes grandes que não disponham de espaço para leitos de secagem, o lodo pode ser desidratado em filtros-prensa ou filtros a vácuo, após tratamento químico com sais férricos e cal para que perca a gelatinosidade que reduz a permeabilidade.

Tratamento químico

O tratamento químico mais empregado na Europa é a precipitação com sulfato ferroso. Este tratamento baixa o pH e precipita os sulfetos sob a forma de sulfetos de ferro. A cal livre se deposita sob a forma de sulfato de cálcio. Ao mesmo tempo, com o abaixamento do pH, ocorre a precipitação de uma grande parte das proteínas coloidais.

O lodo é negro, devido ao sulfeto de ferro. Uma pequena parte deste permanece em suspensão no efluente, dando-lhe uma coloração cinzenta. Esta pode ser eliminada por aeração do efluente, pela transformação do sulfato ferroso em hidróxido férrico.

A precipitação com sais de alumínio é contra-indicado por alguns autores; primeiro porque a floculação é precária em pH elevado e em segundo lugar, pela grande quantidade de lodo que se forma; este lodo é muito gelatinoso, secando com dificuldade.

O tratamento com cloreto férrico dá um resultado espetacular, com um efluente perfeitamente transparente e com ligeira cor amarelada. Porém, o preço do reagente é elevado, principalmente no Brasil.

Nos Estados Unidos e na Europa tem sido empregada, também, a carbonatação (ou "recarbonatação") dos despejos, insuflando-se gás carbônico no efluente, principalmente para precipitação do excesso de cal e conseqüente abaixamento do pH.

O CO_2 provém dos gases queimados das caldeiras. O grande inconveniente é a expulsão do gás sulfídrico, oriundo do sulfeto de sódio, causando problemas de odores e de poluição atmosférica. Um processo de evitar este inconveniente é o de realizar a carbonatação em recipiente fechado. O H_2S formado é parcialmente absorvido em água de cal, formando sulfidrato de cálcio, que pode ser empregado para branquear o couro. Outra parte do H_2S é queimada, formando SO_2 que é utilizado na destruição do H_2S que permaneceu em solução no efluente, liberando enxofre livre.

Reações principais:

$$CO_2 + Na_2S + H_2O \rightarrow Na_2CO_3 + H_2S$$

$$2\,H_2S + SO_2 \rightarrow 2H_2O + 3\,S$$

Em lugar do gás carbônico, também pode ser empregado o bissulfato de sódio, que é um subproduto da fabricação do ácido clorídrico:

$$Na_2S + 2\,Na\,H\,SO_4 \rightarrow 2\,Na_2SO_4 + H_2S$$

Os despejos de caleação contêm cerca de 9 kg de sulfeto de sódio por m^3, necessitando 32 kg de bissulfato de sódio para completar essa reação.

O sulfato ferroso ainda tem preço relativamente elevado em nosso país. Entretanto, é muito grande o número de indústrias metalúrgicas que obtêm este sal como resíduo da operação de decapagem de chapas; estas indústrias poderiam ceder gratuitamente os líquidos gastos, em lugar de lançá-los à rede de esgotos ou aos rios. Neste caso o sulfato ferroso não seria onerado pelo custo de purificação e cristalização, sendo transportado e armazenado em forma de solução concentrada. Este sal, geralmente é aplicado aos despejos combinados. A quantidade necessária varia de acordo com a concentração das águas residuárias, podendo estar situada entre 100 a 500 mg/l.

Também aqui convém coletar separadamente as águas de lavagem, diluídas, para lançá-las sem tratamento, reduzindo com isto o tamanho das instalações depuradoras.

No caso de emprego de cloreto férrico anidro, o gasto varia entre 200 a 500 mg/l. A acidificação prévia com 50 a 100 mg/l de ácido clorídrico faz baixar o consumo de cloreto férrico para cerca de 50 mg/l, porém, em contrapartida, tem-se o problema do desprendimento de gás sulfídrico.

Outra vantagem do emprego de sais de ferro sobre os demais reagentes é que o lodo resultante é filtrável sem tratamento adicional, podendo ser secado em filtros rotativos a vácuo ou em filtros-prensa.

Tratamento biológico

Este tipo de tratamento é raramente utilizado na indústria do couro, devido ao seu elevado custo, pois, em geral, só é possível quando for precedido de tratamento químico, ou quando o efluente do curtume pode ser diluído com suficiente quantidade de esgoto doméstico. O emprego de filtros biológicos (com meios filtrantes de plástico) e de lodos ativados, no tratamento de resíduos de curtumes, salvo alguns poucos casos, tem-se limitado a instalações situadas em áreas rurais.

Interessante é saber que, em pelo menos um caso referido pela literatura técnica disponível, o filtro biológico empregava a casca residuária da extração de tanino como meio filtrante.

EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO

As Tabs. 11.11 e 11.12, apresentam a relação dos tratamentos empregados por curtumes e sua eficiência, de acordo com o já citado "Levantamento de despejos industriais", executado em 1967 pelo Ministério do Interior dos EUA.

Tabela 11.11 – Eficiência dos tratamentos nas próprias fábricas

Unidade de tratamento	*Porcentagem de remoção*				
	DBO	*SS*	*Cor*	*Cromo*	*Sulfetos*
Gradeamento	5	5-10	0	0	0
Tanques de homogeneização	0	0	0	5-10	0
Sedimentação	25-62	69-96	5-10	5-30	5-20
Tratamento químico	41-70	70-97	6-90	50-80	14-50
Lagoas de estabilização	70	80	25	10-20	0
Filtros biológicos	65-80	85-90	15-70	25-75	75-100
Lodos ativados	85-95	80-95	75	75	75-100

Tabela 11.12 – Eficiência dos tratamentos nas ETEs municipais

Tipo de tratamento	*Porcentagem de remoção*				
	DBO	*SS*	*Cor*	*Cromo*	*Sulfetos*
Primário	20-54	14-75	20	10-15	10-15
Primário seguido de filtros biológicos	85-95	80-95	25-75	25-75	75-100
Primário seguido de lodos ativados	75-95	77-95	75	75	75-100
Primário seguido de coagulação química com cal	50-90	73-96	90	50-90	75-100

Outros tipos e agrupamentos de tratamento levantados foram:

— Floculação, dupla decantação, homogeneização, com evaporação da solução de curtiente:
- 90% de redução de DBO
- 96% de redução de sólidos em suspensão

— Carbonatação até pH 8,8; 2 horas de decantação; mistura 60% - 40% com esgoto doméstico e tratamento em filtro biológico:
- 20% de redução de DBO
- 59% de redução de sulfetos
- 76% de redução de dureza

— Mistura de 60% - 40% em filtros biológicos com esgoto doméstico:
- 89% de remoção de DBO com taxas de aplicação de 1,30 - 1,65 kg/m³. dia
- 100% de remoção de sulfetos
- 95% de remoção de DBO com taxa de aplicação de 1,6 kg/m³.
- 90% de remoção de DBO com taxa de aplicação de 2,7 kg/m³.

(Há uma evidente contradição nestes dados, motivo pelo qual devem ser considerados com reserva).

— Mistura 33% - 67% com esgoto doméstico, com decantação:
- 54% de remoção de DBO.

CURTUME DE RED WING

Características

Capacidade da ETE dentro do curtume: 8 000 m^3/d (2.1 x 10^6gals/dia)
Capacidade utilizada atualmente: 3 000 m^3/d
Tempo de detenção na ETE (futuro): 2 dias
Número de trabalhadores do curtume: 350-400
Carga: 62,5 kg de DBO/1 000 kg de couros curtidos
DBO: 1 500 mg/l
Desempenho: (ver Tab. 11.13)

Tabela 11.13 – Desempenho da ETE

Tempo de detenção na ETE (em dias)	*Remoção da DBO (%)*
1	50-60
4 - 5	80-95
20	90-95

Unidades de tratamento (ver Figs. 11.3 e 11.4)

Lagoas de Aeração

Número de unidades: 4 (iguais)
Dimensões das unidades: (ver Tab. 11.14)
Volume de cada lagoa: 4079 m^3
Altura da lâmina d'água: 1.83 m

Tabela 11.14 – Dimensões das lagoas de aeração

Dimensões	*Parte superior*	*Parte inferior*
Comprimento	98 m	94,34 m
Largura	25 m	21,34 m
Área	2 450 m^2	2 013 m^2

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

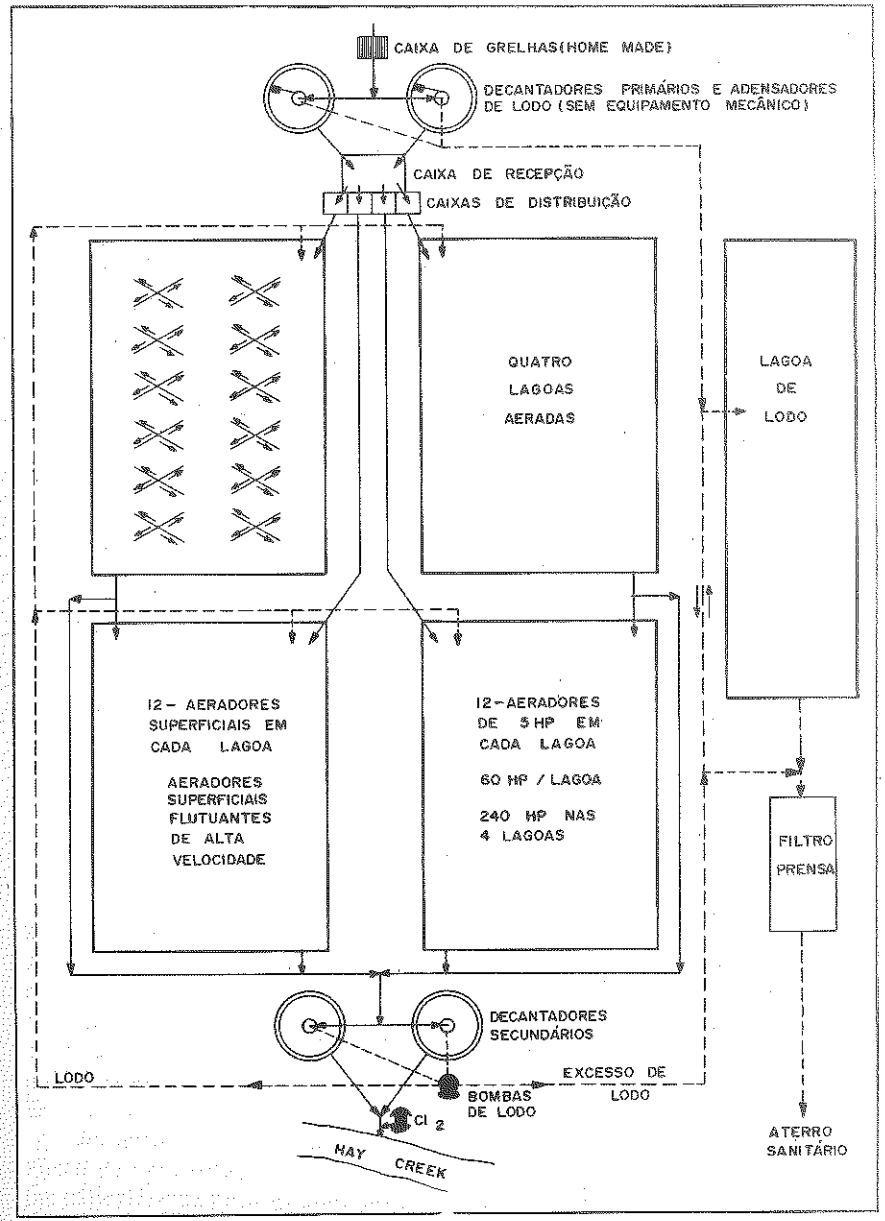


Fig. 11.3 – Fluxograma geral do tratamento dos despejos industriais do Curtume de Red Wing

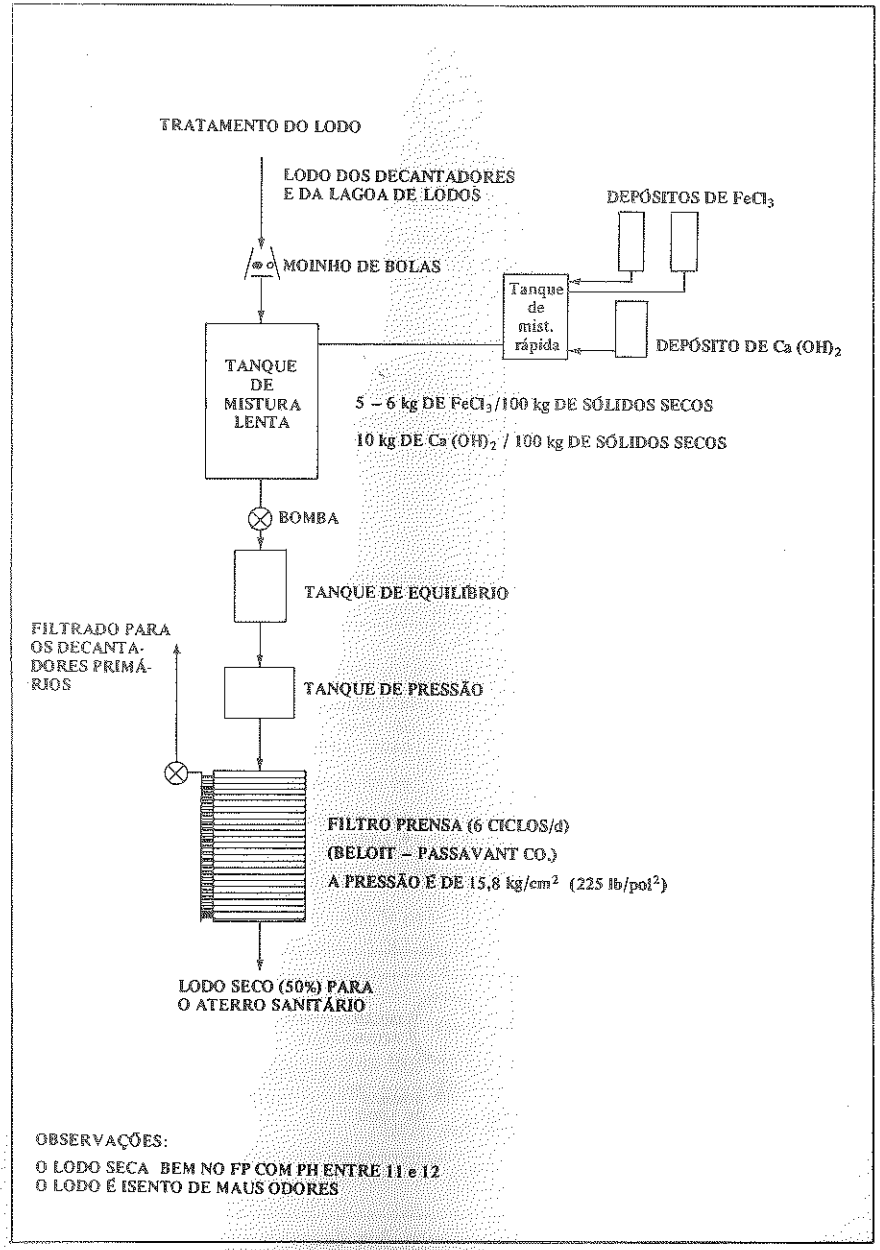


Fig. 11.4 – Fluxograma do tratamento do lodo no Curtume de Red Wing

Aeradores

Número de aeradores em cada unidade: 12
Potência de cada aerador: ..... 5 cv
Potência/lagoa: ..... 60 cv
Potência/ 4 lagoas: ..... 240 cv
Consumo de Energia/Aeração:

240/1.36 = 176.47
176.47 KWh x 24 h/d x US$ 0,0075/KWh = US$ 31,74 (EUA)

Custos

Pesquisas e projeto:	US$ 200 000
Construção civil:	US$ 930 000 (de 1968 a 1973)
Equipamentos:	US$ 125 000 (não incluindo FP)
Filtro-prensa:	US$ 325 000 (incluindo acessórios)
Total	US$ 1580 000

A Figura 11.5 mostra o fluxograma do tratamento dos despejos da Caldwell Lace Leather Company.

A Figura 11.6 mostra um fluxograma geral com várias alternativas para tratamento de despejos de curtumes, apresentado pelo Centre Technique du Cuir, de Lyon, França.

S.A. CURTUME CARIOCA

Introdução

A S.A. CURTUME CARIOCA, como outras indústrias, iniciou suas atividades com pequenas instalações. Entretanto, com o desenvolvimento do país e, particularmente, do Estado do Rio, é atualmente um dos maiores estabelecimentos do gênero no mundo.

Localiza-se no Bairro da Penha e fica a apenas 915 m a montante da Estação de Tratamento de Esgotos da Penha. Trata-se, portanto, de uma indústria estabelecida em plena área urbana, sem espaço para implantação de um tratamento biológico.

As autoridades sanitárias da ex-Guanabara não mediram esforços na busca de uma solução economicamente viável para a indústria e foram feitas experiências para tratamento conjunto, na ETE Penha. Infelizmente, os resultados foram desanimadores, indicando que os despejos da indústria

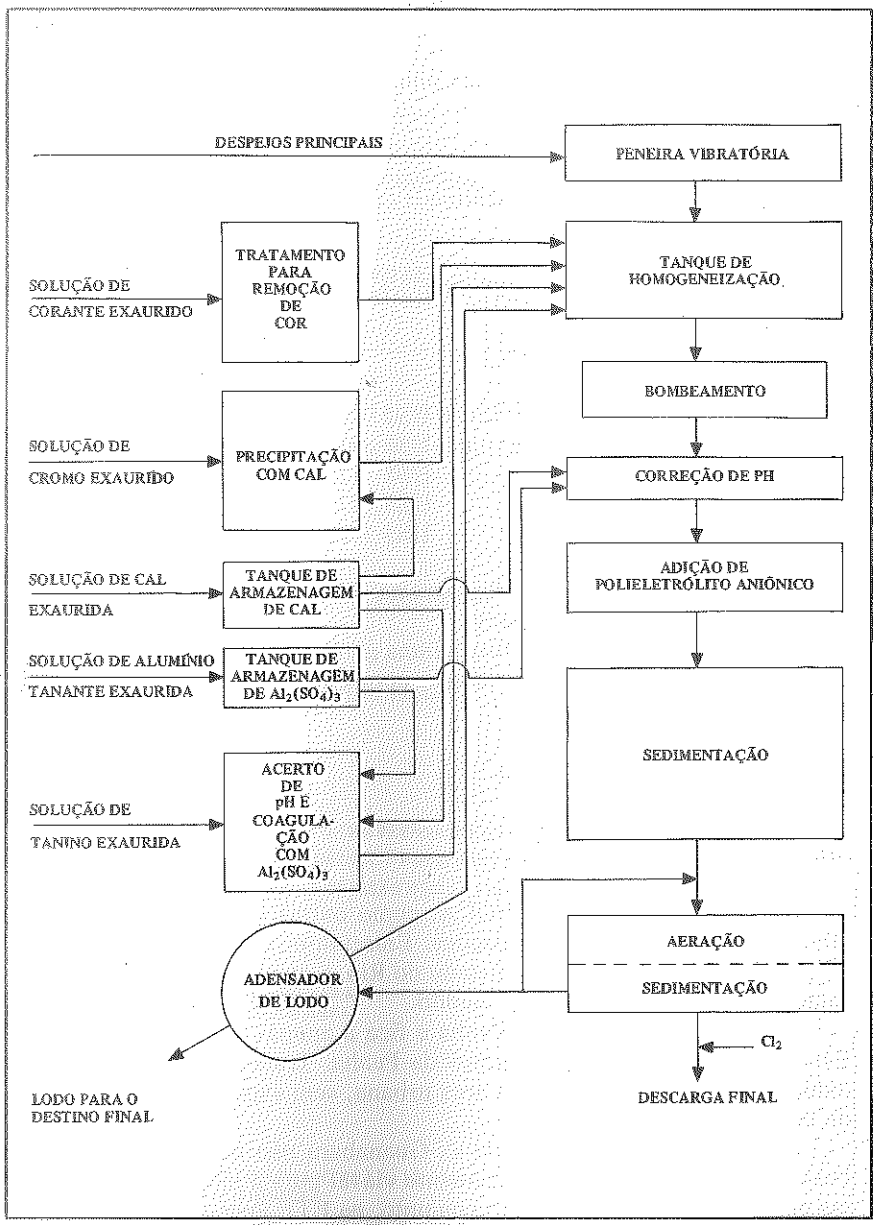


Fig. 11.5 – Fluxograma do tratamento dos despejos da Caldwell Lace Leather Company (Auburn, Kentucky)

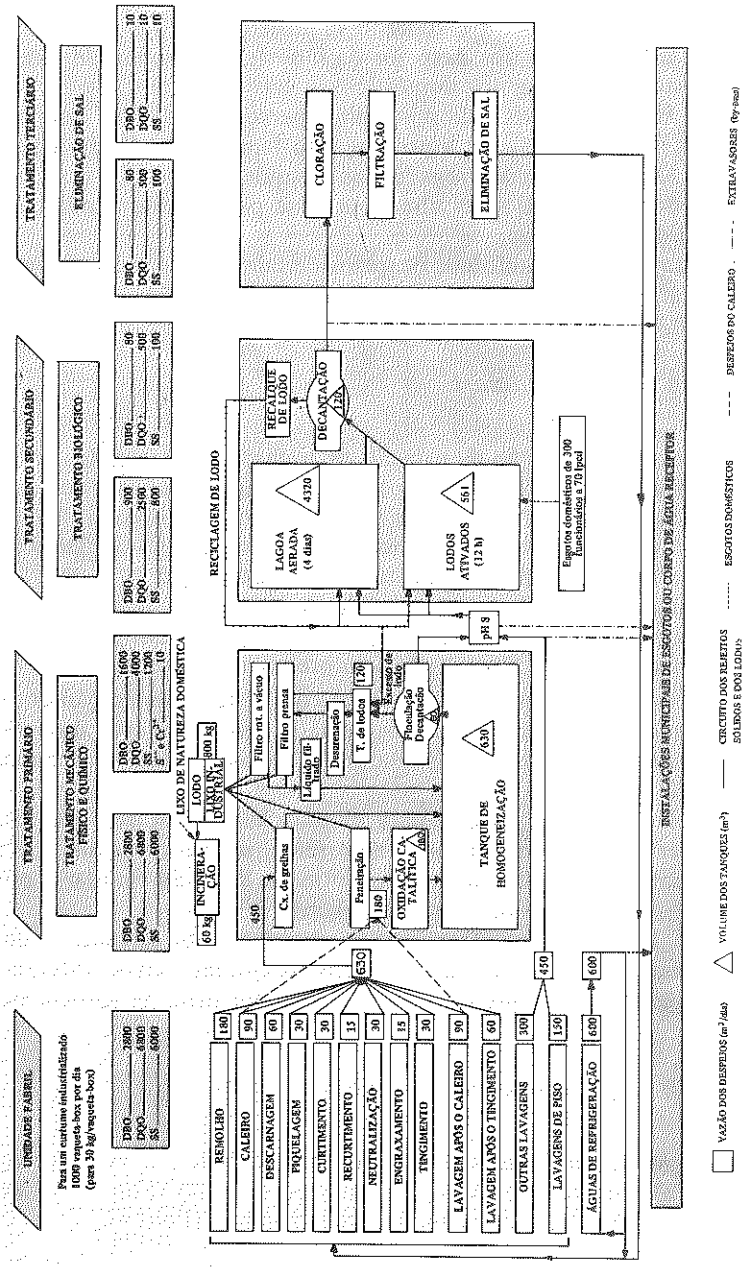


Fig. 11.6 – Fluxograma com várias alternativas para tratamento de despejos de curtumes

deveriam sofrer algum tipo de pré-tratamento, antes de serem enviados para a ETE. Por isso, foi elaborado o projeto da ETE-piloto, a fim de pesquisar o tratamento dos despejos da indústria em separado e, também, em conjunto com os esgotos domésticos.

A ETE-piloto foi visitada por muitas personalidades do campo de Saneamento, valendo ressaltar a presença do famoso Dr. K. H. Kalbskopf, de Essen, Alemanha, encarregado das pesquisas aplicadas do Consórcio Sanitário do Vale do Rio Emscher, que teve palavras de admiração pelos estudos aí desenvolvidos.

O tratamento conjunto dos despejos de curtume com esgotos domésticos, é prática corrente na Europa, Canadá, Austrália, África do Sul e EUA.

Descrição do fluxograma I

Durante a construção da estação de tratamento de esgotos em escala-piloto, surgiu a necessidade de separação das águas pluviais dos despejos, recuperação do cromo, de sulfetos e das gorduras.

Assim sendo, foram executadas obras visando a segregação desses efluentes antes de serem lançados na ETE-piloto (Foto 1).

A separação das águas pluviais e dos diversos despejos consumiu grandes recursos humanos e materiais pois implicou em obras nos telhados, nas paredes e nos pisos, tudo sem prejuízos da produção

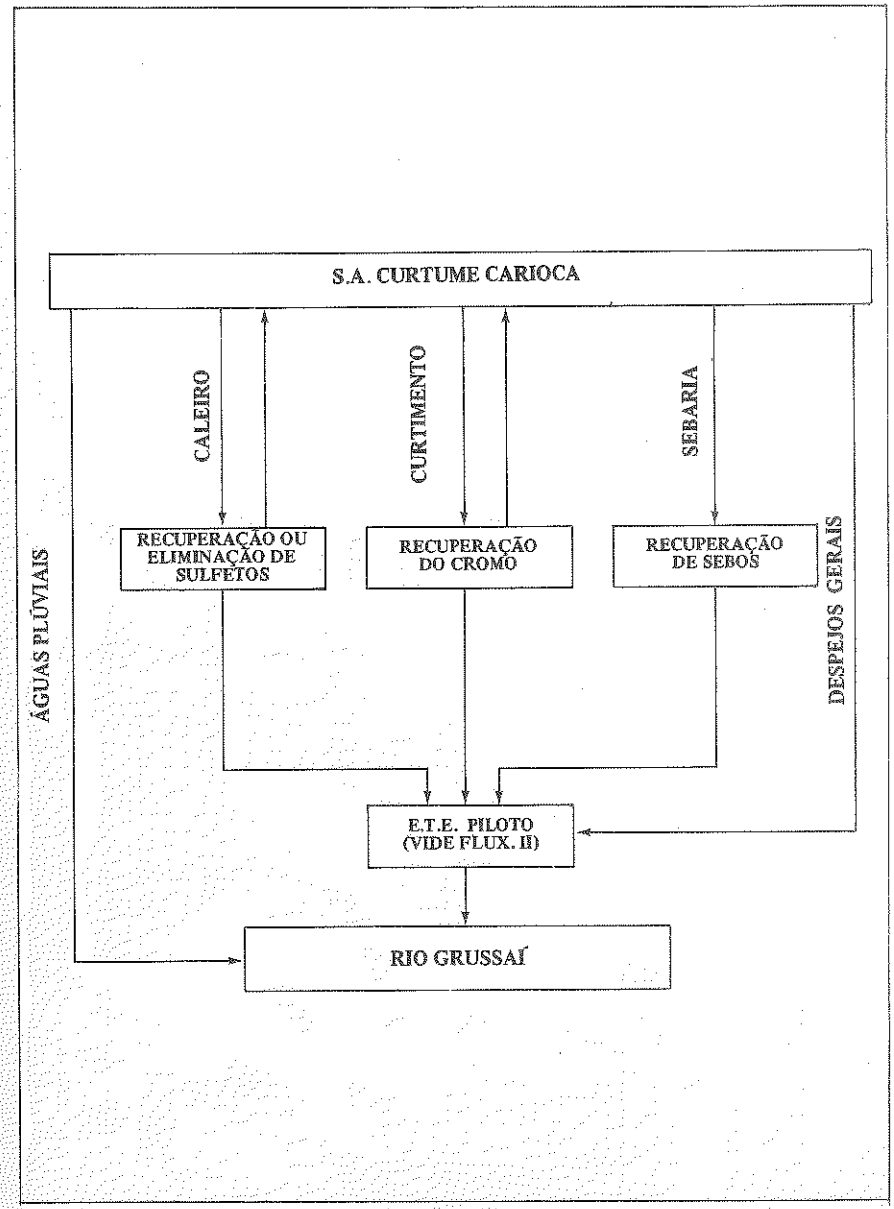
Também foram empreendidas obras com vistas à separação dos despejos contendo cromo e sulfureto, dos demais. Os sais de cromo contidos na seção de curtimento mineral passaram a ser integralmente recuperados, desde 1972.

Foi elaborado um projeto para eliminação do sulfureto por aeração. Todavia, esse projeto mostrou-se, na prática, ser de custo muito elevado; por isso, uma equipe da indústria foi formada a fim de estudar a possibilidade de reciclagem dos despejos do caleiro.

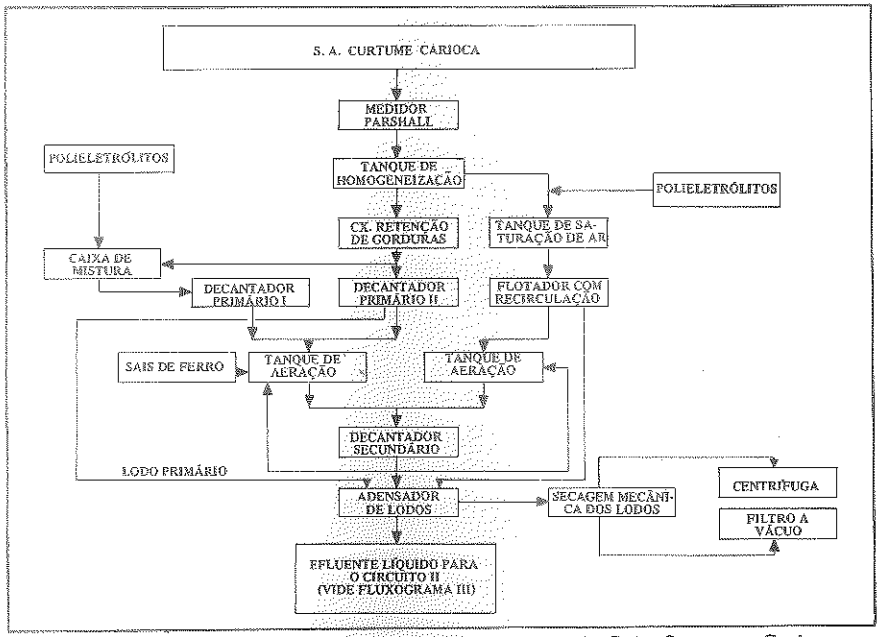
A fim de diminuir os óleos, graxas e gorduras nos efluentes e de eliminar a poluição do ar, foi adotado um sistema completamente diferente para recuperação de sebos, que passou a ser feita por meio de autoclaves.

Descrição do fluxograma II (vazão de $2m^3$/h)

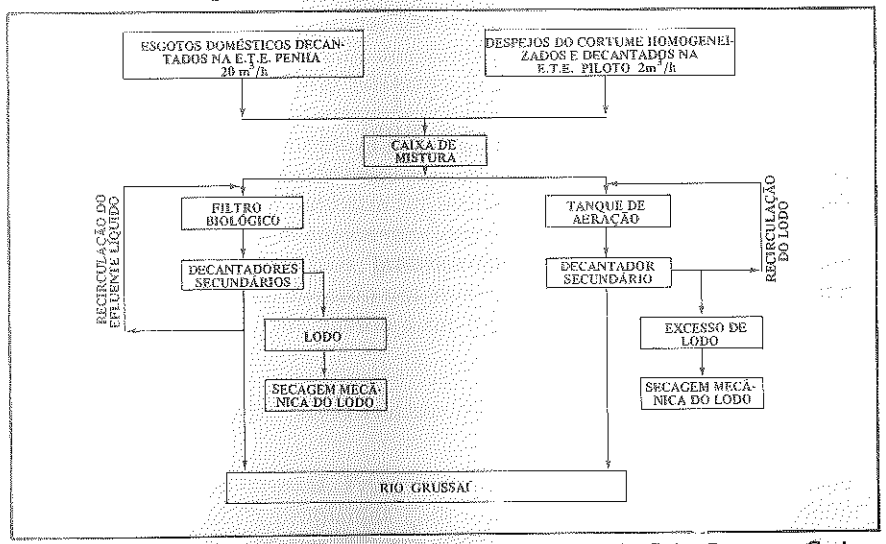
Medição do Rio Grussaí. Primeiramente foi feita por vertedor retangular (Foto 3). Devido a problemas com represamento (Foto 2), o vertedor retangular foi substituído por um medidor Parshall (Foto 4).



Fluxograma I — Separação e reutilização dos despejos dentro da S.A. Curtume Carioca



Fluxograma II – Estudo do tratamento dos despejos da S.A. Curtume Carioca em separado



Fluxograma III – Estudo do tratamento dos Despejos da S.A. Curtume Carioca em conjunto com os esgotos domésticos na ETE-Penha

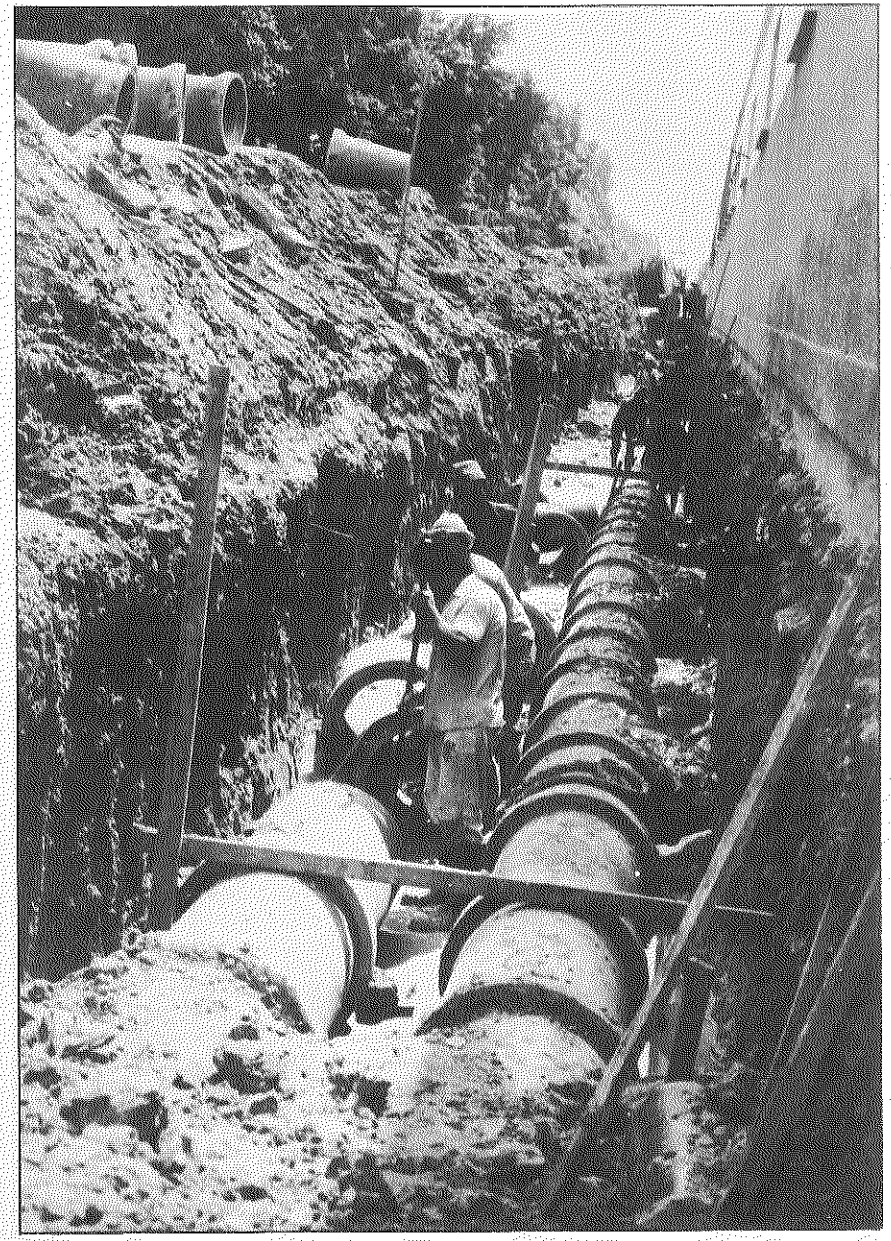


Foto 1 – Separação de efluentes

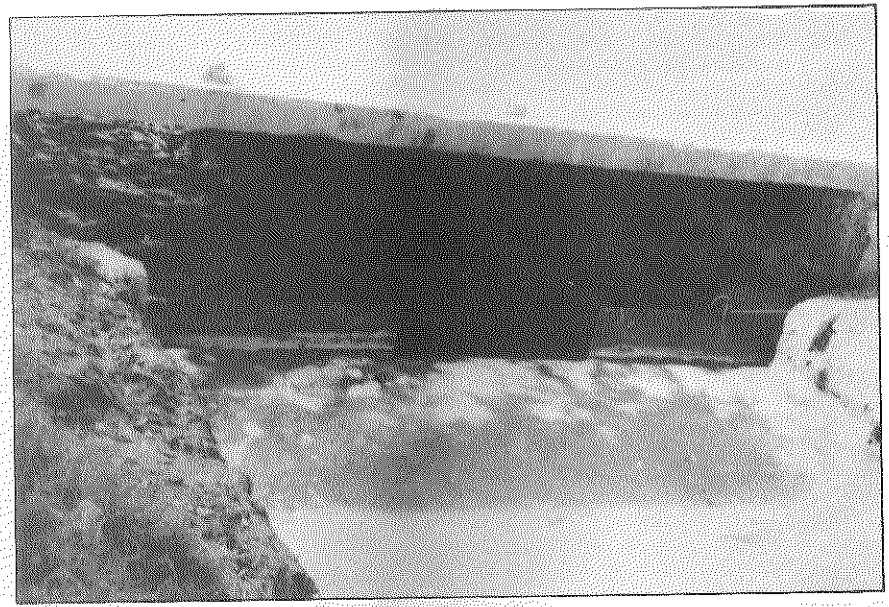


Foto 2 – Represamento no Grussaí

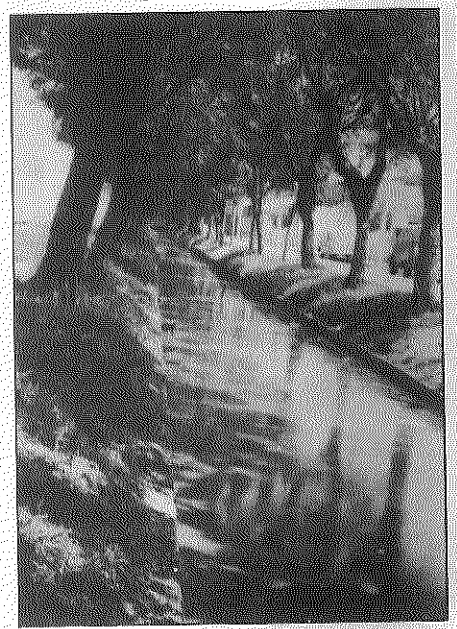


Foto 3 – Vertedor retangular no Grussaí

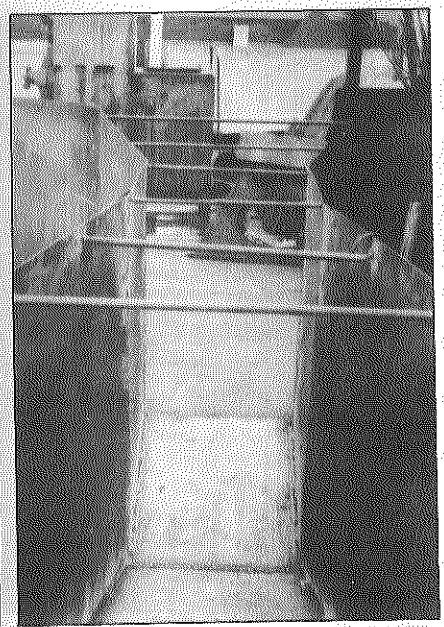


Foto 4 – Medidor Parshall

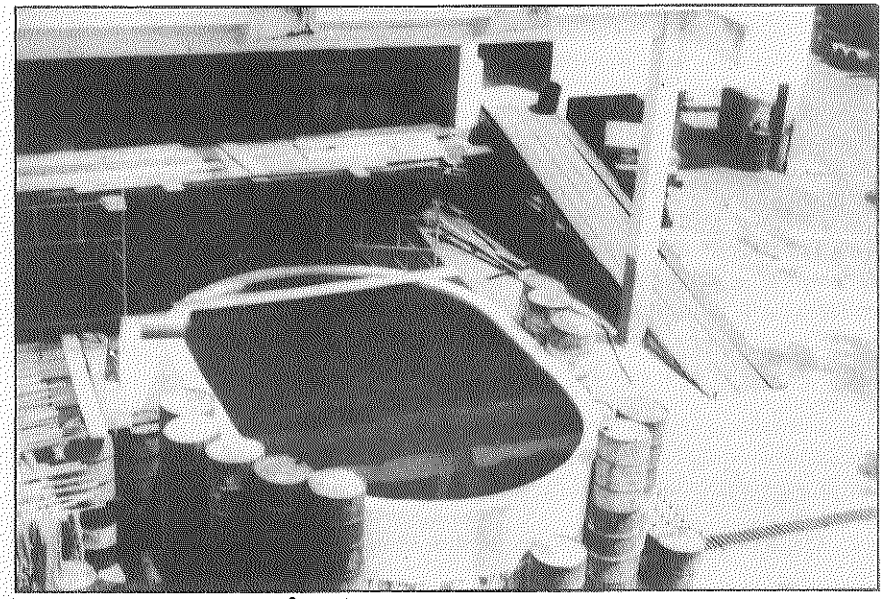


Foto 5 – Tanque de 50 m^3 existente

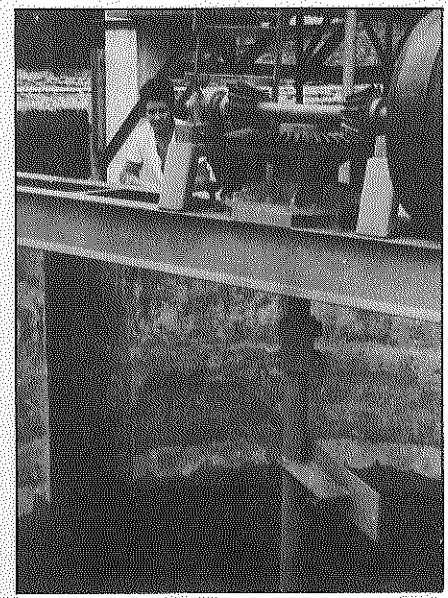


Foto 6 – Tanque de 50 m^3 adaptado como homogeneizador

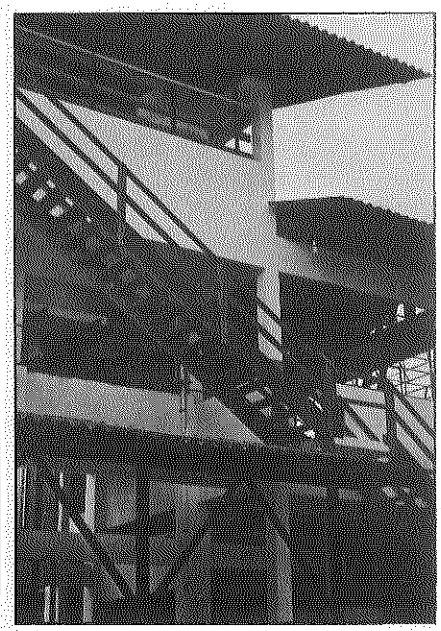


Foto 7 – Edifício da ETE-piloto

Homogeneização - Foi aproveitado um tanque existente de 50 m³ (Foto 5) no qual foi adaptado um dispositivo para mistura dos efluentes (Foto 6).

Tratamento primário - Localizado no 3.º andar do Edifício da ETE-piloto (Foto 7). A Foto 8 mostra, ao fundo, a caixa retentora de gorduras e a caixa de mistura de produtos químicos e, na frente, os dois decantadores primários.

Tanques de aeração - Ocupam o 2.º andar. Um dos tanques de aeração recebeu sais de ferro e outro não. O ácido tânico contido nos curtientes descartados, combinam-se com os compostos de ferro formando tanato férrico de cor negra. A Foto 9 mostra o conjunto motor-soprador para esses tanques de aeração.

Decantação secundária e adensamento de lodos - Os dois decantadores secundários estão localizados no andar térreo (Foto 10). Como alternativa, um desses decantadores foi transformado em adensador de lodos.

Medição de lodo - Feita em tambores metálicos de 200 l (Foto 11).

Secagem mecânica de lodo - As Fotos 12 e 13, mostram as unidades de ensaio mecânico de lodo, por meio de centrifugação e vácuo.

Descrição do Fluxograma III

Caixa de mistura - Os esgotos domésticos (20 m³/h) e os despejos industriais (92 m³/h), após serem misturados, (Foto 14), seguem para o tanque de aeração e/ou para o filtro-biológico.

Filtro biológico - É uma miniatura dos existentes na ETE-Penha (Foto 15).

Decantadores secundários - Após tratamento no filtro biológico, os esgotos seguem para 5 decantadores secundários, onde há recirculação de parte do efluente líquido (Fotos 16, 17 e 18).

Tanques de aeração - O aerador é do tipo fixo, de 5 cv e baixa rotação. Tornou-se necessária a construção do sistema de lodos ativados, devido à possibilidade de que ETE-Penha, ao ser ampliada, mudasse de processo de tratamento secundário (Foto 19). Foram instalados 3 vertedores retangulares sobre o tanque de aeração para medições (Foto 20).

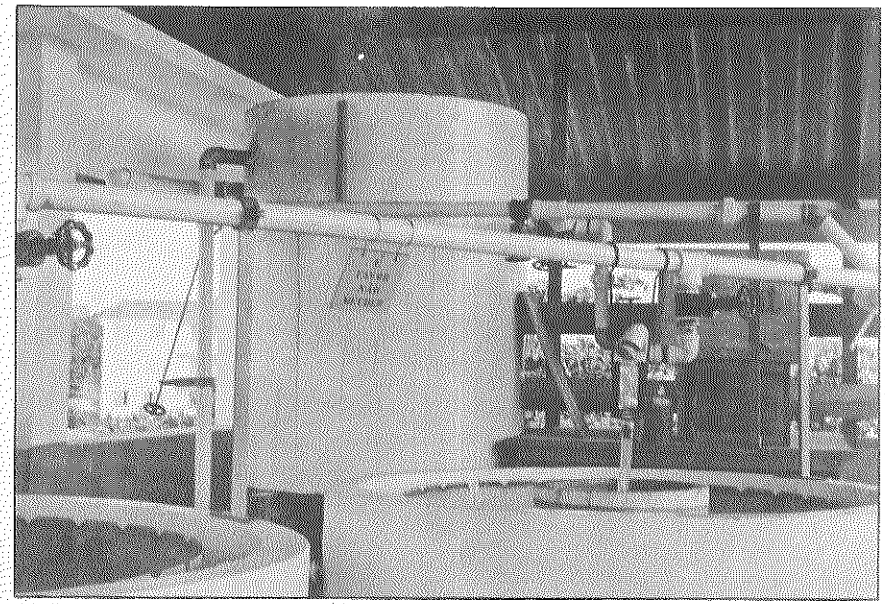


Foto 8 – Caixa retentora de gorduras caixa de misturas e decantadores primários

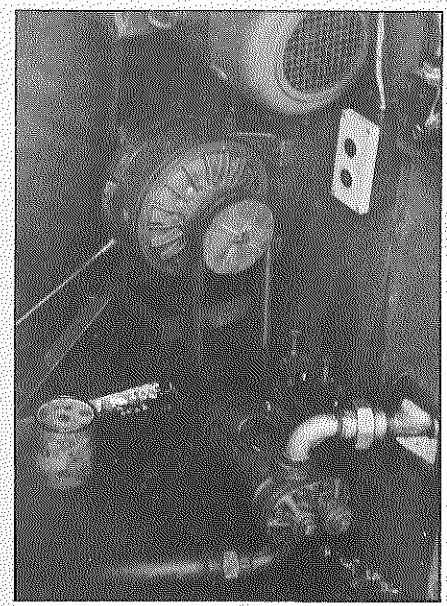


Foto 9 – Conjunto motor-soprador

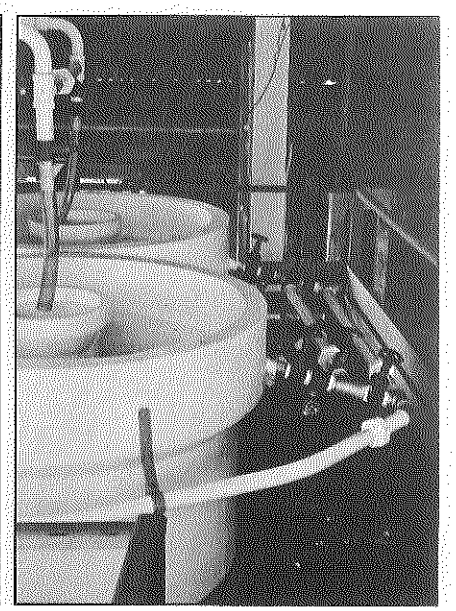


Foto 10 – Decantadores secundários

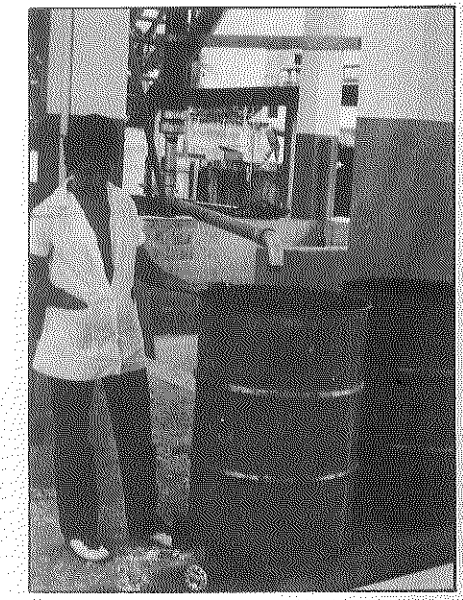


Foto 11 – Medição de lodos

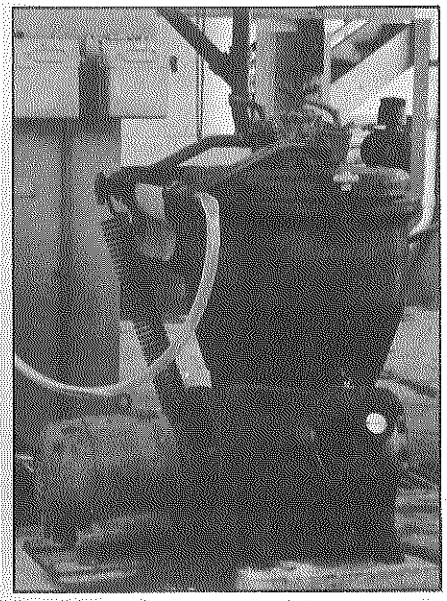


Foto 12 – Secagem mecânica por centrifugação

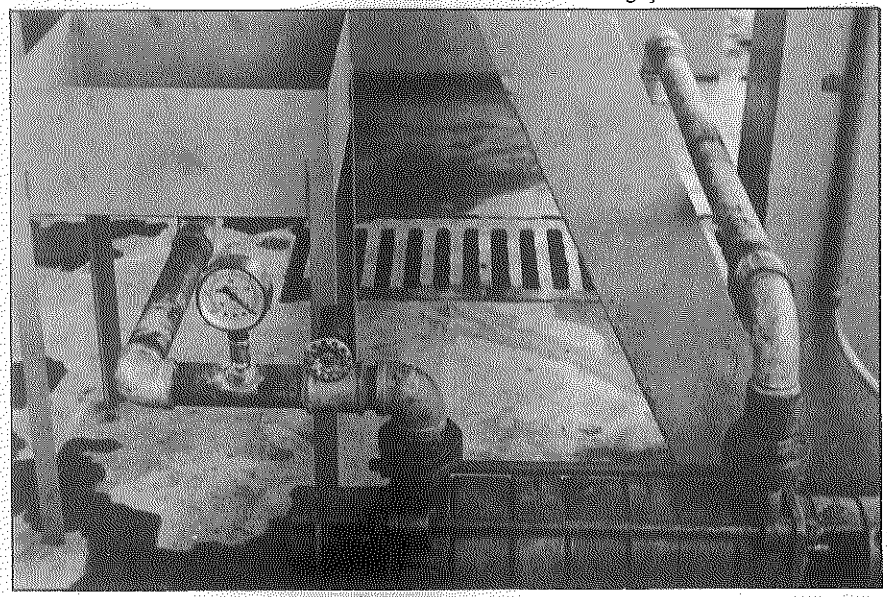


Foto 13 – Secagem mecânica a vácuo

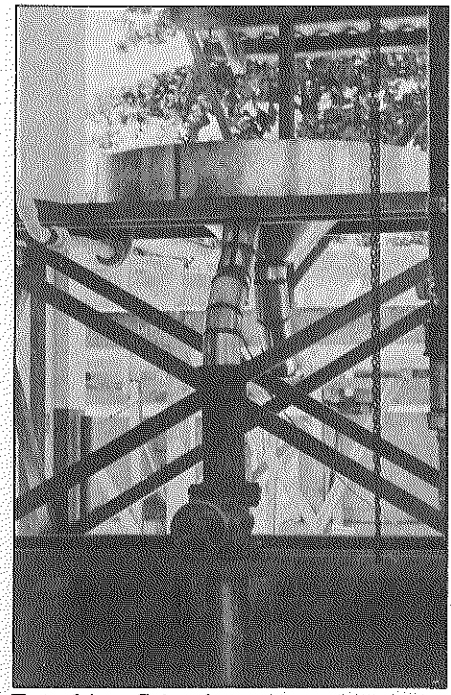


Foto 14 – Caixa de mistura

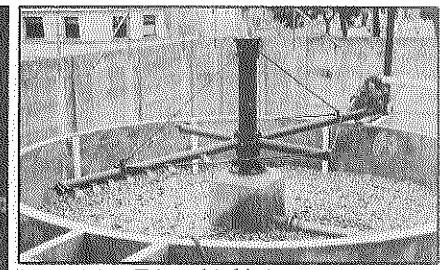


Foto 15 – Filtro biológico

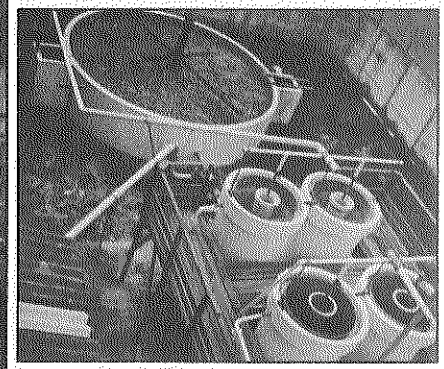


Foto 16 – Filtro biológico e decantadores secundários

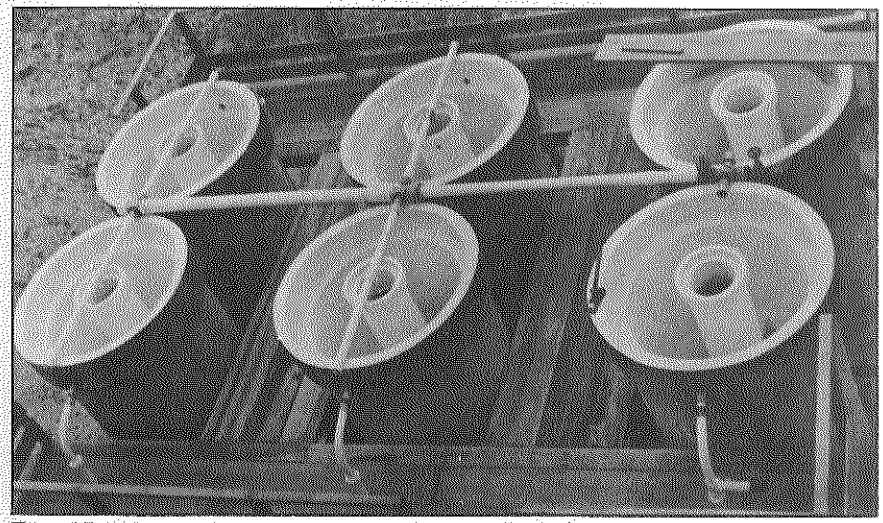


Foto 17 – Decantadores secundários (em construção)

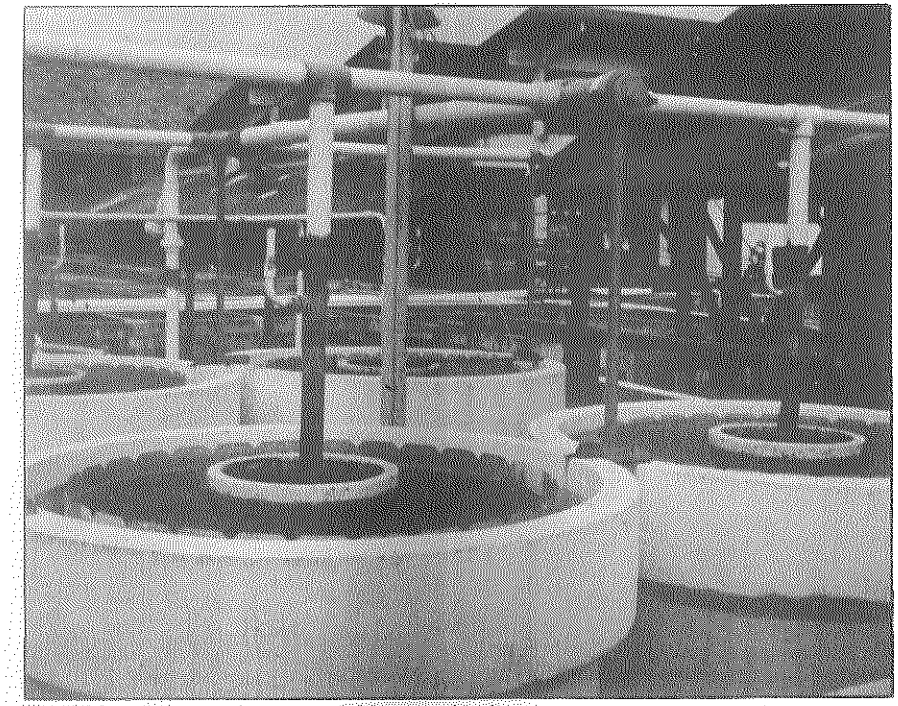


Foto 18 – Decantadores secundários – detalhes

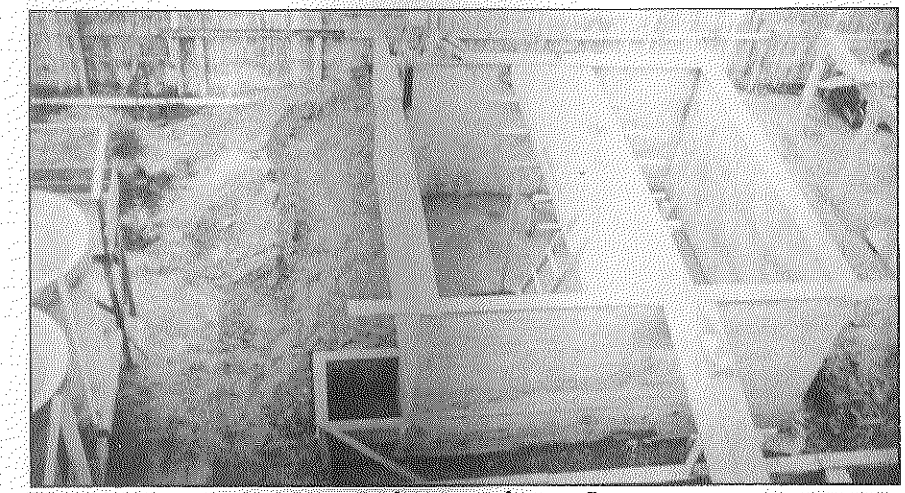


Foto 19 – Aspecto da construção do tanque de aeração

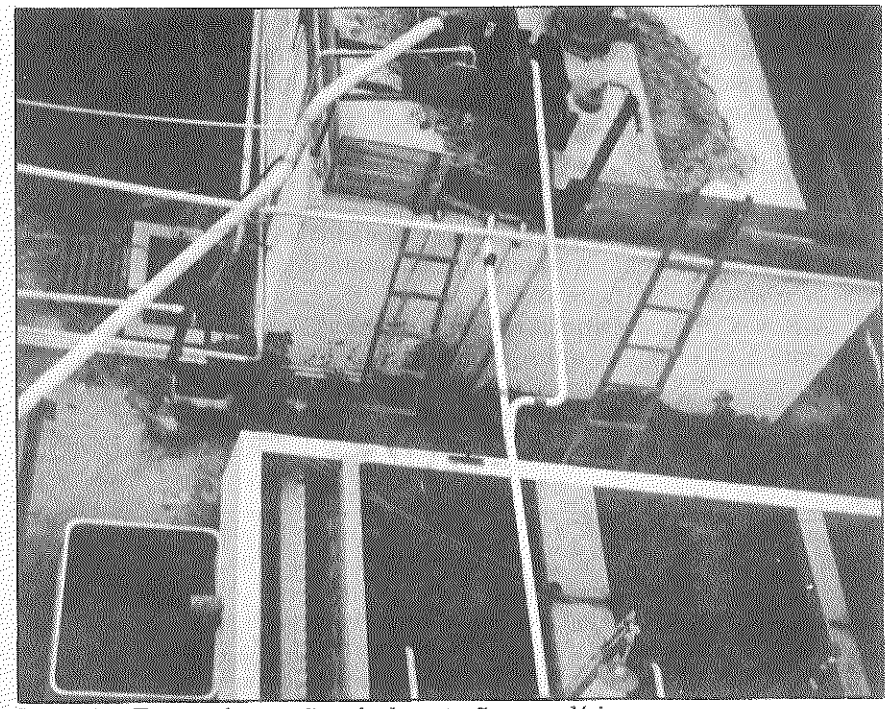


Foto 20 – Tanque de aeração e de decantação secundária

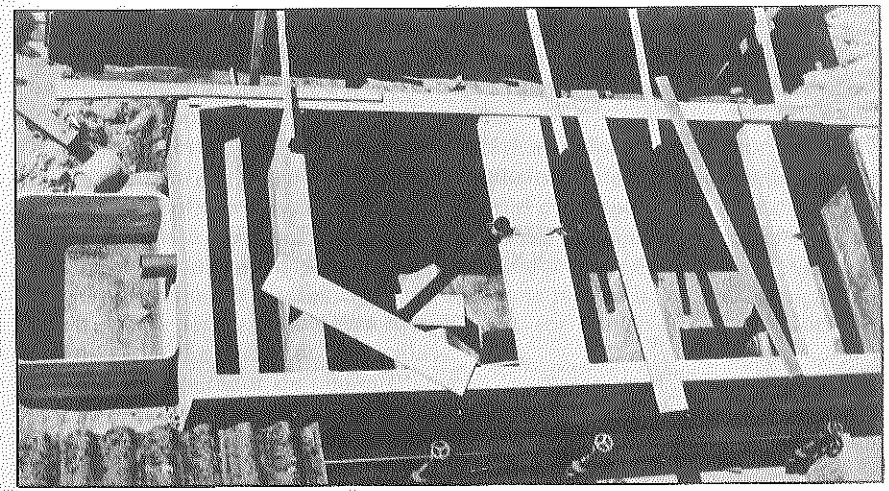


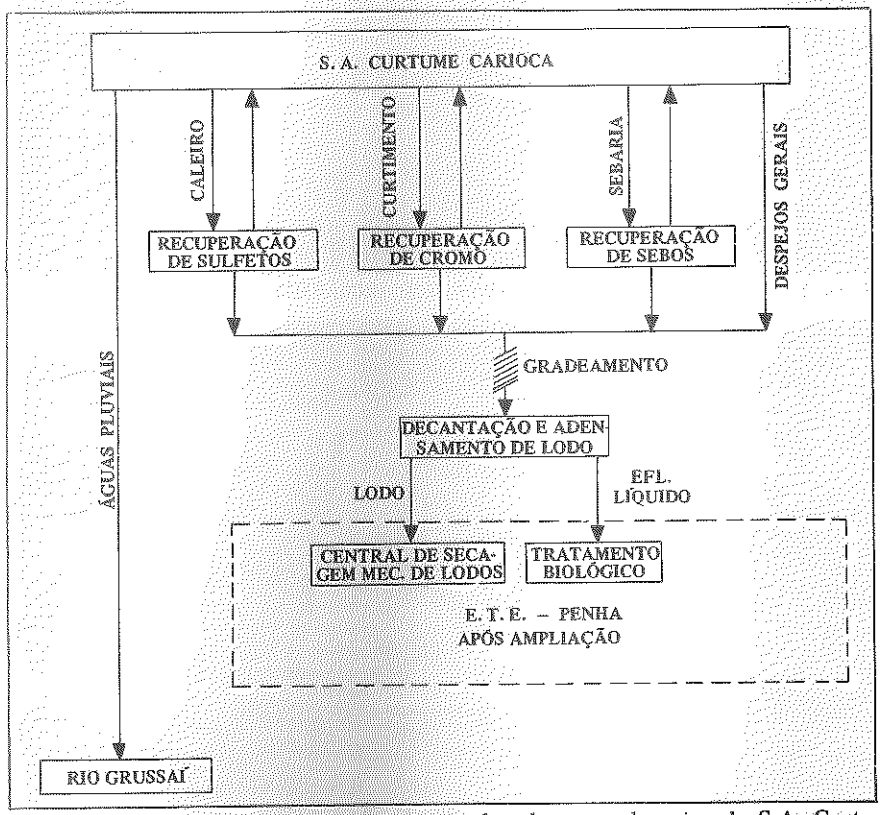
Foto 21 – Decantador secundário do lodo ativado

Decantador secundário - Após aeração, os despejos são decantados em um decantador secundário especialmente construído para esse fim. O lodo é retirado do fundo por meio de dispositivos hidrostáticos de pressão (tipo Dortmund modificado - Foto 21).

Descrição do Fluxograma IV (situação atual)

Este fluxograma mostra os sistemas adotados da recirculação, aproveitamento, pré-tratamento e tratamento conjunto dos despejos da indústria com os esgotos domésticos na ETE-Penha.

A S.A. Curtume Carioca encaminhará seus despejos pré-tratados diretamente à ETE-Penha, a fim de não sobrecarregar a rede pública de esgotos.



Fluxograma IV – Sistemas de tratamento adotados para despejos da S.A. Curtume Carioca

12

CELULOSE E PAPEL

CONSIDERAÇÕES

Na fabricação do papel, uma quantidade substancial de pequenas fibras é carreada, através de telas (peneiras) da fabricação, pela água usada no processamento. É inevitável que pequena parte dessas fibras se perca no efluente. Com o material fibroso, são perdidos, também, materiais de "carga": caolim, cola (breu) e outros componentes do papel. A água proveniente da máquina de papel é chamada "água branca" devido à coloração produzida pelos sólidos em suspensão.

O carreamento das fibras e do material de carga constitue não apenas um desperdício, mas, também, fator de poluição dos cursos d'água, transmitindo cor e turbidez, formando bancos de lodo que se decompõem anaerobicamente com produção de odores desagradáveis, e as fibras orgânicas aumentam a DBO dos cursos d'água.

A recuperação desse material é prática padrão, sendo normalmente feita por meio de tanques de sedimentação ou flotação (recuperadores de massa). Os sólidos são concentrados por um espessador de lodo no recuperador de massa e recambiados para a primeira etapa de fabricação. A água é reaproveitada porque a matéria-prima nela contida é de custo elevado.

O crescimento de limo na água recirculada, prejudica a fabricação do papel e cria sérios problemas, que podem ser controlados pelo cloro ou outros produtos químicos fungicidas.

Um recuperador de massa ("saveall") cônico, para 30 minutos de detenção, recuperará de 30 a 60 por cento dos sólidos. O rendimento varia com o tipo de papel produzido. A água recuperada pode ser aproveitada na máquina de papel, embora não seja apropriada para lavagem por espargimento de feltro. Para esse caso é necessária a instalação de um clarificador.

DESPEJOS INDUSTRIAIS NAS VÁRIAS ETAPAS DE FABRICAÇÃO DO PAPEL

Os despejos são produzidos em duas etapas gerais:
— Preparo da polpa-celulose.
— Fabricação de papel.

Preparo da polpa-celulose

Na primeira etapa, a madeira é descascada e cortada em toros.

A seguir, os toros são cortados em lascas e transformados em polpa-celulose, por um dos seguintes métodos:
— pasta mecânica;
— pasta sulfato (ou celulose sulfato);
— pasta sulfito (ou celulose sulfito);
— pasta soda (ou celulose soda);
— métodos diversos.

O método pasta mecânica é mecânico, os de sulfato, sulfito e soda são químicos. Os métodos diversos, consistem na aplicação de substâncias químicas com polpa de pasta mecânica, com madeira ou com outros materiais.

Na preparação da celulose, além dos licores de digestão, existem também despejos da operação de serragem, descascamento e lascamento, assim como os provenientes das telas, lanceteiras, retirador de nós da madeira, engrossadores, alvejamento, etc.

Pasta mecânica

A lignina e a celulose da madeira são utilizadas na fabricação de celulose de pasta mecânica, resultando em pequeno volume de despejos.

Na fabricação da pasta mecânica, pequenos blocos de madeira são premidos contra uma pedra esmeril, na presença de água. Este tipo de celulose é empregado na fabricação de papel para jornais, papel higiênico de baixa qualidade e papelão. As águas residuárias produzidas contêm restos de celulose e materiais solúveis.

Pasta mecânica cozida - A tora inteira é cozinhada antes de ser desfibrada. A celulose assim produzida tem melhores propriedades de drenagem e maior resistência que a celulose produzida por meios mecânicos. Além disso, esse processo de fabricação de celulose permite melhor utilização das matas, maior versatilidade no tipo de fibras e maior flexibilidade quanto aos tipos de pasta produzidos.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Celulose sulfato

O emprego do sulfato ou processo *kraft*, diminui o custo de fabricação de celulose porque permite a recuperação de produtos químicos e calor, partindo da queima do licor-negro proveniente do cozimento. Por isso, os efluentes da fabricação de celulose pelo processo sulfato, contêm pouca lignina e produtos químicos cozidos.

O processo sulfato, que utiliza soluções alcalinas para dissolver a lignina e outras partes não celulósicas da madeira (a lignina é a substância que cola as fibras de celulose umas às outras), tem a vantagem de produzir uma celulose de alta qualidade. O processo de digestão pode ser obtido por cargas (intermitentes), produção direta ou indireta ou por produção direta e contínua. Digestores contínuos encontraram aceitação, no Brasil, em duas fábricas de 700 t/d. As demais, usam digestores (ou cozinhadores) que trabalham por cargas. As principais fontes de despejos na produção de celulose *kraft*, são as descargas dos digestores, os vazamentos de lixívia-negra, respingos, vazamentos, sistema de resfriamento, selo da bomba de recirculação, evaporadores de múltiplos efeitos, lavagem de resíduos de cal, lavagem dos filtros de lixívia e lavagem dos fornos de cal e de gás.

A matéria-prima é o eucalípto, sendo que as espécies mais encontradas são: *Eucaliptus saligna, E. alba, E. grandes* e *E. tereticornes*.

A seqüência de processamento ilustrado na Figura 12.1 pode ser resumida da seguinte maneira:
— os troncos já descascados são lavados com água e encaminhados ao picador onde são reduzidos a cavacos;
— os cavacos são classificados numa peneira vibratória que uniformiza os tamanhos; os maiores são levados ao repicador e a seguir, são carregados por correia transportadora para o silo de cavacos, daí saindo para alimentar os digestores;
— carregam-se os cozinhadores com cavacos e com licor de digestão (licor-branco e licor-negro); o licor-branco contém basicamente NaOH, Na_2CO_3 que se expressam como NaOH (álcali ativo);
— ao final do cozimento, forma-se uma massa preta de licor-negro e celulose delignificada, a qual é lançada no tanque de descarga (''blow tank''). Neste tanque, dilui-se a polpa com licor-negro para ser encaminhada aos filtros a vácuo, passando pelos separadores de nós (''knotters''). Os nós não desfibrados que foram separados pela peneira, retornam ao digestor para serem recozidos;
— no filtro a vácuo, a massa é lavada em contra-corrente com água quente, ocorrendo a separação do licor-negro da massa; o licor é enviado para a evaporação onde é concentrado a 45% de sólidos e

a massa é enviada para o sistema de depuradores de massa para ser tratada.

— *Fluxo de massa* - Nos depuradores, a massa é lançada através de pequenas ranhuras existentes em tambores rotativos onde são separados os rejeitos ou "palitos" os quais não são aproveitados. A massa segue para os adensadores. Dos adensadores, segue para a torre de cloração e, a seguir, para o filtro a vácuo; torre de extração alcalina, filtro a vácuo; torre de hipoclorito de cálcio, filtro a vácuo; segunda torre de hipoclorito de cálcio, filtro a vácuo.

Esse processo está sendo modificado em várias indústrias, passando a ser CEHD (cloração, extração alcalina, hipoclorito de cálcio e dióxido de cloro).

Nesse ponto, a massa é estocada nos tanques de massa alvejada, estando pronta para ir para a máquina de papel (*Fourdrinier*) ou ser enviada para a máquina de secagem de celulose para ser enfardada. Na unidade de fabricação de papel, a massa recebe aditivos tais como caolim, cola, etc. e é encaminhada para a máquina *Fourdrinier* que a transforma em papel. Os tipos de papéis mais comuns são: apergaminhado, off-set e buffon.

— *Fluxo de licor-negro* - O licro-negro, a 15% de sólidos, proveniente da lavagem de massa do filtro a vácuo, é enviado ao sistema de evaporadores com 5 corpos e 5 efeitos (sistema escandinavo), onde é concentrado a 45% de sólidos.

Após o 5.º corpo de evaporação, a lixívia recebe sulfato de sódio (Na_2S) num pequeno tanque com agitador, seguindo depois para o 1.º corpo de evaporação.

Do 2.º corpo de evaporação, a lixívia-negra, já contendo sulfeto de sódio, entra em contato com os gases (cinzas) provenientes da caldeira de recuperação num sistema Venturi, evaporando água e captando cinzas, aumentando a concentração de sólidos da lixívia para 65%. A seguir, a matéria orgânica da lixívia é queimada no maçarico da caldeira de recuperação. O vapor produzido alimenta as linhas gerais de distribuição de vapor.

O fundido da caldeira é diluído com licor-branco fraco, dando origem ao licor-verde com a seguinte composição em equivalente de Na OH:

— Na OH (15 g/l);
— Na_2 S (25 g/l);
— Na_2 CO_3 (75 g/l).

O licor-verde segue para a caustificação onde reage com o CaO, produzindo licor-branco e Ca CO_3:

$$CaO + H_2 \rightarrow Ca(OH)_2$$

$$Na_2CO_3 + Ca(OH)_2 \rightleftharpoons 2\,Na\,OH + Ca\,CO_3.$$

O Ca CO_3 é enviado a um forno de cal, onde é calcinado a CaO:

$$Ca\,CO_3 \xrightarrow{\Delta} CaO + CO_2.$$

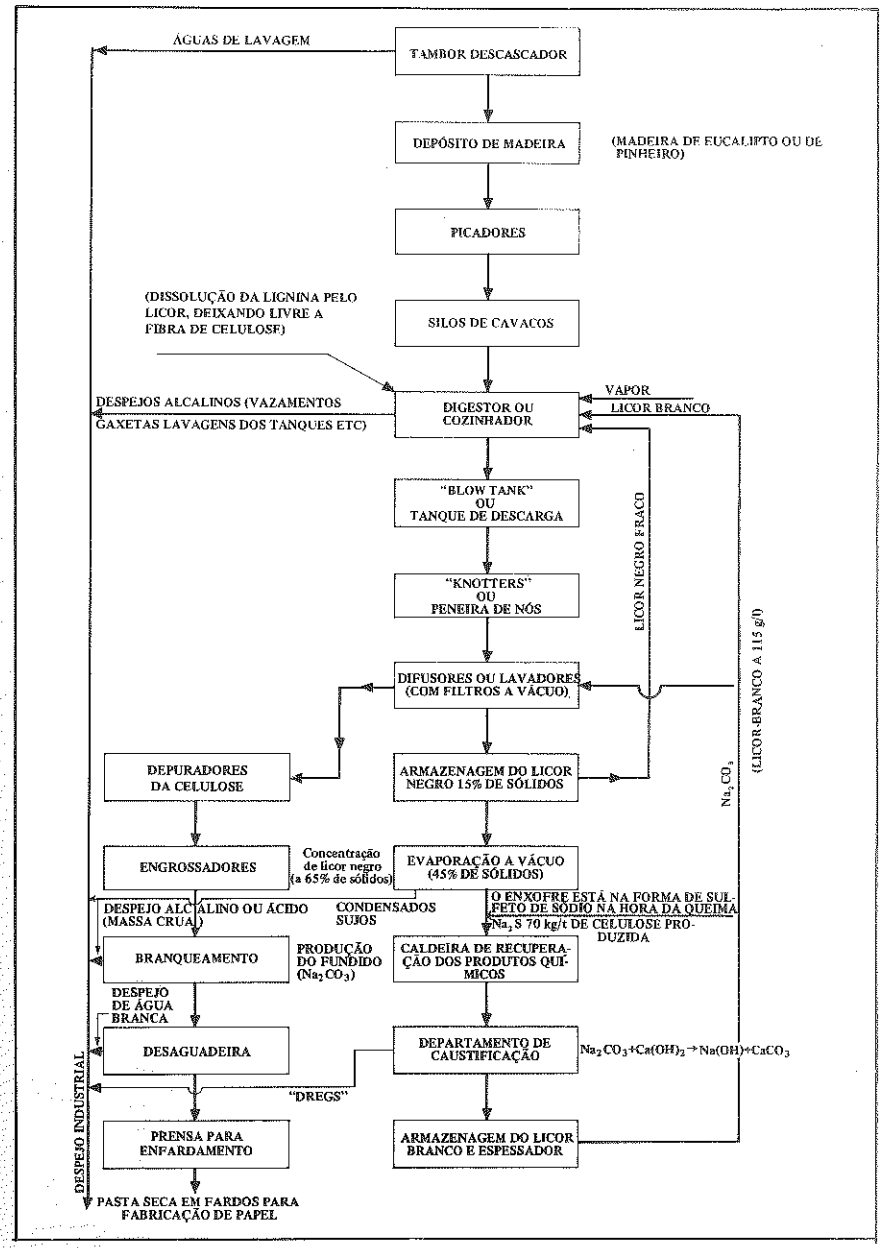


Fig. 12.1 — Fluxograma da produção de celulose sulfato (processo *Kraft*)

O CaO produzido irá retornar ao caustificador. O licor-branco produzido na caustificação é reutilizado nos digestores, completando o ciclo de recuperação. Este licor possui a seguinte composição em equivalente de Na OH:

— Na OH (75 g/l);
— Na_2 S (25 g/l);
— Na_2 CO_3(15 g/l).

Exemplo das vazões dos despejos industriais

A Tabela 12.1, relaciona as fontes principais de despejos e as respectivas vazões, numa indústria típica que produz 350 t/dia de celulose *kraft*, cujo fluxograma é apresentado na Figura 12.2.

Celulose sulfito

O licor-preto sulfítico, constitui-se na maior fonte de poluição da indústria de celulose e papel. Os despejos anuais provenientes das fábricas

Tabela 12.1 — Exemplo das origens e vazões dos despejos para produzir 350 t/dia de celulose com tecnologia atual

Origem dos despejos	*Vazão m^3 / d*
Picador	600
Digestores	—
Filtros de lavagens	—
Depuradores	350
Filtro (engrossador)	—
Alvejamento	19.550
Máquina de papel	2.000
Máquina de celulose	1.700
Caustificação	400
Evaporadores	3.300
Caldeira de recuperação	800
Compressores	150
Diversos	3.800
Total	32.650

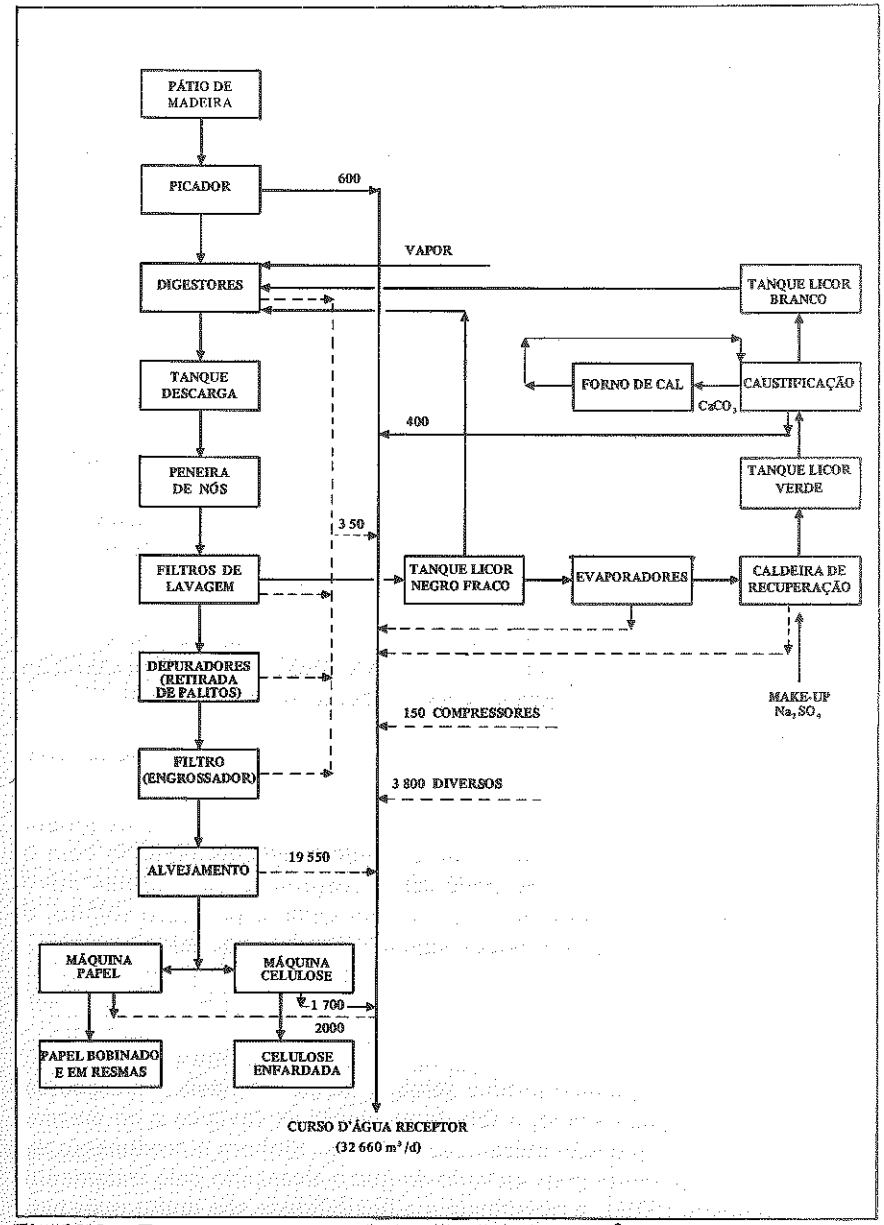


Fig. 12.2 — Fontes principais de despejos (vazões em m^3/d) de uma indústria de celulose *kraft* (350 t/d) e papel

que empregam o processo sulfítico, nos Estados Unidos, contêm cerca de 2,5 milhões de toneladas de matéria orgânica. Cerca de 20% dessa matéria orgânica é constituída pelo açúcar de madeira que é o componente mais nocivo dos despejos da fabricação de celulose sulfítica. O açúcar de madeira é rapidamente oxidado, constituindo um problema de poluição.

As leis de saúde pública da maioria dos países proíbem a descarga dos despejos sulfíticos não tratados, nos cursos d'água. A utilização de açúcar de madeira deve ser feita sob controle.

Muitos subprodutos podem ser obtidos dos despejos sulfíticos tais como: vanilina, álcool, aglutinante de estrada, ligninas, plásticos, aditivos para a água de alimentação de caldeira, ácido oxálico (zalima) e fermento para alimentação. Caso se descubra um uso lucrativo para os despejos sulfíticos, a indústria da celulose sulfítica tenderá a expandir-se.

O processo ácido de produção de celulose ao sulfito, é baseado na digestão dos cavacos de madeira numa solução aquosa contendo bissulfito metálico e um excesso de anidrido sulfuroso. Na tecnologia antiga, empregava-se bissulfito de cálcio e não se reutilizava a água nem se recuperavam os reagentes. As fábricas mais modernas estão empregando bissulfito de magnésio, de amônia ou de sódio, com a vantagem de produzirem uma lixívia-negra que permite a recuperação de reagentes.

Os principais despejos do processo de fabricação de celulose ao sulfito de base solúvel, resultam das descargas dos cozinhadores, de condensados com impurezas, dos chuveiros dos lavadores de gás, da preparação de ácidos, das perdas de reagentes e das caldeiras de recuperação.

Celulose soda

O licor-preto do processo soda é concentrado e queimado e os produtos químicos ativos são lixiviados com carbono finamente dividido com o qual é misturado. Esse carbono pode ser transformado em carbono ativo ou usado na liga para endurecer o aço. Assim como o processo sulfato, o despejo de polpa soda contém pouca lignina e produtos químicos cozidos.

Celulose semiquímica

O processo semiquímico produz celulose de cavacos pela utilização de um tratamento químico suave, a fim de amolecer os cavacos e ao mesmo tempo favorecer a separação mecânica das fibras. Embora o rendimento de celulose (80%) seja muito mais elevado do que o alcançado pelo tratamento químico completo (50%), a resistência e a flexibilidade são muito mais baixas. Há duas variantes de produção de celulose semiquímica: o processo

de sulfito neutro (NSSC) e o processo *kraft* (KSC), que necessitam de menos reagentes e de menor tempo de cozimento do que o processo normal de celulose *kraft*. Embora a celulose *kraft* semiquímica e a celulose *kraft* normal, possam ser produzidas pelo mesmo equipamento e pelas mesmas instalações, o sistema de recuperação das KSC é combinado na fábrica de celulose *kraft* a que pertence. O processo NSSC consiste no uso de sulfato de sódio como agente de cozimento, utilizando carbonato de sódio como tampão. Caso o NSSC seja uma parte mais limitada da operação do que a operação de produção de *kraft*, as lixívias residuárias do NSSC podem ser recuperadas no sistema de recuperação pertencente ao *kraft* e a lixívia de cozimento do NSSC pode ser completada com reagentes novos.

Os despejos da fabricação de celulose semiquímica com recuperação de reagentes, contêm lixívia negra residuária (com elevada concentração de DBO e sólidos em suspensão), descargas dos cozinhadores, condensado evaporado e restos de preparação da lixívia.

Fabricação de papel

O papel é feito de um ou mais tipos de celulose, por meio de uma máquina Fourdrinier. As substâncias normalmente adicionadas consistem de: material de enchimento, cola, corantes, sulfato de alumínio e outras.

Material de enchimento (carga)

São substâncias inorgânicas: caolim, talco fino, carbonato de cálcio, dióxido de titânio e outros produtos minerais. O material universalmente mais usado é o caolim.

Cola

Empregada em forma de emulsão graxa, sabão produzido pela saponificação de uma resina (breu) com álcali.

Corantes

São empregados corantes e pigmentos inclusive nos papéis brancos. Existem ainda alguns produtos que atuam como branqueadores ópticos.

Sulfato de alumínio (alúmen)

Utilizado para controle do pH e para precipitar a cola sobre as fibras, auxiliando a fixar os corantes e as cargas.

Outras substâncias

Amido cozido ou resinas são adicionados para obtenção de maior resistência física e melhores características de impressão. Há uma tendência de substituir o amido cozido por amido catiônico, a fim de reduzir a DBO.

RECIRCULAÇÃO E REDUÇÃO DE DESPEJOS

Considerando-se toda a água utilizada nas fábricas de celulose e papel, a quantidade de água residuária gerada seria muito grande se não houvesse reutilização. Há dados que indicam que a reutilização da água varia de 260 a 320 por cento do consumo efetivo, no caso de fábricas integradas, *kraft* ou sulfito. Os setores em que podem ser obtidas reduções significativas, estão relacionados na Tabela 12.2

A tabela 12.3 fornece os setores em que as águas residuárias podem ser recuperadas.

Principais despejos passíveis de reutilização

— Águas de refrigeração.
— Águas dos filtros lavadores a vácuo.
— Águas do engrossador de massa.
— Água branca da máquina de papel.
— Filtrado dos lavadores da seção de alvejamento.
— Água de lavagem das peneiras grosseiras.
— Condensados evaporados do setor de recuperação de lixívia.
— Água dos canais de toras e dos descascadores.

Principais problemas com a reutilização dos despejos

— Aparecimento de lodo, que dificulta a drenagem, causa perda na produção, entope equipamentos e suja o papel.
— Aumento de acidez, resultando em problemas de corrosão, coloração, diminuição da resistência do papel e seu envelhecimento precoce.
— Formação de sólidos dissolvidos, causando formação de espuma.
— Deposição de piche e/ou cola da massa na linha d'água, nas telas, nos rolos e nos feltros.

— O amido das quebras que contribuem para a formação de lodo e espuma, interfere com a tela de retenção e prejudica a operação dos recuperadores de massa.
— Aparecimento de partículas coloidais prejudicando a drenagem e as características da folha.
— Aumento de temperatura que pode ou não ser benéfico, dependendo da fase do processamento.

Tabela 12.2 – Reduções dos despejos no processamento

Processo	*Redução de carga residuária (%)*	*Reduções das quantidades de águas residuárias (%)*
Preparação de madeira:		
– Reutilização da água	80 – 90	70
– Toras longas	95	85
Processo de obtenção de celulose:		
– Reutilização da água	30	30
– Recuperação do licor	60 – 90	60 – 90
Peneiração de celulose:		
– Reutilização de água	20 – 60	20 – 60
Lavagem e concentração:		
– Uso de filtros a vácuo	20 – 60	20 – 60
– Filtros a vácuo de múltiplo estágio em contra-corrente	60 – 90	60 – 90
Alvejamento:		
– Reutilização da água e recirculação em operação de múltiplos estágios	30 – 80	–
Máquina de papel:		
– Recuperação de fibras e reutilização das águas brancas	20 – 70	60 – 80

Tabela 12.3 – Fonte dos despejos e setores de sua reutilização

Fonte	Reutilização
Digestão, lavagem e peneiração: – Condensados dos recuperadores de calor do "blow-tank". – Drenagem no separador de terebentina. Água do engrossador. – Condensados em geral Condensado da água de refrigeração	Lavagens da celulose como água dos chuveiros, dissolução do fundido, diluição, destintamento, pátio de madeira. Água dos chuveiros do sistema de lama de cal, água de diluição antes das peneiras e limpeza. Diluição da celulose.
Água branca da máquina de papel	Máquina de papel, preparação da massa, alvejamento, lavagem da celulose e preparação da madeira.
Condensados dos evaporadores	Lavagens da celulose, lavagens dos detritos existentes no licor-verde, filtração de lodo, lavagem em contra-corrente do filtro do licor-branco, destintamento, lagoa de água quente de descascamento, lavagens de gás dos moedores ("grinders") da caldeira de recuperação, decorticador, chuveiros.
Caldeira de recuperação: – Lavagem dos gases antes da precipitação eletrostática – Caustificação e forno de cal – Água de lavagem dos gases do forno de cal – Efluente do decantador da lama de cal	Reciclagem ou lavagens de detritos ou lavagem de lama de cal Reciclagem Reciclagem para o lavador de gás do forno de cal.
Branqueamento: – Lavagem do filtrado – Excesso de água do lavador do selo hidráulico – Água de refrigeração. – Licor exaurido de dióxido de cloro	Diluição de massa, diluição dos selos hidráulicos, água de diluição para as torres de branqueamento, substituição da torta salina, acidulação dos sabões de "tall oil".
Água de refrigeração da casa de força	Água de processo
Outras águas de refrigeração	Água de processo

SISTEMAS DE COLETA DOS EFLUENTES

Os sistemas de coleta de efluentes na indústria de celulose *kraft* são variáveis, mas é aconselhável que os mesmos sejam separados, para fins de tratamento, em 5 sistemas:

— despejos com baixa concentração de sólidos em suspensão;
— despejos com alta concentração de sólidos em suspensão;
— despejos concentrados;
— esgotos domésticos;
— águas pluviais e águas de refrigeração.

Os despejos com baixa concentração de sólidos em suspensão são os efluentes do branqueamento e dos condensados dos evaporadores e não necessitam de decantação.

Os despejos com alta concentração de sólidos em suspensão são originários dos engrossadores, máquina de papel e do pátio de madeira. Devem passar por grades de barras, peneiras e decantador.

Os despejos concentrados, coletados nos drenos dos pisos, são provenientes de derrames e dos condensadores concentrados. Algumas indústrias possuem bacias ou tanques de armazenagem para esses despejos, permitindo sua medição e seu escoamento para as estações de tratamento de esgotos em taxas controladas, a fim de evitar cargas de choque.

Os esgotos domésticos nem sempre são segregados, uma vez que podem ser tratados nos processos de oxidação biológica. Todavia, é preferível realizar sua coleta e tratamento em separado, nos casos em que a legislação obriga a cloração após seu tratamento.

As águas pluviais não contaminadas, não necessitam de tratamento e as águas de refrigeração precisam, apenas, de torres de resfriamento.

CARACTERIZAÇÃO DOS DESPEJOS DA INDÚSTRIA DA CELULOSE E PAPEL

As Tabelas 12.4 a 12.12, fornecem as vazões e características dos despejos *kraft* e sulfito com branqueamento, destintamento, sulfito ácido de cálcio, celulose amônia, papéis finos, papel higiênico e papel toalha, papéis grosseiros e papelão de palha. Foram elaboradas com base em levantamentos efetuados pela EPA, EUA, em 1973.

A DBO de todos os efluentes misturados de uma fábrica de celulose sulfito ácido de cálcio varia de 1 000 a 2 000 mg/l e a DQO de 4 000 a 8 000 mg/l.

Tabela 12.4 – Vazões e características dos despejos *kraft* e sulfito com branqueamento

	Origem dos Despejos	Vazão m^3/t	DBO kg/t	SS kg/t	COR mg/l	pH
kraft	Semibranqueamento	68-95	14-16	7-9	2 800	4-5
	Branqueamento forte	95-132	18-27	9-14	5 000	3-4
	Dissolução da celulose (madeira mole)	189-227	54-68	59-68	>5 000	2-3
	Dissolução da celulose (madeira dura)	208-265	227-318	86-91	>5 000	2-3
Sulfito	Papéis graduados	57-76	5-8	4-5	1 500	2-3
	Celulose dissolvida	170-227	91-204	45-91	>3 000	1-3

Tabela 12.5. – Vazões e características dos despejos do destintamento

Fábrica nº	*Vazão* m^3/t	*DBO* kg/t	*SS* kg/t
Papel para revistas e livros			
1	116	36	230
2	111	19	27
3	246	18	108
4	118	34	78
5	184	20	133
6	160	29	166
7	164	41	137
8	222	52	161
9	204	38	69
Papel jornal			
1	37	46	106

Despejos provenientes dos métodos de destintamento

Uma parcela considerável do abastecimento de fibra de celulose provém da recuperação do papel usado e previamente descorado.

Tabela 12.6 – Vazões e cargas de poluição de fábricas de celulose sulfito ácido de cálcio

Fábrica nº	*Vazão* m^3/t	*DBO* kg/t	*SS* kg/t
1	299	211	5
2	254	281	39
3	250	513	80
4	261	522	39
5	329	562	23
6	341	455	21
7	231	585	34

Tabela 12.7 – Distribuição das cargas de DBO numa fábrica moderna de celulose amônia

Origem dos despejos	*DBO* kg/t
Digestor	318
Licor-preto	270
Queimado na caldeira	215
Condensador	54
Licor-preto não coletado	48
Efluente nos esgotos	100

Carga, cola, caolim, fibras finas e pigmentos são perdidos nos despejos. Se houver necessidade de branquear as fibras obtidas na recuperação dos papéis usados, alguma quantidade do branqueador também será perdida.

Da máquina de destintamento flui, freqüentemente, forte carga poluidora constituída por substâncias que sedimentam completa e imediatamente. Entretanto, pode-se evitar a poluição, centrifugando o despejo proveniente das células de flotação (caso seja adotado este processo de destintamento), de modo que os sólidos são retirados na forma de pasta, com 30 a 40% de concentração, o que permite sua incineração.

Tabela 12.8 – Perdas na fabricação de papéis finos, após sedimentação, filtração e flotação com parte do efluente sendo reciclado

Fábrica nº	*Vazão* m^3/t	*DBO* *kg/t*	*SS* *kg/t*
1	267	33	47
2	126	9	30
3	91	8	17
4	43	11	25
5	216	7	11
6	27	3	12
7	144	6	20
8	203	18	85
9	28	20	8
10	86	18	45

Tabela 12.9 – Perdas na fabricação de papel higiênico e papel toalha*

Fábrica nº	*Vazão* m^3/t	*DBO* *kg/t*	*SS* *kg/t*
1	73	5	14
2	58	15	21
3	235	44	29
4	115	15	27
5	109	5	29
6	81	9	22
7	101	24	48
8	38	7	20
9	68	20	38
10	136	34	68

(*) Devido ao pequeno peso, é grande o volume de água empregado no processo e os efluentes contêm pouca carga poluidora: SS entre 15 e 220 mg/l e DBO entre 35 e 100 mg/l.

Tabela 12.10 – Perdas na fabricação de papéis grosseiros (jornal, embrulho, etc.)

Fábrica nº	*Vazão* m^3/t	*DBO* *kg/t*	*SS* *kg/t*
1	10	6	10
2	8	2	19
3	14	7	7
4	39	8	5
5	21	5	5
6	16	6	5
7	7	4	10
8	23	5	8
9	44	9	7
10	39	10	6

Tabela 12.11 – Vazões e despejos na fabricação de papelão*

Fábrica nº	*Vazão* m^3/t	*DBO* *kg/t*	*SS* *kg/t*
1	42	16	55
2	62	19	56
3	32	7	39
4	54	10	44
5	15	7	4
6	41	6	9
7	82	6	18
8	38	7	19
9	76	16	13
10	91	11	24

(*) Na fabricação do papelão, quanto mais alta for a porcentagem do papel *kraft* ou sulfito usado, maior o valor da DBO/t. Por outro lado, quanto maior for a porcentagem de papel de jornal usado ou de polpa moída, menor a DBO/t.
Levantamento feito pela EPA, em 42 fábricas de papelão dos EUA, mostra que o volume dos efluentes varia de 15 a 91 m^3/t e também que 3 das 42 fábricas têm efluentes com descarga zero.
Essas 3 fábricas (com efluente zero) produzem papelão grosseiro. Experiências realizadas com efluentes das outras fábricas, mostraram ser essa prática economicamente inviável no momento, pois os efluentes, mesmo após filtração em filtro de diatomita, prejudicaram a qualidade dos papelões.

Tabela 12.12 – Análises típicas dos despejos da fabricação de papelão de palha ("strawboard")

Características	*Valores*
Vazão	132 m^3/t
ST	476 kg/t
Cinzas nos ST	70 %
SS	222 kg/t
DBO	116 kg/t

Despejos provenientes dos processos do papel e papelão

Os despejos das fábricas de papel, têm origem na máquina de fabricação de papel, nos refinadores, nas caixas de regulagem de consistência e mistura da massa e nas peneiras depuradoras da massa.

Esses despejos contêm fibras finas, areia, plásticos, partículas metálicas, cola ou amido, cargas e corantes. O papelão é fabricado, em geral, partindo-se das aparas e/ou pasta mecânica. Para isso, é necessário que esses materiais sejam submetidos a tratamento de depuração (remoção de corpos estranhos não fibrosos).

TRATAMENTO DOS DESPEJOS

As depuradoras das águas residuárias devem preencher duas funções:
— remover poluentes de tal maneira que as águas residuárias possam ser descarregadas nos cursos d'água ou na rede de esgotos;
— melhorar a qualidade dos efluentes a ponto de poderem ser reutilizados na fábrica.

Na prática de tratamento dos despejos são considerados os seguintes tipos:
— pré-tratamento;
— tratamento primário;
— tratamento secundário;
— tratamento terciário;
— outros.

Pré-tratamento

Consiste na desarenação, remoção de detritos, de cinzas inorgânicas, de areia, pedregulhos, etc.

Essas operações são comumente efetuadas por grades de barras e tanque desarenador. As grades estão espaçadas entre si de 20 mm a 40 mm; às vezes, peneiras com aberturas de 10 mm a 20 mm são também empregadas. Os tipos de peneiras finas mais comumente empregadas são:
— discos rotativos com autolimpeza;
— peneiras vibratórias;
— peneiras com autolimpeza;
— peneiras de tambor;
— peneiras hidráulicas.

A desaeração (retirada de ar), constitui um outro processo de pré-tratamento e torna-se necessária para prevenir a flotação de fibras no clarificador, principalmente quando a água branca é tratada isoladamente ou quando são usados coagulantes.

Sedimentação primária

É geralmente aceita para remoção de sólidos, por ser o processo mais barato e o menos sensível às variações de fluxo.

A sedimentação é feita por meio de bacias de sedimentação no terreno ou em decantadores mecanizados. Os decantadores mais usados são os circulares, embora os retangulares sejam também empregados em algumas indústrias.

O tempo de sedimentação nas bacias construídas no terreno é de 12 h. Quando limpas em intervalos regulares, produzem um efluente comparável ao dos decantadores mecanizados, isto é, contém de 0,1 a 0,3 kg de SS por m^3 de despejos. O maior problema com as bacias feitas na terra é o custo elevado com a remoção de sólidos (US$10 a US$15 por tonelada de sólidos secos removidos).

O decantador que melhores resultados tem dado, é o tipo decantador-adensador de lodos, de forma circular. A taxa de projeto geralmente aceita é de 32 $m^3/m^2.d$, com tempo de detenção de 3 a 4 h, sendo a profundidade das paredes laterais de 3,0 a 3,60 m.

Freqüentemente são previstos tanques de homogeneização entre as unidades de tratamento primário e secundário, a fim de controlar as variações de vazão dos despejos da indústria, assim como as variações de suas características. Estes tanques, habitualmente, são de tamanho suficiente para servirem de tanques de acumulação no caso de transtorno na fabricação, ou quando dificuldades de operação na estação de tratamento limitarem as quantidades de despejos que podem ser tratadas.

Os investimentos para remoção de sólidos por meio de decantação são divididos em 3 grupos:
— o custo do decantador, incluindo os dispositivos mecânicos, fios, motor-redutor, etc.;
— o custo do bombeamento e tubulações;
— o custo dos equipamentos de manuseio do lodo.

O custo do decantador diminui à medida em que se aumenta a sua capacidade. Por exemplo, uma unidade com capacidade de 44 1/s custa US$ 24 000 enquanto que uma unidade de 900 1/s custa US$ 150 000.

O custo com as tubulações é normalmente 10% do custo total. O custo com investimento para os decantadores mecanizados é de US$ 1000 a US$ 1500/tonelada de celulose produzida por dia e, tratando-se de decantador-adensador, é de US$ 1500 a US$ 1750.

O custo com operação varia de US$ 0,45 a US$ 0,75 por tonelada de celulose produzida por dia para os decantadores mecanizados e de US$ 0,55 a US$ 1,30 para os decantadores mecanizados seguidos de desagua-

deira. O investimento para a decantação nas bacias de terra é de US$ 500 por tonelada de celulose produzida por dia e a operação é de US$ 0,30/t.

Manuseio do lodo

A maior parte do lodo dos decantadores dos efluentes das fábricas de celulose e papel pode ser adensada, no decantador primário, até o ponto em que possa ser mecanicamente desaguado. Alguns dos problemas que podem prejudicar esse adensamento são:
— capacidade insuficiente de armazenagem;
— falta de peso no mecanismo de arraste de lodo;
— bomba incapaz de trabalhar com o lodo adensado;
— falta de um aparelho limitador de torque (pino de cizalhamento, por exemplo).

O mecanismo de arraste do lodo do decantador deve ser do tipo para trabalho pesado, com um torque de 10 vezes o quadrado do diâmetro do decantador. Geralmente, essas unidades estão equipadas com um mecanismo limitador de torque, como proteção contra sobrecarga.

As bombas centrífugas são normalmente empregadas nas grandes unidades e as bombas de pistão nas menores. Quando o lodo tende a compactar em altas densidades, empregam-se bombas tipo parafuso. Devido aos problemas de entupimento de canalizações e perdas de carga nas bombas, costuma-se remover o lodo do decantador primário com 3 a 6% de sólidos, embora a concentração possa chegar a 10%.

O lodo das unidades de decantação primária, normalmente não necessita de adensamento adicional antes da secagem que pode ser feita por meio de leito de secagem de lodo, filtro rotativo a vácuo, centrífuga e filtro-prensa.

O lodo dos decantadores secundários contém apenas 1% de sólidos. O emprego de adensadores de lodos secundários por gravidade, aumenta o teor de sólidos, nos lodos, de 1 para 3%. Se não for possível obter o adensamento dos lodos secundários por gravidade, eles podem ser misturados e secos com o lodo primário. Pode-se, também, obter seu adensamento por meio de flotação por ar dissolvido ou centrifugação. A flotação produz lodo com 4 a 5% de sólidos e a centrifugação com 5 a 8%.

Com poucas exceções, os lodos resultantes do tratamento biológico com alta taxa, podem ser secos quando combinados com os lodos do decantador primário.

Existindo área suficiente de topografia favorável, o método mais barato para secagem de lodo do decantador primário é o leito de secagem. Se existir lodo da oxidação biológica, não é aconselhável o emprego de leitos de secagem, devido aos maus odores advindos da decomposição do lodo.

Quando os lodos primários ou combinados forem secados por filtros rotativos a vácuo, devem ser previamente condicionados com cal ou polieletrólitos. A torta obtida contém de 20 a 30% de sólidos.

Pode-se adotar, também, o processo de centrifugação. A torta centrifugada contém de 20 a 35% de sólidos. O lodo biológico pode, também, ser seco por centrífugas (de 12 a 20% de sólidos) mas para isso faz-se necessária a adição de polieletrólitos.

Tratamento biológico

Os efluentes das fábricas de papel e celulose contêm substâncias orgânicas em suspensão e dissolvidas, primeiramente sob a forma de componentes da madeira solubilizada e de fibras que intencionalmente ou inadvertidamente foram descarregadas do processamento da celulose e do papel. A maior parte dessas substâncias exerce efeitos deletérios nas águas receptoras, sendo que os principais são os seguintes:
— depleção de oxigênio devido à oxidação biológica dessas substâncias;
— produção de maus odores devido à redução biológica na ausência de oxigênio;
— efeitos nocivos à vida aquática devido à toxidez de algumas substâncias ou ausência de oxigênio;
— produção de espumas e cor;
— crescimento excessivo de algas.

Os tipos de tratamento biológico utilizados pela indústria de celulose e papel são:
— lagoas de estabilização;
— lagoas aeradas;
— lodos ativados;
— filtros biológicos.

Um problema de grande monta na oxidação biológica desses despejos é que são deficientes em nitrogênio e fósforo. As quantidades normais, por 100 kg de DBO, são de 5 kg de nitrogênio e 1 kg de fósforo. Esses nutrientes são geralmente adicionados sob a forma de amônia e ácido fósfórico. A amônia pode ser adicionada tanto em estado líquido como em estado gasoso. A presença de grandes quantidades de alúmen, nos despejos, causa uma maior demanda de ácido fosfórico devido à formação de fosfato de alumínio, insolúvel.

Lagoas de estabilização

São empregadas tanto para regularizar as descargas no corpo receptor como, também, para reduzir a carga de DBO.

As bases de projeto para lagoas de estabilização são feitas, usualmente, em kg DBO/ha.d. Para remoção de DBO de 85%, essas lagoas são projetadas segundo uma taxa de 12 a 150 kg DBO/ha.d sendo que, para cargas inferiores a 30 kg de DBO, há uma redução de 90% ou mais. Quando projetadas para trabalharem com cargas mais elevadas, a eficiência cai para 60%. Foram obtidas remoções superiores a 180 kg DBO/ha.d., empregando-se lagoas múltiplas em série, muito rasas; contudo, sempre se notou a presença de maus odores quando a carga de aplicação ultrapassava 76kg DBO/ha.d. O tempo de retenção nas lagoas de estabilização varia de 10 a 30 dias.

A Tabela 12.13, fornece os dados obtidos com o tratamento em lagoas de estabilização dos despejos provenientes de uma série de fábricas, nos EUA.

Tabela 12.13 — Eficiência do tratamento através de lagoas de estabilização

Tipo de fábrica	*Tipo de lagoa adotado*	*Área das lagoas (ha)*	*Tempo máximo de retenção (dias)*	*DBO*		
				Afluente (mg/l)	*Efluente (mg/l)*	*Remoção (%)*
Kraft branqueada	Única	71	35	108	36	67
Papel de jornal	Múltiplas	40	20	200	40	80
Papel de Jornal	Única	57	15	180	110	39
Kraft branqueada	Única	87	30	299	157	48
Kraft não branqueada	Múltiplas	142	82	200	20	90

As principais vantagens das lagoas de estabilização quando comparadas com os demais métodos de tratamento, são:

— correspondem favoravelmente ao tratamento do efluente;
— segurança na eficiência;
— flexibilidade;
— pequeno investimento e baixo custo operacional (o custo com operação das lagoas de estabilização varia entre US$ 0,25 e US$ 0,35 por tonelada de celulose produzida).

Como desvantagem, podemos citar:

— necessidade de grande extensão de terra.

Lagoas aeradas

As lagoas aeradas evoluíram da necessidade de melhorar o funcionamento das lagoas de estabilização sobrecarregadas. Tiveram uma aceitação rápida pela indústria de celulose e papel.

As lagoas aeradas necessitam de muito menos espaço que as lagoas de estabilização. Tipicamente, a necessidade de terra é de 2 m^2/m^3.d, quando comparados aos 40 m^2/m^3. d, geralmente empregados nas lagoas sem aeradores.

Um parâmetro de projeto freqüentemente empregado na construção de lagoas de estabilização aeradas é o valor alfa (representado pelo quociente da taxa de transferência de oxigênio para os despejos pela taxa de transferência de oxigênio para a água). Para os despejos *kraft*, o valor de alfa está situado entre 0,7 e 1,0.

As lagoas de aeração são projetadas como um sistema de mistura completa; assim, uma simples lagoa sem paredes verticais é suficiente. O nível de 0,5 mg/l de oxigênio dissolvido é suficiente para manter condições aeróbias.

A taxa ótima DBO/N (nitrogênio como N) é de 50:1 para aeração de 4 dias, e de 100:1 para aeração de 10 a 15 dias. Se o período de aeração ultrapassar 15 dias, não há necessidade de adição de nutrientes.

A quantidade de lodo biológico produzido nas lagoas de estabilização aeradas, é menor que a proveniente dos processos biológicos de alta taxa. Normalmente, aparece de 0,1 a 0,2 kg de lodo por kg de DBO removida. Parte do lodo formado é consumido pela respiração endógena, parte sai com o efluente tratado e parte sedimenta-se na lagoa. A porção que não é destruída pela respiração endógena, adiciona 0,1 kg de DBO por kg de SS voláteis.

Nos EUA, o custo com a operação das lagoas aeradas é de US$ 1,50 a US$ 2,00 por tonelada de celulose produzida e US$ 0,05 a US$ 0,09 por kg de DBO removida. O custo dos aeradores, varia de US$ 250 a US$ 350 por HP instalado.

Lodos ativados

Os processos de lodos ativados comumente adotados são:

— Sistema convencional.
— Estabilização por contato.
— Lodo ativado por mistura completa.

O sistema convencional compreende: decantação primária, aeração, decantação secundária e retorno do lodo biológico ao tanque de aeração. Esse processo se adapta particularmente bem ao tratamento de despejos de celulose sulfito, enquanto que o processo lodos ativados com estabilização por contato adapta-se ao tratamento dos efluentes das fábricas *kraft*.

Através do sistema convencional, podem ser obtidas reduções de DBO da ordem de 85% com um tempo de detenção de 4 a 6 h e SSTA de 2 000 a 3 500 mg/1.

No processo de estabilização por contato, também se obtém a remoção de DBO da ordem de 85% com tempo de detenção de 2 a 3 h e SSTA de 2 000 a 3 000 mg/l na fase de contato.

Tanto o sistema convencional como a estabilização por contato, necessitam de 1 a 2 kg de O_2/kg de DBO e produzem 0,5 a 1,0 kg de excesso de lodo por kg de DBO removida.

A adição de nutrientes é prática necessária, sendo que as quantidades, via-de-regra, são menores que 1 mg/l de nitrogênio por 20 mg/l de DBO e 1 mg/l de fósforo por 60 mg/l de DBO.

É comum o emprego de cargas de 2,6 kg DBO/m³ de volume de tanque de aeração. Para serem obtidas remoções de DBO da ordem de 85% ou mais, as cargas não deverão exceder a 2,1 kg DBO/m³.d. A decantação ótima do lodo (no decantador secundário) ocorrerá com uma carga de 0,2 a 0,7 kg de DBO/d/kg de SSTA.

O sistema de lodos ativados é adotado onde não existe área para lagoas de estabilização. Embora os resultados com o tratamento através desse sistema sejam satisfatórios, apresenta certas desvantagens, tais como:

— O investimento é elevado: US$ 15 000 a US$ 40 000 por 1.000 m³ ou US$ 100 a US$ 124 por kg de DBO/d. Os custos com operação variam de US$ 1,50 a US$ 2,50 por tonelada de celulose produzida ou US$ 0,60 a US$ 1,10 por kg de DBO removida.

— Problemas com intumescimento do lodo durante a fase de operação. A remoção dos organismos obtida após a decantação por gravidade, em decantadores projetados a taxas de 25 a 33 m³/m².d. A fim de evitar esse problema aconselha-se diminuir essa taxa para 16 m³/m².d. Como possíveis causas do intumescimento do lodo secundário citam-se as seguintes:
  - quantidade excessiva de bactérias filamentosas;
  - aeração excessiva;
  - aeração deficiente e septicidade;
  - conteúdo de sólidos muito elevado ou muito baixo;
  - deficiência de nitrogênio.

Tabela 12.14 – Tratamento dos despejos da fabricação do papelão

Fábrica nº	*Pré-tratamento*	*Tipo de oxidação biológica*	*Vazão m³/d*	*DBO (kg/t)*		*SS (kg/t)*	
				Afluente	*Efluente*	*Afluente*	*Efluente*
1	Lagoa de sedimentação	Lagoa aerada	2 650	20	2	21	1
2	Decantador	Lagoa aerada	7 570	12	1,2	23	1,8
3	Lagoa de sedimentação	Lagoa aerada	10 220	10	1	38	0
4	Decantador	Lagoa aerada	7 570	14	3	39	3,6
5	Decantador	Lagoa aerada	12 490	7	0,1	3	0,2
6	Decantador	Lagoa aerada	1 250	4	0,5	25	1,4
7	Lagoa de sedimentação	Lagoa aerada	1 250	7	1	27	1,8
8	Decantador	Lodos ativados	10 220	6	0,3	25	0,9
9	Decantador	Lodos ativados	2 270	9	1	33	2,7
10	Decantador	Lagoa aerada	3 785	12	2	22	—

Tabela 12.15 – Dados de operação de estações de tratamento de despejos *kraft* e sulfito

Indústrias	*Vazão (m³/d)*	*Tempo detenção (h)*	*DBO (kg/d)*	*Carga*			*Nutrientes*	*% de redução de DBO*
				kg DBO por 1000 m³	*kg DBO por kg de SSTA*	*SSTA (mg/l)*		
A	94.600	2,5	23.600	2.083	1,1	2.500	N,P	88
B	75.700	5,5	15.100	801	0,2	3.000	N,P	90
C	39.700	7,8	13.000	833	0,3	3.000	N,P	89
D	193.000	4,0	36.800	737	1,0	1.000	N,P	89
E	10.976	8,5	2.660	601	0,25	3.000	N,P	96

A Tabela 12.14 fornece dados de operação de estações de tratamento de efluentes da fabricação de papelão.

A Tabela 12.15 fornece dados de operação típicas de estações de tratamento de efluentes *kraft* e sulfito.

Filtros biológicos

Seu uso é muito restrito na indústria de celulose e papel, devido à preocupação com entupimentos do meio filtrante, alto custo de investimento e baixa redução de DBO.

Os filtros biológicos reduzem em apenas 40 ou 50% a DBO quando trabalham em altas taxas de vazão e carga de DBO. Têm sido empregados nos casos em que os seus efluentes sejam tratados por lodos ativados (filtros desbastadores).

Os custos dos filtros biológicos, com meio filtrante de plástico, nos EUA, giram em torno de US$ 150/m³ de meio filtrante. Os custos com operação são de US$ 2,00/t de celulose produzida ou de US$ 0,16 por kg

de DBO reduzida (nestes custos não estão incluídas decantação primária e secundária).

Tratamento terciário

O tratamento terciário é utilizado para conseguir remoções adicionais de poluentes das águas residuárias, antes da sua descarga. Atualmente estão sendo investigados os seguintes processos de tratamento terciário: filtração para remoção adicional de DBO e DQO; cloração ou ozonização para remoção de bactérias; absorção por carvão ativado, pasta de cal e outros processos de absorção química para a remoção de cor e redução de espuma; remoção de sólidos inorgânicos através da eletrodiálise, da osmose reversa e da permuta iônica.

O PROCESSO RAPSON SEM EFLUENTE NAS FÁBRICAS DE CELULOSE BRANQUEADA

Introdução

A primeira fábrica, no mundo, de celulose branqueada tipo *kraft*, livre de poluição das águas, está localizada na região dos Grandes Lagos, Canadá. Produz 700 toneladas de celulose por dia, de fibras longas e curtas, com alvura 90. Reutiliza todos os efluentes de processos contaminados, eliminando todos os líquidos poluidores. Não há DBO, DQO, sólidos suspensos, cor, toxidez, cátions de metal pesado ou nutrientes. Não há necessidade de tratamento primário, secundário ou terceário do efluente. De fato, a água que sai do processo é mais pura do que a água que entra, uma vez que o único efluente de processo que poderia sair seria a água destilada (ver Fig. 12.3).

O calor sai da fábrica sob forma de água de resfriamento, não contaminada e termicamente enriquecida. Se a poluição térmica não for aceita em alguns lugares, o calor poderá ser transferido para a atmosfera por meio de um resfriador evaporativo; assim, nenhuma água, sob forma líquida, sai da fábrica.

A demanda de água da fábrica e o consumo de energia são diminuídos drasticamente. A qualidade de celulose, a resistência e a estabilidade do brilho são melhoradas. O custo do capital e o custo da operação da fábrica sem poluição d'água são substancialmente mais baixos que os custos com o tratamento primário e secundário dos efluentes.

CETESB - CTA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

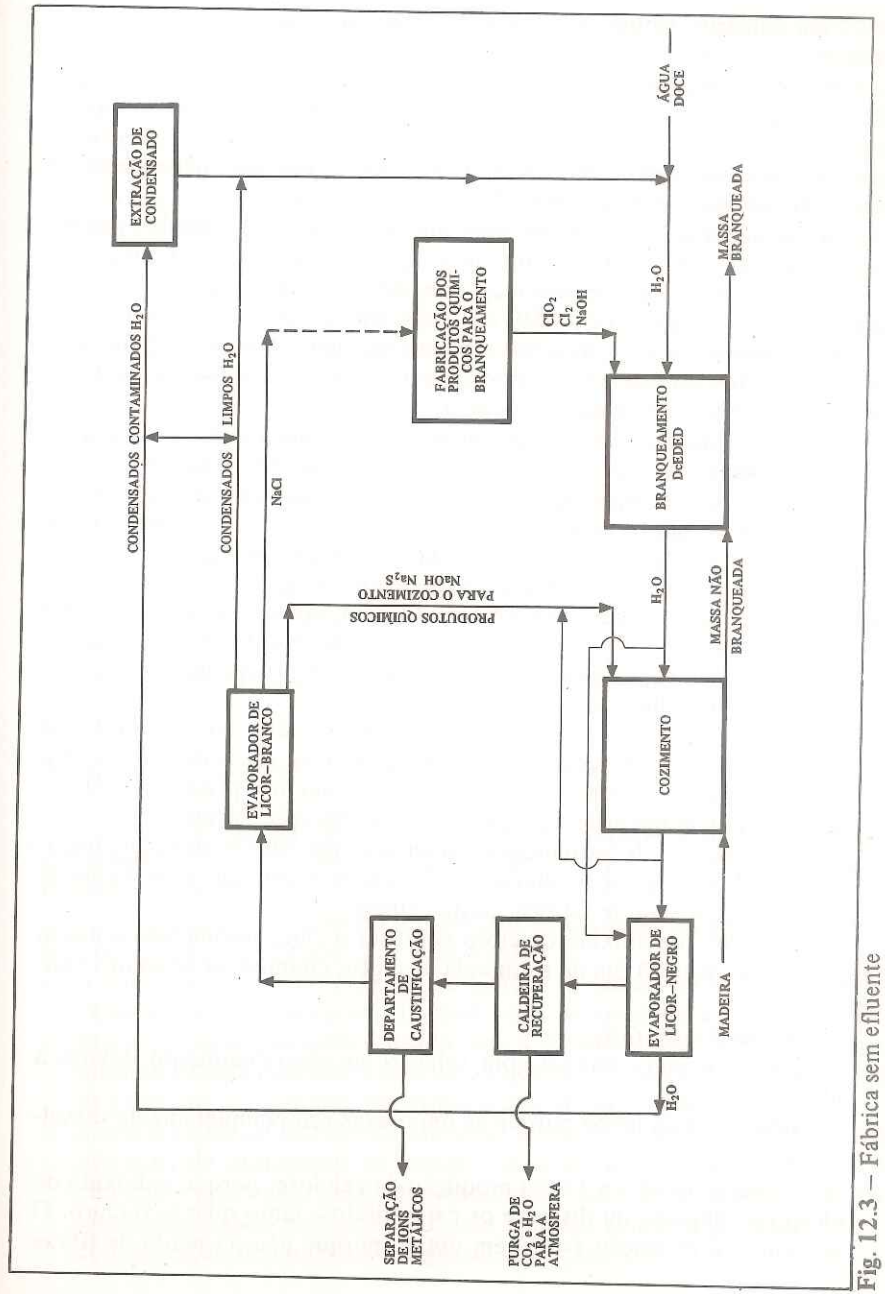


Fig. 12.3 – Fábrica sem efluente

Para construir-se uma fábrica de celulose que não apresente o inconveniente da poluição da águas, o preparo da madeira deve ser feito com a reutilização completa da água. Os sólidos suspensos serão separados por filtração ou centrifugação e queimados. Um sistema de peneiramente pressurizado fechado operará entre as lavadoras de massa preta não branqueada e o engrossador, reciclando o líquido filtrado do engrossador de massa. O material peneirado será filtrado e queimado.

Desde que a celulose não branqueada seja lavada inteiramente por difusão contínua, não haverá mistura de ar-água para produzir espuma.

No sistema de branqueamento, o total de água usado para lavar a celulose nos cinco estágios: D/C EDE (D = dióxido de cloro; C = cloro; E = extração cáustica D/C = mistura) é acentuadamente diminuído pela lavagem em contra-corrente e pela reciclagem do filtrado de cloro para diluir a celulose não branqueada que entra no 1.º estágio.

O efluente da seção de branqueamento e os condensados do evaporador são usados para lavar a celulose não branqueada. Os compostos químicos exauridos do branqueamento e as matérias orgânicas dissolvidas durante o processo são levados para os evaporadores e para a caldeira, onde todas as matérias orgânicas são queimadas e o fundido inorgânico é dissolvido, decantado e filtrado com a finalidade de se remover os "dregs" (lodo decantado do licor-verde; normalmente contém sólidos, álcalis, carvão e $CaCO_3$) e submetido ao processo de caustificação para formar o licor-branco reutilizado na fabricação da celulose. Esse procedimento acarreta fundamentalmente duas conseqüências:

— o cloro dos produtos químicos branqueados acaba como cloreto de sódio no sistema de recuperação química e deve ser removido. Como normalmente não existe eliminação de sal no processo *kraft*, desenvolveu-se um sistema especial de recuperação de sal;
— todos os estágios de branqueamento terão temperaturas elevadas, inclusive o primeiro estágio (cloração) o mesmo ocorrendo com todas as partes no processo de fabricação de celulose.

Apenas 70% de dióxido de cloro substitui o cloro normalmente usado no primeiro estágio. Além da economia de cloro, citam-se as seguintes vantagens:

— a celulose é mais forte;
— a celulose é mais estável com relação ao amarelecimento devido à idade;
— a celulose é mais limpa porque as impurezas são completamente dissolvidas;
— há um aumento de 1 a 3% na produção de celulose, porque o dióxido de cloro não degrada ou dissolve os carboidratos, tanto quanto o cloro. O aumento na produção é também obtido porque não há perda de fibras (nove filtragens do mesmo licor) e porque nenhum efluente sai da fábrica;
— altas temperaturas (60-70°C) podem ser usadas no estágio de cloração, sem diminuição da resistência da celulose;
— a quantidade de NaOH necessária no branqueamento é reduzida pela metade, se comparada à exigida com o branqueamento com cloro, uma vez que o ClO_2 tem cinco equivalentes oxidantes por molécula para cada átomo de cloro, enquanto que o cloro tem só um equivalente para cada átomo de cloro;
— a quantidade de NaCl produzida, por tonelada de celulose, é reduzida pela metade, diminuindo a carga de cloretos na caldeira de recuperação e diminuindo a quantidade de sal a ser removida no processo especial de recuperação do sal;
— os 70% de ClO_2 que substituem os 100% de cloro nos primeiros estágios diminuem a cor do efluente do sistema de branqueamento em 50% e a DQO e DBO em 15-20% eliminando a toxicidade aos peixes normalmente encontrada nos efluentes da cloração, o que constitui uma vantagem adicional, antes mesmo da fábrica se tornar livre de efluentes;
— o custo dos produtos químicos em uma fábrica livre de efluente é diminuído. Substituindo-se 100% de cloro por 70% de dióxido de cloro, haverá economia de cloro, porque o hidróxido de sódio necessário para produzir cloreto de sódio proveniente de todos os átomos de cloro que entram no processo de branqueamento é diminuído em 50%.

Reciclagem do filtrado da cloração

A reutilização do efluente do estágio de cloração é muito importante por diminuir substancialmente a quantidade de água usada no processo de branqueamento.

A reutilização do efluente do estágio de cloração aumenta a temperatura do estágio de cloração por duas razões:

— o calor da reação do dióxido de cloro e do cloro com a lignina não é removido com a água de lavagem, mas se acumula e uma vez que a mesma água de lavagem é usada para a cloração, após ser utilizada nos últimos estágios os quais são todos quentes, a temperatura do estágio de cloração é quase tão alta como a dos últimos estágios;
— a reutilização do filtrado da cloração tende a aumentar a concentração dos ions de hidrogênio no estágio de cloração, uma vez que o ácido clorídrico produzido pela reação do cloro e dióxico de cloro com a celulose é reutilizado e se acumula. Isto também concorre para aumentar a concentração de cloro no estágio de cloração.

A combinação de acidez mais alta e maior concentração do cloro aumenta a corrosividade do licor no estágio de cloração. Portanto, todos os equipamentos metálicos do estágio de cloração e o lavador, devem ser mais resistentes a esses líquidos corrosivos.

Quando se usa 70% de dióxido de cloro, a acidez do filtrado da cloração diminui substancialmente e o pH é mais alto porque o cloreto de hidrogênio produzido cai para a metade.

Na extração cáustica, a quantidade de hidróxido de sódio necessária para manter o balanço estequiométrico de um ion Na^+ para cada ion Cl^- introduzido no sistema é maior que a quantidade teórica de hidróxido de sódio adicional que pode ser introduzida no filtrado da cloração para aumentar o seu pH para 7 ou 8, o que acarretará inúmeras vantagens. Nas altas temperaturas do estágio de cloração, quanto mais alto for o pH menor será a corrosividade da solução e a hidrólise dos carboidratos. A água de lavagem da celulose não branqueada será alcalina, evitando escape de sulfeto de hidrogênio proveniente do sulfeto de sódio presente em qualquer licor-preto remanescente na celulose não branqueada. O pH mais alto também diminuirá a corrosão do equipamento metálico.

Economia de calor

A redução drástica do consumo de água pela lavagem em contra-corrente resulta numa grande economia de calor. Uma vez que o filtrado do último estágio é quente e é usado em contra-corrente, todos os estágios de branqueamento permanecem quentes; a água fria é usada apenas para dissolver o dióxido de cloro e introduzi-lo no sistema de branqueamento. Portanto, os últimos quatro estágios estarão a 70°C e o primeiro estágio, provavelmente a 60°C.

Desde o ponto em que a madeira deixa o digestor até o ponto em que a celulose branqueada sai das máquinas de secagem ou da máquina de papel, não haverá parte fria na fábrica. A economia em vapor é de 1.500 kg por t de celulose. Parte desse vapor é usado para evaporar o licor-branco, mesmo assim há uma economia substancial de calor.

Uma vez que metade do calor produzido pela combustão da matéria orgânica dissolvida, em uma fábrica de celulose branqueada *kraft*, está normalmente na água de lavagem, o problema na fábrica de celulose livre de efluentes será remover o calor. Para isso, há poucas opções. Ou o calor é transferido para água limpa, transmitindo apenas poluição térmica ao corpo de água receptor, ou o calor é transferido para a atmosfera, seja por evaporação de água numa torre de resfriamento ou pelo uso de trocadores de calor água-ar. Na fábrica em questão, nos Grandes Lagos, a opção escolhida foi a de transferir o calor para a água limpa por meio de trocadores de calor indiretos nos evaporadores, nos condensados do digestor e no tanque de descarga do digestor.

Eliminação de impurezas

Em uma fábrica de celulose sem efluentes, todas as impurezas, por menor que seja sua concentração, se acumularão, a menos que se introduza no sistema um ponto de eliminação para cada uma delas. Antes de mais nada, o cloreto de sódio se acumulará quando o efluente do branqueamento for introduzido no sistema de recuperação química. O processo de recuperação do sal preconizado por Rapson remove o cloreto de sódio, na mesma proporção em que ele é introduzido no processo juntamente com a madeira, com a água de reposição, com os produtos químicos de reposição ou através da recuperação do efluente do branqueamento.

Em uma fábrica livre de efluentes, quando a madeira contém mais ions de potássio do que de sódio, o potássio se acumulará e deverá ser usado no cozimento ou eliminado do sistema. Descobriu-se que o uso de hidróxido de potássio e sulfeto de potássio, para o cozimento, não trazia vantagem ou desvantagem, o mesmo não ocorrendo na caldeira de recuperação. Por isso desenvolveu-se um sistema para remover sais de potássio do licor-branco, se isso se tornar necessário na fábrica sem efluentes.

Os cations de metais pesados serão eliminados da mesma maneira como o são agora, principalmente nos "dregs" provenientes da decantação do licor-verde. Haverá menos ions de metais pesados, por tonelada de celulose introduzida nas fábricas livres de efluentes, face à menor quantidade de madeira usada e melhor qualidade dos produtos químicos. A demanda de água será substancialmente diminuída.

A silica e o fósforo deverão manter-se em seus níveis atuais, pela remoção dos "grits" (grãos, partículas silicosas, areia grossa, corpos estranhos) provenientes do forno de cal, da mesma maneira como é feito hoje em dia.

Cloretos no sistema de recuperação

Uma concentração elevada de cloreto de sódio no sistema de recuperação é recusada por muitos operadores de fábricas de celulose devido a dois conceitos amplamente difundidos, mas de argumentos inconsistentes: em primeiro lugar, que o cloreto intensifica a corrosão nos lavadores, nos evaporadores e no tubo da caldeira, o que não é verdade; em segundo lugar, que o cloreto de sódio causa explosões na caldeira de recuperação, o que também não acontece.

O fato é que muitas fábricas no mundo têm funcionado por muito mais

de 25 anos com uma concentração mais elevada de cloreto de sódio no sistema do licor, do que a que se tem nas fábricas livres de efluentes com recuperação de sal.

Mais de uma dúzia de fábricas operam, em seu licor-branco, com mais que 25 g/l de NaCl, devido, principalmente, ao fato de as toras entrarem em contato com a água do mar, ao serem transportadas para a fábrica. A mais alta concentração conhecida é de 100 g/l de NaCl na "Powell River", da "McMillan Bloedel Ltd.", em British Columbia, Canadá. Esta fábrica elimina o cloro usando o licor-branco para extração cáustica descarregando o filtrado da extração cáustica no oceano. O total de licor-branco drenado do sistema para eliminar o cloreto de sódio é controlado conservando-se a concentração de NaCl no licor-branco entre 60-70 g/l. Esse sistema vem sendo utilizado, nessa fábrica, há mais de 10 anos.

Em solução alcalina com pH acima de 10, a presença de cloretos não tem efeitos significativos na corrosão. Por isso, no digestor, nos evaporadores e nos sistemas de licor-verde e branco, não se pode atribuir corrosão ao cloreto. Esta foi a conclusão dos estudos executados em várias fábricas por uma comissão especial da TAPPI.

As causas da explosão de caldeiras, em cada uma das fábricas de celulose *kraft*, têm sido estudadas cuidadosamente por uma equipe especial de investigação. Em nenhum caso a explosão foi atribuída à presença de cloreto no fundido. A sensibilidade do fundido em explodir com água, aumenta na medida em que a concentração de cloreto de sódio aumenta. Por natureza, o fundido já é muito sensível à explosão com a água, devido à presença de sulfeto de sódio. Por isso, não deve ser permitido o contato da água com o fundido, e caso isso aconteça, devem ser adotados procedimentos de emergência para parar a caldeira.

Qualquer sensibilidade adicional à explosão devida ao cloreto, não tem efeito significativo, porque o fundido já é altamente sensível. Presentemente, o registro estatístico mostra uma freqüência mais baixa de explosão nas fábricas com alto teor de cloreto, do que naquelas com um baixo teor.

Um aumento na concentração de ions de cloreto exerce um efeito substancial na corrosividade das soluções ácidas sobre os materiais de aço e de aço inoxidável. Contudo, somente no estágio de cloração é que a acidez é suficientemente alta para permitir que a presença do cloreto tenha um efeito potencialmente prejudicial. No estágio de cloração devem ser usados materiais metálicos resistentes.

Recuperação de sal

O cloreto de sódio introduzido no sistema de recuperação química, pela recuperação do processo de efluente branqueado, junto com o cloreto

de sódio resultante de outras fontes, tais como a madeira, a água ou produtos químicos, é removido na mesma proporção em que é introduzido. Para o branqueamento das fibras longas com a substituição de cloro por 70% de dióxido de cloro em uma sequência de D/C EDED, o sal introduzido é de 60 kg/t de celulose. Com 100% de cloro, na cloração, ter-se-ia o dobro de sal, isto é 120 kg/t.

Remoção de sal do precipitador de partículas

À medida em que a concentração de cloreto nos licores branco e preto aumenta, o material particulado removido dos gases de exaustão da caldeira pelo precipitador eletrostático, contém, proporcionalmente, mais cloreto de sódio. Essa concentração pode atingir 30 a 40%; a maior parte do restante é sulfato de sódio.

O sal poderia ser removido pela lixiviação da poeira do precipitado com uma quantidade de água suficiente para dissolver a maior parte do sal mas isso não seria suficiente para também dissolver o sulfato de sódio. Esse sistema aumenta em 18 vezes a concentração do sal na solução d'água. Se essa solução for jogada fora, haverá desperdício de 1 kg de Na_2SO_4/5 kg NaCl. Esse processo foi desenvolvido em escala comercial pela firma McMillan Bloedel Ltd., no Canadá e infelizmente tem várias desvantagens. Em primeiro lugar, 25 kg de NaCl/t celulose é o máximo de NaCl removível e assim mesmo, isso só pode ser feito com um grande aumento do teor de NaCl em todos os licores e no fundido. Em segundo lugar, deve haver um local para descartar a solução concentrada, e geralmente isso só é possível à beira-mar. Em terceiro lugar, a perda de 1/6 de kg de Na_2SO_4/kg de NaCl é um desperdício.

Remoção de sal pela evaporação do licor-branco (ver Figs. 12.4 e 12.5)

Quando o licor-verde ou o licor-branco aumentam em concentração, a solubilidade do NaCl diminui e este se cristaliza. Rapson patentou a evaporação do licor-branco em dois estágios. No primeiro estágio de evaporação de três efeitos do carbonato de sódio mais sulfato de sódio, na forma de "burkeite", um sal duplo, contendo 1 mol de carbonato de sódio para dois moles de Na_2SO_4 é cristalizado, mas o NaCl não se cristaliza. Cerca de 80% da evaporação total ocorre no primeiro estágio. Os cristais são filtrados e reciclados, uma parte para o licor-verde para recaustificar o $CaCO_3$ e outra parte para o licor-preto, antes da caldeira, para reduzir o Na_2SO_4 a Na_2S.

No segundo estágio do evaporador-cristalizador de efeito simples, o NaCl é precipitado junto com pequenas quantidades de Na_2CO_3 e Na_2SO_4

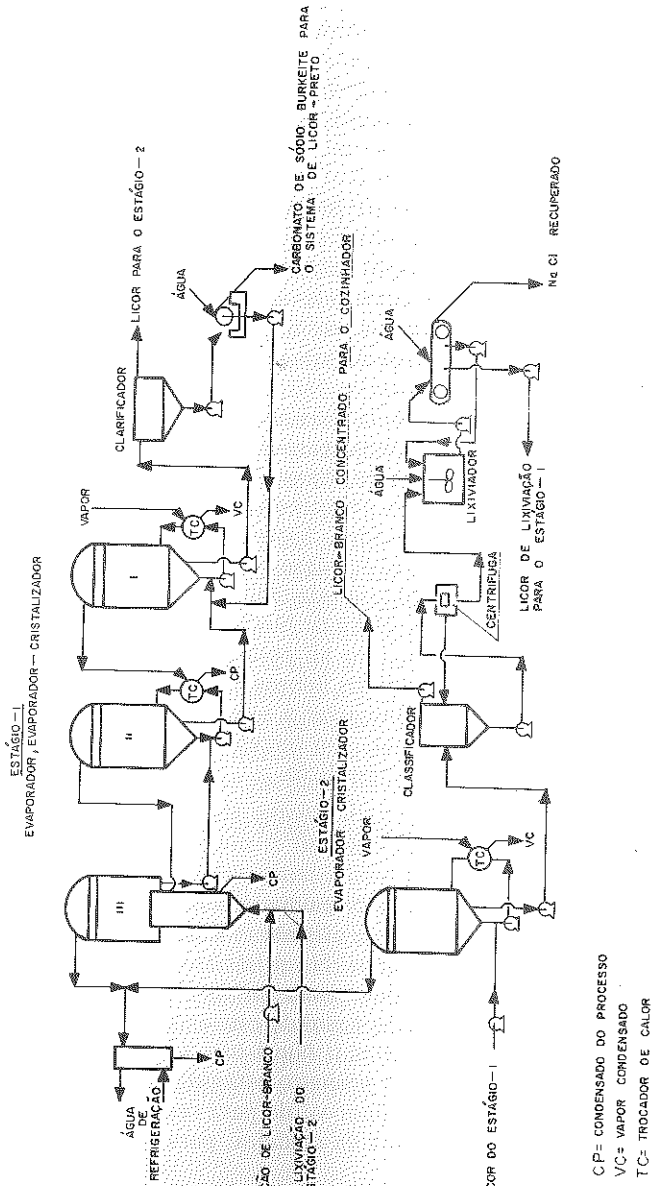


Fig. 12.4 — Instalação de recuperação de sal no processo Rapson

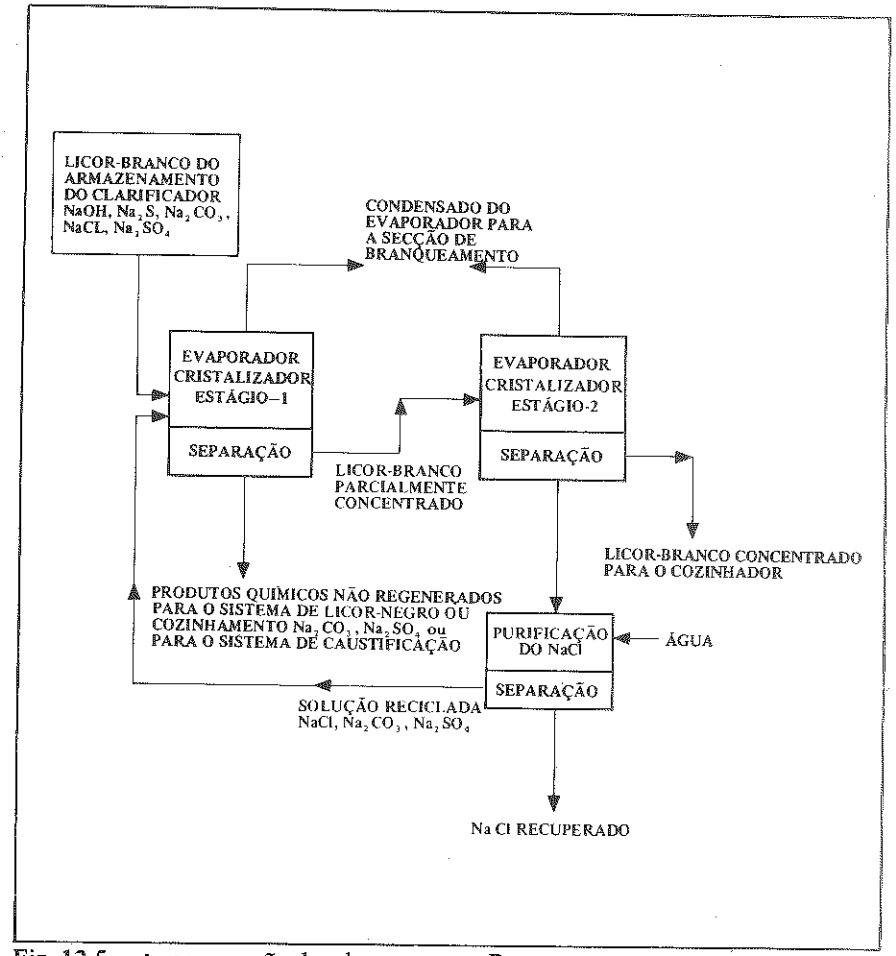


Fig. 12.5 — A recuperação de sal no processo Rapson

remanescentes. O licor-branco concentrado contém menos de 25 g/l de NaCl, que é diluído e enviado para o digestor para cozimento da celulose. O NaCl precipitado é lixiviado com água para dissolver o Na_2CO_3 e o Na_2SO_4, os quais retornam ao primeiro estágio da evaporação. O sal restante purificado é utilizado na eletrólise para produzir hidróxido de sódio e cloro ou é utilizado para produzir NaCl para a fabricação de ClO_2. O NaCl recuperado pode ser usado para qualquer outro propósito, vendido ou jogado no oceano.

Balanço estequiométrico

Em uma fábrica na qual a água e todos os produtos químicos são reciclados, o cloreto de sódio removido deve estar em balanço estequiométrico com o hidróxido de sódio, o cloro e o dióxido de cloro usados no processo. Se isso não acontecer, as quantidades estequiométricas aumentarão ou diminuirão. A quantidade de NaCl removida é exatamente aquela necessária para produzir o NaOH, Cl_2, HCl e $NaClO_3$ (clorato de sódio) usados nas unidades de branqueamento. Teoricamente, numa fábrica inteiramente fechada, a quantidade estequiométrica de produtos químicos deveria ser constante, havendo apenas consumo de eletricidade. Na prática, haverá um pequeno aumento do NaCl introduzido com a madeira e alguma perda de partículas sólidas para a atmosfera.

Fabricação de dióxido de cloro

Quando 100% de Cl_2 na cloração é substituído por 70% de ClO_2, a quantidade de ClO_2 necessária, para celulose de fibra longa, usando a seqüência D/C EDED, é de 32 kg/t celulose ou 23,4 t/d em uma fábrica de 750 t/d; daí a necessidade de grandes instalações de ClO_2 para uma fábrica livre de efluente.

Economia de custo

O custo de capital para construção de uma fábrica tipo *kraft* com branqueamento, sem efluente, é apenas 5% a mais do que o exigido para a construção de uma fábrica sem tratamento de efluente. Isso deve ser comparado com um capital adicional de 15% necessário para prover a mesma fábrica com tratamento primário, secundário, remoção de cor e disposição final do lodo.

Entretanto, o custo operacional de uma fábrica livre de efluente, levando em consideração o aumento da qualidade da celulose, a economia de energia e o custo mais baixo da água, é de apenas 1% superior ao custo operacional das fábricas convencionais sem computar o tratamento dos despejos. O custo operacional de uma fábrica nova, com tratamento primário, tratamento secundário, remoção de lodo e de cor, é 10% mais alto do que o custo de operação de uma fábrica sem tratamento de efluente. Além disso, 10% dos agentes poluidores ainda permanecem no efluente, após o tratamento. Para diminuir a carga poluidora além desse valor, o custo de capital e de operação aumentaria exponencialmente. Portanto, é muito mais barato eliminar completamente a poluição pela reutilização da água de processo.

EXEMPLO DE INDÚSTRIA COM TRATAMENTO DE EFLUENTES (ver Fig. 12.6)

Indústria - Thilmany Paper Co.
Localização - Kaukauna, Wisconsin, EUA
Produção - 500 t/d de celulose não branqueada e 50 t/d celulose branqueada
Processo - *kraft*

Despejos tratados biologicamente

Vazão: 8000m³/d
DBO: 500mg/l
SS: 1500 kg/d

Forno de Cal
Evaporação, filtro engrossador
Caldeira de recuperação
Cozinhadores
Lavagem de massa
Recuperação de calor de descarga do "blow-tank"
Recuperação da terebentina
Branqueamento

Lagoa aerada

Profundidade: 3 m
Td: 15 d
Aeradores: 6 de 50 HP (são aeradores de alta velocidade, flutuantes, da Richard's, Rockford, Illinois).
Eficiência quanto à remoção de DBO: 80% (100 mg/l).
A lagoa aerada ocupa 4 ha, com capacidade de 120 000 m³.

Nutrientes

São empregados na proporção de 100:5:1 (DBO, N, P).
São gastos US$ 24000,00/ano com amônia e
US$ 15000,00/ano com ácido fosfórico.

Despejos tratados por decantação

Vazão: 78 000 m^3/d
DBO: 120 mg/l
SS: 22 t/d
Depuração da celulose
Máquina de papel
Picador
Depuradores de palitos
Filtros de lavagem
Caustificação

Decantador primário

Diâmetro: 56 m (A = 2462 m^2)
Taxa de aplicação: 32 m^3/m^2x d (Prof = 4,6 m)
Td: 3,5 h
Eficiência: 20% remoção DBO e 85% de SS.

Lagoa de lodo

Área: 1,6 ha
Profundidade: 2,4 m

Filtro-prensa (FP)

Em média: 1 corrida/70 min
Custo: US$ 380000 (1972) Esse é o custo somente dos equipamentos do FP: bombas, tanque de pressão, filtro-prensa, etc.

Lagoa de polimento

Td: 2d
Profundidade: variável, de 0,3 m a 3 m.

Corpo receptor dos despejos

O corpo receptor dos despejos é o Rio Fox. Em 1975, a Thilmany lançava 16 kg de DBO/t de celulose produzida. Estavam em fase de projeto os estudos visando reduzir a carga para 2,3 kg DBO/t.

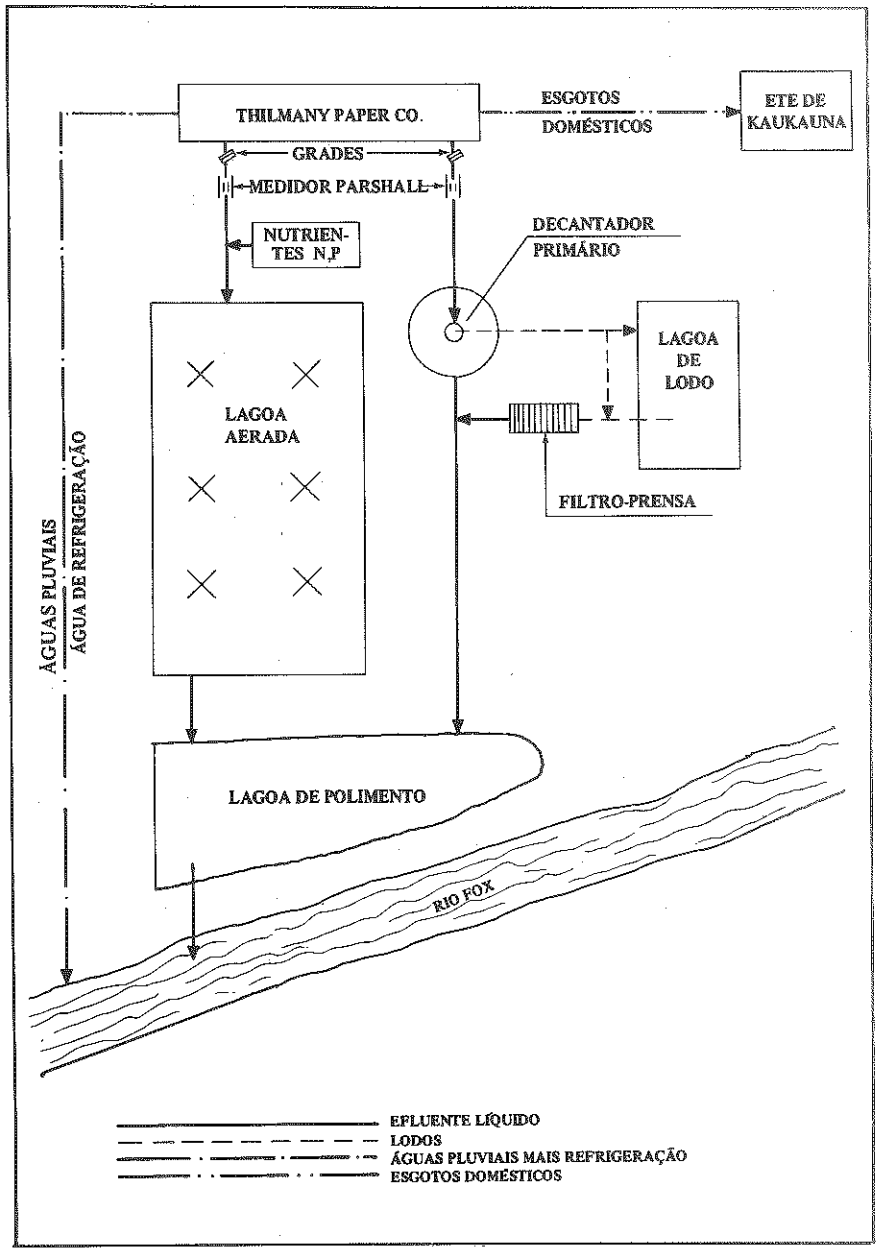


Fig. 12.6 – Fluxograma do tratamento dos despejos da Thilmany Paper Co.

13
TECIDOS

INTRODUÇÃO

As operações de limpeza, tingimento e acabamento na indústria têxtil dão origem a uma grande quantidade de despejos. A recirculação destes despejos e recuperação de produtos químicos e subprodutos, constituem os maiores desafios enfrentados pela indústria têxtil internacional, com o fim de reduzir os custos com o tratamento de seus despejos.

As indústrias têxteis constituem fator de grande importância na economia brasileira. Devido a sua grande expansão, nas últimas décadas, prevê-se o aparecimento de leis mais rígidas regulando a qualidade de seus efluentes.

Essas indústrias, para efeito de estudo de seus despejos, são agrupadas em 3 categorias principais: tecidos de algodão, de lã e sintéticos.

As fibras artificiais são produtos de modificações obtidas a partir da matéria-prima natural orgânica (como o algodão e a lã). O início de sua produção é bem anterior às sintéticas. No Brasil, são fabricadas as seguintes fibras artificiais: raiom-viscose, raiom-acetato e polinósica.

As fibras sintéticas foram produzidas pela primeira vez durante a II Guerra Mundial a partir das poliamidas, poliacrílicos, poliésteres, polivinilos e poliolefinas. No Brasil, presentemente, os tecidos sintéticos são feitos de poliamidas, poliacrílicos ou poliésteres, pelas seguintes indústrias: Rhodia, Bayer, Dupont, Mitsui, Mafisa e Celanese. Os maiores produtores mundiais de fibras sintéticas são: Dupont e Monsanto, nos EUA; Toyo Rayon, no Japão; ICI e Courtalds na Inglaterra; AKU/VGF e Snia Viscosa na Europa.

Os despejos gerados pela indústria variam à medida que a pesquisa e o desenvolvimento produzem novos reagentes, novos processos, novos maquinários, novas técnicas e, também, conforme a demanda do consumidor por outros tipos de tecidos e cores.

É importante estabelecer uma diferença entre o processo de acabamento e as operações de tecelagem que o precedem. A transformação da fibra crua em tecido não acabado ou em fios é,essencialmente, uma operação a seco, com exceção da fase de lavagem da lã crua.

Entretanto, a operação de acabamento é a grande responsável pelos despejos líquidos, sendo a parte da indústria que mais nos interessa.

As fibras de algodão são as mais populares e as mais importantes entre as fibras usadas pela indústria nacional. Suas excelentes características de absorção e o fato de serem agradáveis ao uso, aliadas ao seu preço acessível, contribuem para que o seu mercado se mantenha estável.

O mercado de lã e do raiom também se apresenta razoavelmente estável. As fibras sintéticas não celulósicas, tiveram seu consumo consideravelmente aumentado. As fibras naturais combinadas com as fibras sintéticas estão se tornando cada vez mais consumidas devido ao seu custo e aparência.

DESCRIÇÃO DO PROCESSAMENTO DOS TECIDOS DE RAIOM-VISCOSE, ALGODÃO, POLIÉSTER-ALGODÃO E POLIÉSTER-NÁILON

Matéria-prima

Vem acondicionada em fardos de algodão, de raiom-viscose, de poliéster ou de náilon. Com alguma freqüência, as fábricas também compram o filamento de poliéster.

Preparo da fiação e fiação propriamente dita.

O algodão é processado nos abridores, batedores, cardas, passadores, penteadeiras, maçaroqueiras, filatórios, retorcedeiras e conicaleiras.

Não há despejo industrial em nenhum desses processos.

Tingimento de fios

Consiste em ferver os fios, em rolos ou em bobinas, em soluções de soda cáustica e detergente (cozimento), em água corrente (lavagem), mergulhando-os, a seguir, em solução contendo corantes *indanthrens* e naftóis (tingimento). Os fios tingidos em bobinas, vão direto para a tecelagem e os tingidos em rolos seguem para a engomação. Os despejos de cor forte, contêm, basicamente: soda cáustica exaurida, detergentes e sabões.

São intermitentes e se originam de descargas das unidades supracitadas.

Engomação

Os fios crus, chegam às unidades de engomação em rolos de urdume; passam por uma solução de goma de fécula fervida e vão formar os rolos engomados da tecelagem.

Os despejos são constituídos pelas águas de lavagem das panelas onde são preparadas as soluções de amido e pelas descargas das engomadeiras. São altamente concentrados, têm DBO elevada, constituindo-se principalmente de amido. O volume varia de 0,5 a 8 l/kg de material processado, enquanto o pH varia de 7 a 9.

Tecelagem

É o processo pelo qual os fios são transformados em pano. Trata-se de processo seco, não ocorrendo produção de despejos.

Chamuscagem

É a queima da penugem do pano, obtida pela passagem do mesmo sobre grelhas acesas.

Desengomação e lavagem

O pano sai da unidade de chamuscagem e entra direto num saturador. Este aparelho destina-se à embebição do pano com enzimas, detergentes alcalinos quentes ou sabões e emolientes dissolvidos em água, com a finalidade de destruir as gomas. Após o período de embebição (2 a 10 horas em temperatura superior a 120°C) as enzimas destroem os amidos. A seguir, o pano passa por lavadeiras especiais.

Os despejos são formados principalmente pelos produtos da decomposição da goma de amido e do reagente de hidrólise. O volume é relativamente baixo e a DBO alta, podendo contribuir com 50% da DBO total.

Cozimento ("kiering") e lavagem

O cozimento pode ser feito por método contínuo ou por cargas. O processo contínuo cozinha o pano em jotas e lavadeiras continuamente. Em ambos os métodos o cozimento é feito por meio de vapor, soda cáustica e pequenas quantidades de produtos químicos diversos.

Alvejamento e lavagem

Nessa operação, utiliza-se água oxigenada e/ou cloro, com a finalidade de se obter a remoção da cor natural das fibras.

Os despejos são contínuos e contêm cloro, hipoclorito e peróxido. Os que possuem cloro e hipoclorito têm características semelhantes: são fortemente alcalinos e contêm matérias orgânicas removidas do algodão. A contribuição desses despejos para a carga total de DBO pode atingir 10%, variando de 680 a 2 900 mg/l. Contêm, ainda, bissulfito de sódio ou ácido sulfúrico fraco.

Mercerização e lavagem

Consiste na embebição do pano em solução de soda cáustica forte, durante um período predeterminado. O pano, durante à embebição, é mantido esticado por meio de correntes. Em seguida, é lavado em água com vapor. A soda cáustica (7-8 graus) é enviada ao recuperador de soda.

Os despejos são contínuos, contribuindo apenas com pequena carga de poluição.

Secagem

É feita em secadeiras, constituídas por uma série de cilindros aquecidos com vapor. Não há ocorrência de despejos, já que a água condensada desses cilindros volta para as caldeiras.

Estamparia

Os tecidos são estampados por meio de rolos gravados ou de quadros com corantes reativos, rapidogens, indanthrens e outros pigmentos. Os despejos contêm corantes e em alguns casos soda cáustica e goma.

Tinturaria

O pano é passado por uma solução de tinta, fixado e lavado. O tingimento é feito pelos processos contínuo e descontínuo. No contínuo, o pano, depois de impregnado num banho contendo tinta e produtos químicos, é espremido entre dois rolos e secado; a seguir, vai para o processo de vaporização. No processo descontínuo, o pano fica num movimento de vaivém, enrolando-se e desenrolando-se entre 2 cilindros, ao mesmo tempo que passa por um tanque contendo as tintas e produtos auxiliares. Os despejos do tingimento são variados, por causa dos diferentes tipos de corantes e da maneira pela qual são aplicados; são volumosos, têm forte coloração e, alguns, podem ser tóxicos. Sua DBO é geralmente baixa, mas pode atingir 37% da carga total em algumas fábricas. Esses despejos, às vezes, apresentam considerável demanda imediata de oxigênio, devido aos agentes de redução usados em alguns banhos de tingimento.

Lavagem

Os panos estampados, tingidos por processo contínuo e os que se destinam direto ao acabamento, são lavados em ensaboadeiras. Nessas máquinas, os panos passam por 8 caixas. Das quatro primeiras caixas fluem continuamente despejos altamente concentrados, em virtude de os panos receberem gomas, corantes e outros produtos químicos. Os despejos das 4 caixas finais estão praticamente isentos de impurezas. Das ensaboadeiras sai um grande volume de despejos, por isso deve-se estudar a possibilidade de usar novamente esses efluentes na indústria, como água de lavagem de latas, de pisos e para refrigeração de lonas.

Vaporização (processo intermediário)

As vaporizadeiras são de dois tipos: as antigas, cujos despejos são constituídos por água mais ácido acético que são lançados na rede de esgotos e as vaporizadeiras "Atos" que consomem água somente para umidecer o vapor, não produzindo despejos.

Acabamento

É a última fase no processamento do pano. Consiste na aplicação de gomas e resinas que são secadas ou fixadas sob temperaturas controladas, a fim de que o tecido receba o toque solicitado pelo comprador, o que é feito por meio de processos mecânicos e químicos.

Os despejos são provenientes das lavagens do fular (cilindros), das máquinas e do piso. Contêm uréia, formol, trifosfato, amido, estearato, óleo sulforicinado, emulsões de resinas polivinílicas e sais de magnésio.

DESPEJOS DIVERSOS

Os despejos provenientes das máquinas de impressão em cores e de acabamento, geralmente, têm pequeno volume, sendo decorrentes, principalmente, das operações de limpeza das máquinas e lavagem das caldeiras

sendo constituídos, em sua maior parte, de amido, corantes, gomas, graxas e resinas.

Despejos compostos

Os resíduos resultantes da composição dos despejos das várias seções encerram, principalmente, os seguintes compostos:

— orgânicos: amido, dextrina, gomas, glucose, graxas, pectina, álcoois, ácido acético, sabões e detergentes;

— inorgânicos: hidróxido de sódio, carbonato, sulfato e cloreto.

O pH dos despejos varia entre 8 e 11; têm uma turbidez coloidal acinzentada; a cor depende do corante usado com predominância; o teor de sólidos totais varia de 1 000 a 1 600 mg/l; a DBO, de 200 a 600 mg/l; a alcalinidade total de 300 a 900 mg/l; o teor de sólidos em suspensão de 30 a 50 mg/l e o teor de cromo, às vezes, é superior a 3 mg/l. O volume é muito grande, variando de 120000 a 380000 litros por 1000 metros de tecido processado (Tab. 13.1).

Despejos do processamento do algodão

Despejos da engomadeira

Esses despejos têm DBO elevada e são constituídos principalmente por amido. São muito concentrados, mas de pequeno volume, cujo valor varia de 0,5 a 7,84 litros por kg de produto processado. O pH varia de 7 a 9,5.

Despejos da desengomação

São formados principalmente de produtos da decomposição da goma de amido e do reagente de hidrólise. O volume deste despejo é relativamente baixo. A DBO pode ser muito alta, podendo contribuir com 50% da DBO total.

Despejos da maceração

Contêm teores elevados de matéria orgânica e são fortemente alcalinos. São constituídos de gorduras vegetais, graxas, pectina, fragmentos sólidos, amido, soda cáustica, barrilha, silicato e pequenas quantidades de outros produtos químicos usados nos tanques de maceração.

Tabela 13.1 – Volume dos despejos provenientes de uma indústria de tecidos de raiom-viscose, algodão, poliéster-algodão e de poliéster-náilon

Origem dos despejos	*Volume em m³/d*
Tingimento de fios	80
Engomação	4
Desengomação e lavagem	864
Cozimento e lavagem	1 200
Alvejamento e lavagem	1 728
Mercerização e lavagem	1 037
Estamparia	549
Tinturaria	37
Lavagem (ensaboadeira)	1 350
Vaporização	5
TOTAL	6 854

A Figura 13.1, apresenta o fluxograma do processamento dos tecidos de algodão e sintéticos. As Tabs. 13.2 e 13.3 indicam as características e as cargas das várias unidades do processamento do algodão.

DESCRIÇÃO DO PROCESSAMENTO DE TAPETES

Matéria-prima

O náilon, o poliéster, as resinas acrílicas, os corantes ácidos e ácido orgânico, constituem a matéria-prima utilizada na fabricação de tapetes.

O poliéster é comprado em rolos de mantas porosas e o náilon vem em pequenas fibras acondicionadas em fardos de 140 e 170 kg.

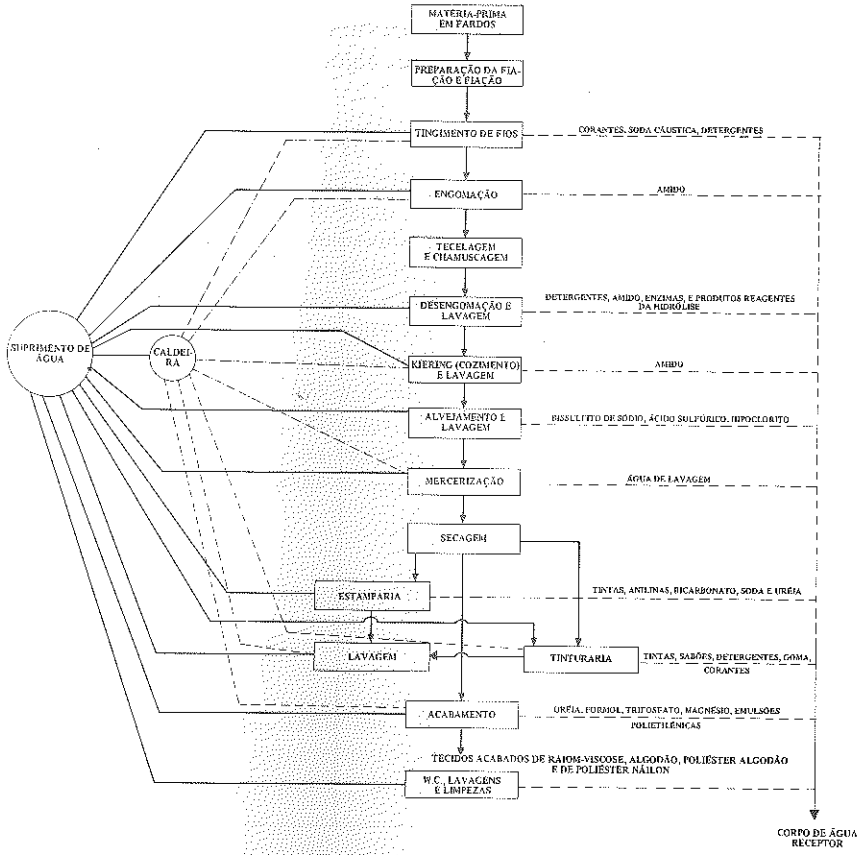


Fig. 13.1 – Despejos provenientes do processamento dos tecidos de algodão e sintéticos

Tinturaria do náilon

Os fardos são abertos e as fibras são transferidas manualmente para as "cestas" de náilon. Estas cestas são cilindros metálicos com furos laterais e nas extremidades.

À medida que o náilon vai sendo transferido para as cestas, é umidecido e apisoado. Quando as cestas estão cheias, são transferidas, por meio de uma talha mecânica, para uma máquina de tingir. O tingimento é feito por meio de corantes orgânicos ácidos e em meio ácido.

Os despejos são ácidos, coloridos e contêm substâncias orgânicas provenientes dos corantes ácidos e do ácido orgânico. A estimativa de vazão dos despejos é: 12 m^3/tingimento (tingimento e lavagens); 3 tingimentos/dia: 36 m^3/d.

Tabela 13.2 – Características dos despejos do processamento do algodão.

Despejos	*pH*	*Alcalinidade mg/l*				*DBO*	*ST*
		Total	*CO_3*	*HCO_3*	*OH*	*mg/l*	*mg/l*
Despejos da engomadeira:							
Forte	9,2	1 040	248	800	0	37 700	76 976
Diretamente da máquina	8,9	660	0	660	0	36 000	77 247
Fraco	7,2	34	0	34	0	1 800	4 078
Lavagem das caldeiras	8,4	52	12	40	0	1 885	3 308
Despejos de desengomação:							
Goma de amido	7,2	202	0	202	0	5 130	23 000
Despejos de maceração:							
Tanque sob pressão	13,1	20 340	1 860	0	18 480	1 840	26 740
Tanque aberto:							
Primeira fervura	10,0	10 000	7 800	2 200	0	3 750	19 642
Segunda fervura	9,8	7 400	5 800	1 600	0	2 280	16 064
Refervedor contínuo	13,1	20 400	6 600	0	13 800	5 800	39 605
Lavagem a quente	11,8	265	90	175	0	63	366
Despejos do alvejamento:							
Cloro	9,5	290	90	200	0	119	2 310
Peróxido	9,6	1 265	560	705	0	1 200	9 040
Despejo de mercerização	12,1	9 282	275	0	9 007	15	10 398
Lavagem	9,6	125	110	0	15	52	541
Despejos de tingimento:							
Anilina preta		38	0	38	0	40	831
Básico	6,3	65	0	65	0	167	628
Desenvolvimento	6,9					200	8 140
Direto	7,5	81	0	81	0	337	9 400
Indigo - lavagem alcalina	11,9	2 700	1 910	790	0	2 080	5 834
Lavagem indigo	11,25	2 200	1 400	800	0	928	1 132
Naftol	9,5	1 310	1 084	0	226	108	8 475
Banho contendo enxofre	10,5	4 200	3 600	600	0	3 000	36 980
A cuba	9,6	714	660	0	54	129	1 770
Despejo da lavagem do departamento de corantes	9,0	193	0	193	0	133	2 880
Acabamento:							
Forte (da máquina)	8,8	490	65	425	0	13 600	41 646
Fraco (lavagem)	7,1	37	0	37	0	680	2 050

Tabela 13.3 – Cargas dos despejos do processamento do algodão

Processo	*Despejos*			*Litros de despejos por quilo processado*	*kg de DBO por 1000 kg de processado*	*kg de sólidos totais por 1000 kg processado*	*População equivalente por 453 kg de processado*
	pH	*DBO (mg/l)*	*Sólidos totais (mg/l)*				
Engomação de fio (*)	7,0-9,5	620-2500	8500-22600	0,5-7,84	0,5-5,0	47-67	2-30
Desengomação	–	1700-5200	16000-32000	2,5-9,17	14,8-16,1	66-70	90-100
Maceração	10-13	680-2900	7600-17400	2,59-14,18	1,5-17,5	19-47	10-105
Limpeza	–	50-110	–	19,18-42,53	1,36-3,02	–	8-18
Alvejamento (faixa)	8,5-9,6	90-1700	2300-14400	2,50-124,26	5,0-14,8	38-290	30-90
Mercerização	5,5-9,5	45-65	600-1900	232,7-308,2	10,5-13,5	185-450	60-80
Tingimento:							
Anilina preta	–	40-55	600-1200	125,1-191,8	5-10	100-200	40-60
Básico	6-7,5	100-200	500-800	150,1-300,2	15-50	150-250	100-400
Desenvolvimento de cor	5-10	75-200	2900-8200	142,2-208,5	15-20	325-650	90-120
Direto	6,5-7,6	220-600	2200-14000	14,18-53,4	1,3-11,7	25-250	25-75
Índigo	5-10	90-1700	1100-9500	5,0-50,0	1,8-9,5	21-63	10-60
Naftol	5-10	15-675	4500-10700	19,2-140,1	2-15	200-650	13-80
Enxofre	8-10	11-1800	4200-14100	24,2-213,5	2-250	300-1200	14-1500
A cuba	5-10	125-1500	1700-7400	8,34-166,8	12-30	150-250	75-175

(*) Despejo de indústria com tecelagem.

Secagem do náilon

— Centrifugação: é feita a fim de remover o excesso de água; o despejo é fraco e de volume desprezível.

— Cilindros superaquecidos: estes cilindros, superaquecidos a vapor, completam a secagem do náilon.

Mistura das fibras

Fibras de náilon de várias cores são misturadas em várias proporções, com o fim de se obter a cor desejada para a superfície do tapete.

Fabricação das mantas de náilon

As fibras de náilon, já misturadas em várias proporções, são agulhadas e transformadas em mantas porosas.

Fabricação dos tapetes

As mantas de náilon são agulhadas com as mantas de poliéster, obtendo-se, desta forma, um entrelaçamento entre as mesmas.

Resinagem

Consiste na aplicação de resinas acrílicas ao material entrelaçado que sai da agulhagem. O tapete passa por um banho contendo resina, sendo comprimido entre dois rolos. A seguir, entra numa estufa para secagem e polimerização. Os despejos são ligeiramente alcalinos e a vazão é de 3 m^3/d.

Produto final

O poliéster constitui a base do tapete e o náilon a superfície.
A Figura 13.2 apresenta o fluxograma da fabricação de tapetes.

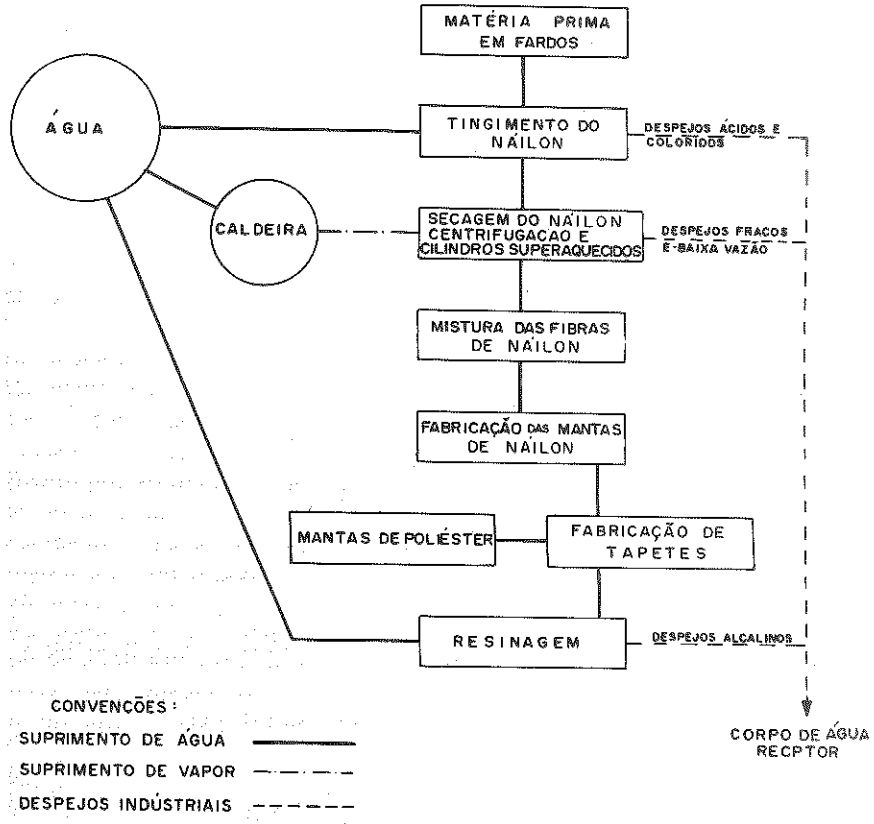


Fig. 13.2 – Fluxograma do processamento de tapetes na indústria "X"

TRATAMENTO DOS DESPEJOS

No tratamento dos despejos industriais das fábricas de tecidos de algodão e sintéticos, devem ser consideradas as seguintes alternativas:

— Redução dos despejos no processamento.
— Lançamento dos despejos na rede pública de esgotos.
— Tratamento dos despejos em área da indústria.

Redução dos despejos no processamento

A redução dos despejos no processamento acarreta, em muitos casos, vantagens econômicas. Ela pode ser obtida através da aplicação das seguintes medidas:

— redução do volume dos despejos;
— redução de produtos químicos;
— recuperação e reutilização de produtos químicos;
— modificação nos processos de fabricação;
— troca de produtos químicos;
— boa manutenção da indústria, no que se refere ao uso da água.

Redução do volume dos despejos

A preocupação primordial e primária deve ser a de gastar o mínimo de água possível.

Um dos recursos freqüentemente utilizados para se obter a redução do volume dos despejos é a lavagem do pano em contra-corrente. Pode ser empregada nos processos que trabalham em fluxo contínuo, como, por exemplo, nas enxaguaduras após o branqueamento do algodão. Assim, quando o pano atingir a última unidade, conterá um mínimo de impurezas naturais e/ou produtos químicos. Para remover esta pequena quantidade de impurezas que sobrou, utiliza-se água limpa que irá originar despejos pouco concentrados e em pequeno volume. Estes despejos pouco concentrados são reutilizados nas unidades precedentes e também na lavagem de tecidos com grande quantidade de sujeiras. Os despejos são mantidos em circuito fechado, até que se necessite usar a água da primeira unidade do processo. Quando isto se dá, os despejos pouco volumosos, mas com grande carga poluidora, são eliminados ou usados para completar a solução-mãe.

Outra maneira de reduzir o volume dos despejos consiste em recircular a mesma água várias vezes antes de descarregá-la. Esse esquema pode ser empregado nos processos descontínuos. Por exemplo, as águas usadas na rinsagem dos panos, após o tingimento, podem ser usadas para completar uma nova solução de tingimento. As águas de lavagem da seção de mercerização, podem ser novamente usadas para preparar soluções de limpeza, branqueamento com cloro e banhos para umidecer o pano.

Quando se emprega um desses processos de reuso da água, é usual tratá-la por sedimentação e/ou filtração ao final de cada reciclagem, visando melhorar sua qualidade.

Cuidados especiais devem ser tomados quando da adoção de lavagem em contra-corrente ou reuso de água, no sentido de que as substâncias que possam prejudicar o processo seguinte sejam efetivamente removidas. Por exemplo: as substâncias empregadas para dar brilho fluorescente (agentes óticos) e alguns agentes empregados no acabamento, além de compostos salinos, devem ser removidos antes do reuso dos despejos.

Redução de produtos químicos

Estima-se que 90% das cargas poluidoras das fábricas de tecidos sejam provenientes dos processos em que se usam produtos químicos. Assim, conseguindo-se reduzir a quantidade de substâncias químicas empregadas no processamento do tecido, estar-se-á diminuindo a carga de poluição. Freqüentemente, uma grande margem de segurança é empregada nas operações de fabricação do pano, com a finalidade de se eliminar a necessidade de reprocessá-lo. Como a necessidade de reprocessamento ocorre apenas de 1% a 5% das vezes, pode-se empregar apenas a quantidade necessária de produtos químicos, sem prejudicar a produção.

Freqüentemente, tem-se reduzido as quantidades de produtos químicos empregados de 1/5 a 1/2 da quantidade original, obtendo-se redução da carga poluidora em 30%.

Recuperação e reutilização de produtos químicos

Essa técnica é usualmente empregada pelas indústrias de tecidos, pelo menos na recuperação de soda cáustica.

Modificação nos processos de fabricação

Esse é outro método que pode ser utilizado para eliminar despejos desnecessários. O processamento contínuo, via de regra, ocupa menos espaço e requer menos água e substâncias químicas por kg de pano trabalhado. Sempre que possível, devem ser combinados diversos processamentos, como, por exemplo, o tingimento com a lavagem no acabamento das fibras sintéticas e a desengomação com a lavagem das fibras de algodão.

Uma modificação drástica do processo consiste em jamais lançar os despejos nos corpos de água, mas sim bombeá-los para um tanque de armazenagem onde são guardados e novamente usados como água de "make-up" da solução similar.

Outra modificação, também drástica, consiste em transferir o calor de alguns despejos para a água a ser aquecida, o que acarreta economia de combustível e diminuição da poluição térmica. Outra modificação no modo de fabricação, refere-se ao processamento com solventes. Embora a lavagem da lã com solventes seja empregada há bastante tempo, prevê-se a utilização de solventes também para lavagem e desengomação do algodão, bem como para o tingimento e acabamento de todos os tipos de fibras.

O processamento com solventes resulta numa redução drástica da carga poluidora, uma vez que esses solventes usam pouca água — ou mesmo nenhuma, em alguns casos — além de permitir o tingimento e acabamento em menos tempo que no sistema convencional que emprega grandes quantidades de água. As impurezas naturais solúveis são coletadas em estado pastoso, nos tanques de purificação, ao invés de serem lançadas na rede geral de esgotos. Os efluentes fortemente alcalinos e carregados de sabões da lavagem do algodão e desengomação são também eliminados e o consumo de água decresce na proporção de 30:1.

Troca de produtos químicos

Um método também comumente usado para se obter a redução da carga da DBO, é trocar os produtos químicos com DBO elevada por outros com pequena DBO. Apenas consultando a relação dos produtos químicos empregados na indústria têxtil e sua DBO, o analista poderá determinar quais os produtos químicos que poderão substituir os de DBO elevada.

Boa manutenção da fábrica no que se refere ao uso da água

Todas as operações da fábrica que usam água, devem ser cuidadosamente controladas, com o fim de minimizar os derrames acidentais bem como para evitar o desperdício de porções demasiadamente grandes de soluções. Ocorrendo derrames acidentais de substâncias tóxicas, é boa prática diluí-los com outros despejos a fim de prevenir cargas de choque na estação de tratamento. Se existir a possibilidade de eliminar as sujeiras dos pisos e das paredes bem como as gorduras e ferrugem das máquinas, haverá uma diminuição das águas de lavagem.

Uma instalação pode ser feita visando o mínimo de perdas com derrames e rachaduras, pela implantação de paredes retentoras extras, comportas adicionais e, também, implantação de canalizações

prevendo a possibilidade de, em casos de necessidade, desviar os despejos para tanques de armazenagem de emergência. Todavia, uma boa manutenção depende primordialmente dos esforços, cooperação e boa disposição do pessoal encarregado da implementação dessas medidas, a fim de conseguir uma redução satisfatória da carga poluidora. A implantação de uma política de boa manutenção pode redundar em diminuição desta carga em 5% a 10%, em uma fábrica de tecidos.

Lançamento dos despejos na rede pública de esgotos

Com a expansão da rede de esgotos nas cidades, essa é uma possibilidade que deve ser levada em consideração por ocasião do balanço final das despesas com o tratamento, pois o método mais econômico e mais simples de se tratar os despejos das fábricas de tecidos consiste em enviá-los à rede pública de esgotos para serem tratados nas estações municipais de tratamento de esgotos.

Normalmente, o cálculo da tarifa de despejos industriais (para efluentes lançados na rede de esgotos) é baseado no volume, DBO e MS. Como a DBO e MS dos despejos dessas indústrias são inferiores à DBO e MS dos esgotos domésticos, a tarifa seria aplicada apenas na parte referente ao volume.

Tratamento dos despejos na área industrial

Caso haja impossibilidade de os efluentes das indústrias de tecidos, mesmo em futuro próximo, serem lançados na rede pública de esgotos, deverão ser tratados na própria fábrica.

Devido à variedade e à concentração de produtos químicos encontrados nesses despejos, bem como às variações súbitas de vazão, o tratamento deverá ser cuidadosamente estudado. Os principais métodos são os seguintes:

Equalização

Os despejos são bombeados para um tanque de equalização, ou para uma lagoa, com tempo de detenção de 24 horas.

Neutralização

Os despejos da indústria têxtil são geralmente alcalinos, o que acarreta a necessidade de abaixamento do pH, a fim de satisfazer às condições exigidas pelo tratamento biológico.

Os agentes químicos por excelência para neutralizar esses despejos, são o ácido sulfúrico e o dióxido de carbono.

Tratamento secundário (tratamento biológico)

Os dois métodos de tratamento biológico mais usados são: filtros biológicos e lodos ativados.

Pela aplicação de qualquer desses dois processos, a DBO pode ser efetivamente reduzida aos níveis exigidos por lei, contanto que o pH seja mantido dentro de certos limites e a temperatura seja razoavelmente constante.

Atualmente, o melhor processo para tratamento dos despejos da indústria têxtil é, sem dúvida alguma, o processo de lodos ativados por aeração prolongada.

Como exemplo de indústria que utiliza o tratamento por meio de lodos ativados com aeração prolongada cita-se: John Shaw & Sons Ltda., Grã-Bretanha (ver Fig. 13.3). Seus despejos são enviados a uma lagoa de homogeneização com tempo de detenção de 36 h, dali escoando para caixa de grelhas, medidor Parshall e tanque de aeração. Do tanque de aeração, escoa para um decantador com retirada automática de lodo. O efluente líquido tratado, escoa para um rio próximo à fábrica e, em certas épocas do ano, é clorado.

O lodo biológico retorna continuamente para o tanque de aeração e, uma vez em cada 2 anos, o excesso de lodo é coletado em um carro-pipa e enviado a uma estação de tratamento de esgotos. Os nutrientes são continuamente adicionados no tanque de aeração.

Os despejos da indústria têxtil de algodão, também podem ser tratados por precipitação química. Neste caso é comum prever-se o tratamento biológico dos esgotos domésticos da indústria, em separado.

Os equipamentos e dispositivos para a precipitação química de despejos são: reservatórios, tanque para mistura rápida de todos os despejos, tanques de sedimentação ou lagoas, alimentadores dos produtos químicos, dispositivos para controle da alimentação, misturadores, medidores de pH, tanque de aeração, aparelho para as manobras com o lodo e dispositivos para a estocagem dos produtos químicos.

Os produtos químicos usados freqüentemente são: alúmem, sulfato ferroso, cloreto de cálcio, cal, cloro, ácido sulfúrico. O sulfato ferroso e a cal são os mais usados e os mais econômicos.

Muitos coagulantes são específicos para determinados despejos. Assim, por exemplo:

— Cal: para despejos de tingimento com anilina preta e índigno.
— Acido sulfúrico: para despejos de corantes do naftol.

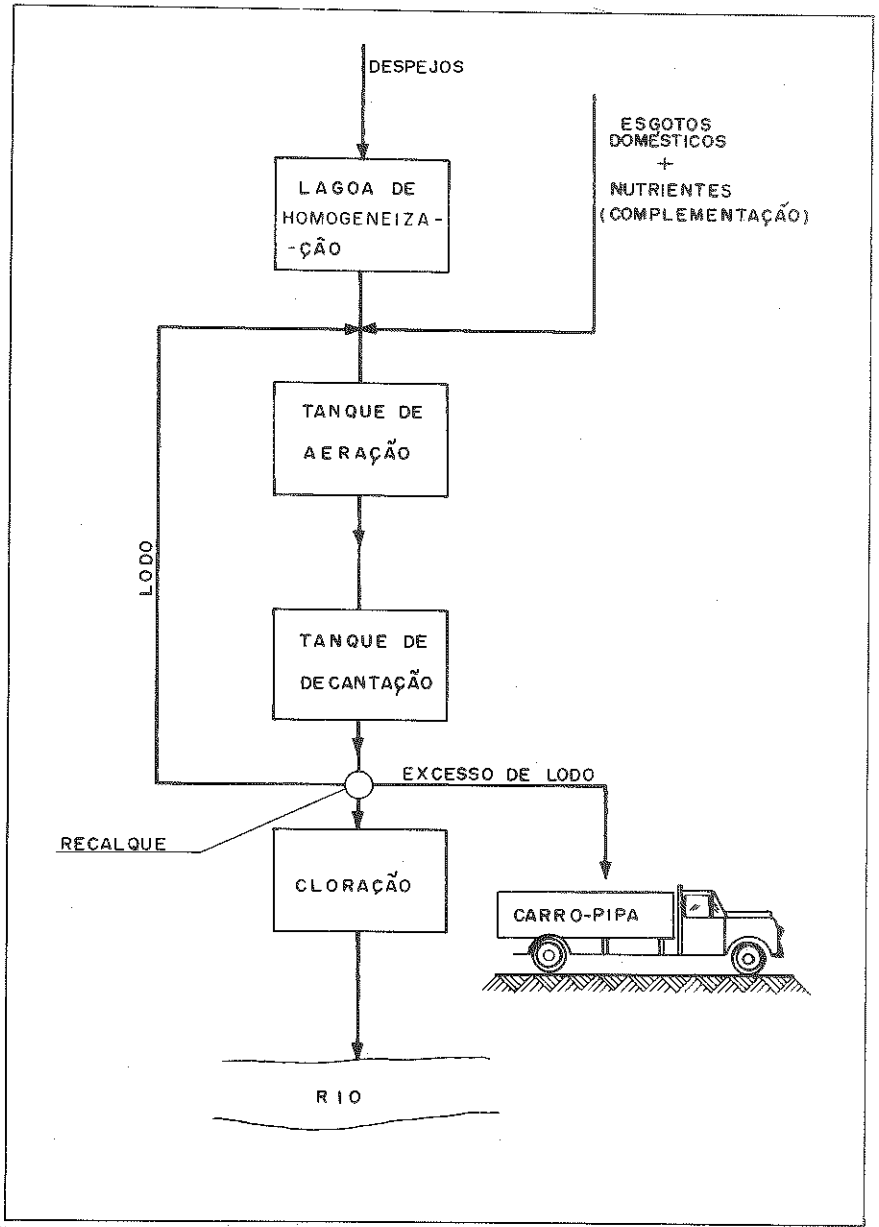


Fig. 13.3 — Fluxograma do tratamento biológico dos despejos das fábricas de tecidos de algodão e sintéticos (lodos ativados com aeração prolongada)

— Sulfato ferroso: para despejos de corantes com enxofre.
— Sulfato ferroso com cal: para despejos do acabamento da indústria de algodão e para despejos de vários tipos de tingimento.

A Fig. 13.4 apresenta o fluxograma do tratamento químico das fábricas de tecidos de algodão e sintéticos.

TECIDOS DE LÃ

Descrição do processo de fabricação

Abertura e limpeza

A lã é espalhada sobre uma correia transportadora onde as peças, correspondentes a cada tosquia, são misturadas para homogeneização. O transportador leva a lã a uma série de máquinas denteadas de abrir e limpar onde as fibras são delicadamente separadas e as areias, grãos, gravetos, etc, são retirados. Algumas impurezas permanecem aderidas à gordura da lã.

Depois de haver passado pelos limpadores, a lã é mergulhada em máquina para lavagem contínua.

A lã é preparada para a próxima operação, sendo seca e reembalada, e, se necessário, carbonizada.

Fiação

A lã seca, colocada numa correia transportadora, é borrifada com uma emulsão de óleo e água sendo, depois, penteada e transformada em fios.

Tingimento

A lã é colocada em tanques ou caldeiras de tingimento, comumente de madeira ou aço inoxidável. A caldeira é enchida com água; adiciona-se, depois, sal, ácido e corante e ferve-se a solução por cerca de uma hora. A seguir, o material é lavado e seco.

As tinturarias, geralmente, realizam alguns processos secundários que têm relação com o tingimento. Dentre eles está o da lavagem de fios e fazendas para remover o óleo da fiação o qual poderia causar uma resistência à absorção do corante.

Para corrigir erros de tintura e mudanças de cor, é necessário, muitas vezes, alvejar a lã e assim prepará-la para receber tingimento com novo tom. O alvejamento envolve o uso de agente redutor em solução alcalina ou ligeiramente ácida, o que vai depender do agente redutor.

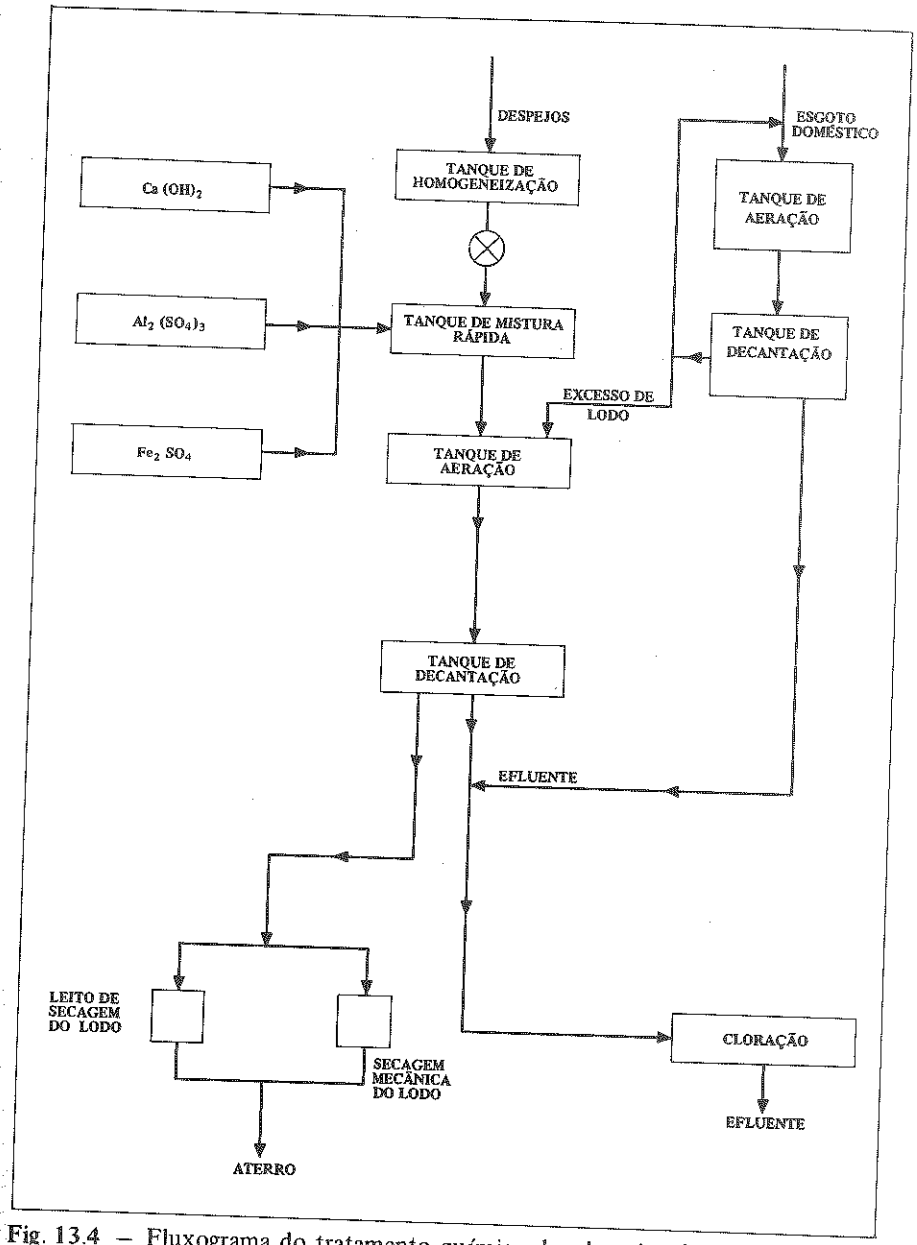


Fig. 13.4 — Fluxograma do tratamento químico dos despejos das fábricas de tecidos de algodão e sintéticos

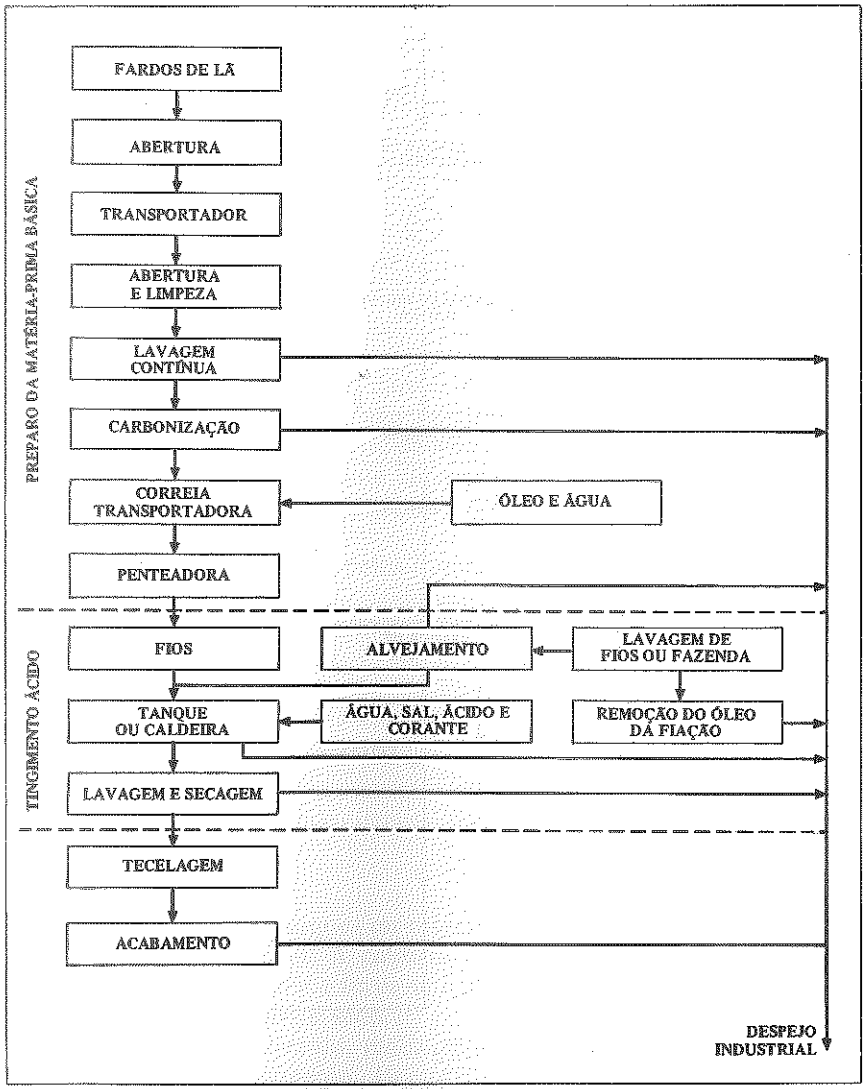


Fig. 13.5 – Fluxograma de indústria têxtil de lã

Tecelagem e acabamento

A tecelagem é um processo seco, não produz despejos líquidos.
O acabamento é aplicado mais especialmente nas fazendas. A primeira etapa no acabamento é o apisoamento, no qual as fazendas são embebidas com solução de sabão e passam por uma série de moinhos de rolo até que fiquem compactas. A seguir, os tecidos são lavados e secos.

A Figura 13.5 apresenta o fluxograma geral de indústria têxtil de lã e a Tabela 13.4, indica as características dos seus despejos.

Tabela 13.4 – Características dos despejos das fábricas de tecidos de lã

Origem do Despejo	*m^3 de despejo por 1 000 kg de lã limpa*	*DBO mg/l*	*Composição*	*pH*	*Odor*	*Cor*
Lavagem com água	66	6 000 a 10 000	0,5% de gordura de lã, 0,5% de sais de sugo, pedrinhas e carrapicho.	10,2	desagradável	marrom
Tingimento ácido	25	400 a 4 000	1% de álcali, 0,1% de ácido mineral ou orgânico, 0,2% de sal.	4,0	levemente ácido	variável: de marrom fraco a forte
Carbonização	4,2	20 a 50	5% de ácido sulfúrico.	1,0	acre	nenhuma
Lavagem de fazenda ou fio	42	250 a 350	0,2% de óleo de fiação, 0,1% de álcali, 0,05% de sabão.	9,5	saponáceo	marrom claro

Efeitos dos despejos na qualidade da água

- São tóxicos à vida aquática.
- Diminuem o conteúdo de oxigênio dissolvido.
- Modificam as propriedades e características físicas dos cursos d'água.

Tratamento dos despejos das fábricas de tecido de lã

Redução dos despejos

O controle e modificação do processo são feitos de maneira que as substâncias mais nocivas não permaneçam no despejo. Entre os métodos empregados para redução da carga poluidora dos despejos das fábricas de tecidos de lã podem-se citar:

- substituição dos sabões por detergentes (muitos detergentes têm DBO muito menor do que sabões), baixando a carga de demanda de oxigênio, de 30 a 45%;
- substituição do ácido acético por ácidos minerais e sulfato de amônio (que têm DBO muito menor do que o ácido acético) no tingimento, o que reduz a DBO do efluente da fábrica de 2 a 15%;

— medida precisa da quantidade de carbonato de sódio usada nos lavadores, o que reduz a quantidade de álcali do efluente;
— o controle do pH no tingimento, através do qual poder-se-á reduzir a quantidade de ácido do efluente;
— o controle cuidadoso da quantidade do agente redutor usada no tingimento (que na prática é geralmente maior que a necessária), já que esses agentes consomem muito oxigênio.

Recuperação de subprodutos

Nos despejos das indústrias de lã há alguns produtos que podem ser economicamente recuperados, reduzindo o grau de tratamento do despejo e o custo de fabricação:

— Recuperação de fibras de lã do despejo — a separação das fibras, que entopem tubulações e equipamentos é feita com peneiras vibratórias; as fibras pequenas recuperadas podem ser novamente usadas.
— Recuperação da gordura de lã - os métodos padrões são baseados em dois princípios:

• Circulação contínua da solução de lavagem através de extratores centrífugos para remover a gordura que exceda a determinado limite. A solução, assim tratada, volta às máquinas de lavagem e passa depois, novamente, pelos extratores.
• Tratamento da solução de lavagem de precipitação química, por exemplo, de quebra por ácido ou pela adição de sais de cálcio para separar a gordura. A gordura é responsável por cerca de 80% da DBO do despejo da lavagem da lã com alto teor de gordura.

Tratamento com esgoto doméstico

Pode ser feito desde que se observem certos princípios:
— Homogeneização dos despejos.
— Relação despejo-esgoto relativamente constante.

Como exemplo, cita-se uma grande fábrica que emprega os princípios acima enumerados, lançando o despejo correspondente a 140 000 quilos de lã, que são lavados e tingidos por semana, no sistema de esgotos de uma comunidade de 80 000 pessoas. Foi construído um grande reservatório de concreto capaz de armazenar todos os efluentes da fábrica, correspondentes a um dia de atividade. Nele, os despejos de tingimento e de lavagem se neutralizam parcialmente e grande parte da matéria em suspensão se deposita no fundo. Depois de enchido o reservatório, abre-se uma válvula, de modo que o poço seja descarregado vagarosa e uniformemente na rede de esgotos, por um período de 12 horas, não afetando a estação de tratamento de esgotos da cidade.

Tratamento dos despejos

Os métodos principais de tratamento, comumente empregados, incluem as seguintes operações:
— Homogeneização do fluxo.
— Recuperação da gordura da lã.
— Precipitação química:

• por adição de ácido sulfúrico e alúmen até pH 6 quase todos os sólidos podem ser precipitados;
• pela adição de 1 kg de cal e 3 kg de cloreto férrico em cada 8,0 m^3 de despejos, já foram obtidas remoções de 83% de sólidos em suspensão e 72% de DBO;
• pela adição de cal e sulfato de ferro;
• por cloração pode-se obter precipitação de matéria orgânica em suspensão e dissolvida.

— Secagem do lodo resultante da precipitação.
— Tratamento biológico do líquido claro resultante da precipitação química.

A lagoa é o substituto mais barato do clarificador e do filtro biológico, mas pressupõe a disponibilidade de área de terreno para reter os despejos durante o tempo necessário para a sedimentação e absorção do oxigênio do ar.

Para que os despejos da indústria da lã possam ser tratados em filtros biológicos, é necessário ajustamento do pH.

Tratamento em separado do despejo da lavagem da lã.

Os despejos da lavagem da lã são os mais concentrados da indústria têxtil.

Os 3 métodos de tratamento usados são:
— Tratamento por quebra de ácido.
— Tratamento por hipoclorito de cálcio.
— Tratamento por cloreto de cálcio com dióxido de carbono.

Esses tratamentos removem mais de 85% de sólidos em suspensão e mais que 42% de DBO dos despejos da lavagem da lã.

Tratamento em separado dos despejos do tingimento.

Os despejos do tingimento são ácidos, contêm pouca matéria em suspensão e podem ser altamente coloridos. Os métodos empregados no tratamento destes despejos são:

— Passagem dos despejos em leitos de carvão ativado; o carvão absorve a cor da solução e pode ser regenerado e usado várias vezes.
— Remoção de cor pela cloração.
— Neutralização do ácido do despejo com cal e passagem da solução por material poroso.
— Uso de terra "fuller" e bauxita ativada como adsorventes.
— Coagulação com cal e sulfato ferroso para remoção de cerca de 70% da DBO.
— Tratamento em lagoas de oxidação para remoção de cerca de 92% da DBO.
— Tratamento por filtros biológicos e lodos ativados.

A INDÚSTRIA DA LÃ E AS CONSEQÜÊNCIAS ADVINDAS DO LANÇAMENTO DE SEUS EFLUENTES NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE BRADFORD

Bradford é o maior centro da indústria de lã da Inglaterra, sendo, também, um dos maiores no gênero, em todo o mundo.

A lã bruta é conduzida a Bradford para ser processada. Após sua classificação e antes dos processos de penteadura, é lavada com a finalidade de se obter a remoção de qualquer traço de sujeira e gordura natural. Para a lavagem da lã, utiliza-se o processo tradicional em reservatórios. A lã é agitada continuamente em água quente com soda, passando por uma série de tanques de lavagem. A sujeira é removida à medida que a lã vai sendo torcida e espremida ao passar de um para outro tanque.

No fim do ciclo de lavagem, o primeiro reservatório que contém a maior parte das sujeiras e das gorduras, é esvaziado. O líquido contido nos reservatórios remanescentes é bombeado para o estágio precedente, ficando pronto para a lavagem de mais lã, após complementação com mais soda e sabão.

O líquido contido no primeiro reservatório pode ser disposto de várias maneiras mas, geralmente, é escoado para tanques de decantação onde a areia, que saiu na lavagem da lã, é decantada. A retirada da areia decantada é intermitente, sendo feita por meio das mesmas máquinas usadas para esvaziar e limpar bueiros.

Os despejos decantados são lançados na rede pública de esgotos e tratados na Estação de Tratamento de Esgotos de Esholt. O pré-tratamento, em algumas indústrias, consiste de:

— extração, por centrifugação, dos glóbulos de lanolina, para serem usados nas indústrias farmacêuticas e de cosméticos;
— extração da gordura da lã — conhecida como "gordura marron de Yorkshire" — é obtida pela aplicação de ácido sulfúrico nos despejos. A acidulação destrói o sabão e precipita, como lodo, a gordura

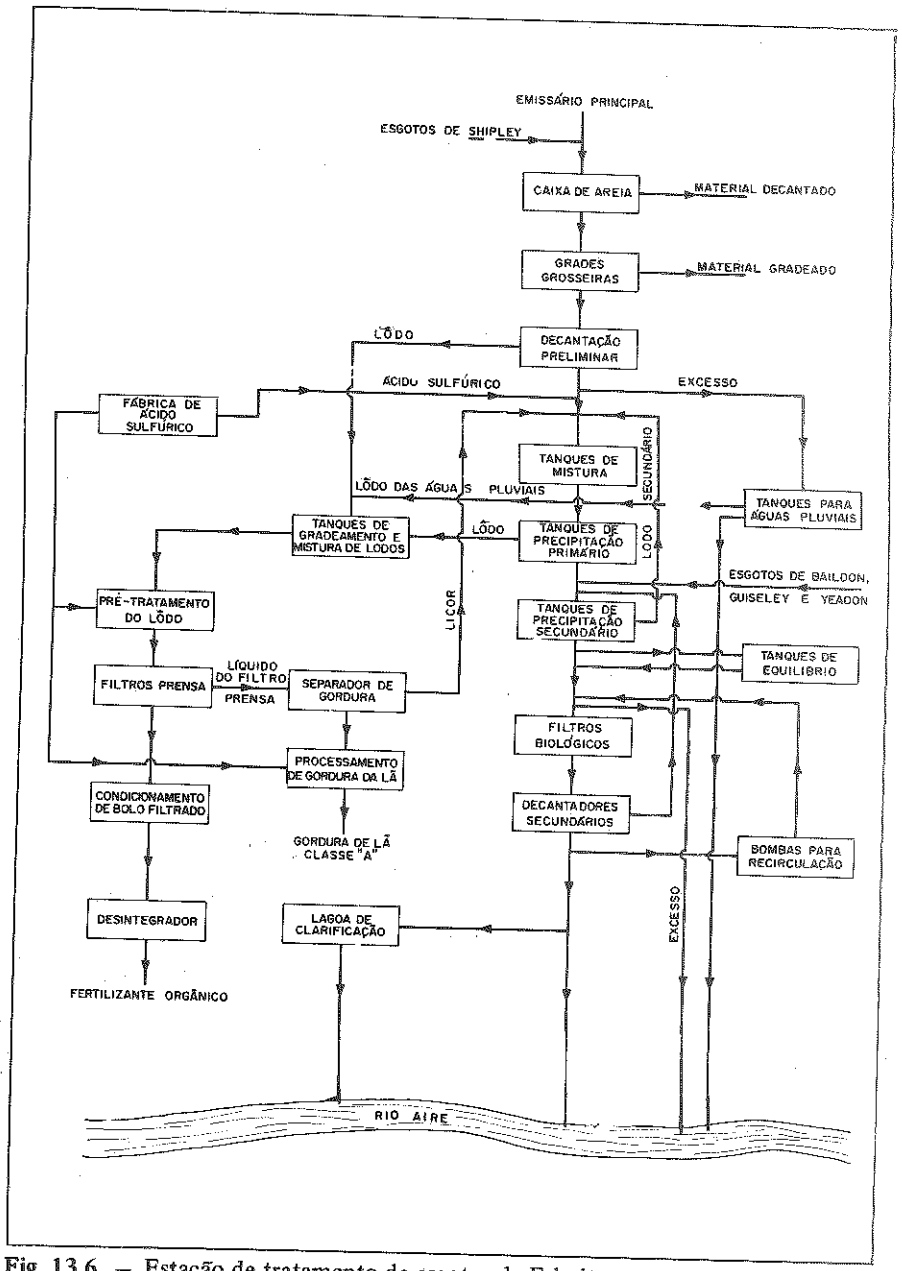


Fig. 13.6 — Estação de tratamento de esgotos de Esholt

e outras substâncias sólidas que estavam emulsionadas. O lodo é removido, fervido e filtrado em filtro-prensa, para extração da gordura da lã. O efluente do decantador é lançado na rede pública de esgotos.

Estação de Tratamento de Esgotos de Esholt

Os esgotos domésticos misturados com os efluentes da indústria da lã, possuem altas cargas de DBO e MS. Em Esholt, a redução dessa grande carga de DBO e MS foi obtida adotando-se, como pré-tratamento, a recuperação da gordura da lã por meio de ácido sulfúrico, da mesma maneira como é obtida dentro da indústria.

Dessa maneira, 80000 m^3/dia de águas residuárias são tratadas com ácido sulfúrico. Seu consumo é tão grande (10 000 t/ano) que foi construída, dentro de Esholt, uma fábrica moderna para produção desse ácido.

O lodo e a gordura retirados dos decantadores (após reação com ácido sulfúrico) são fervidos e filtrados em um dos 140 filtros-prensa existentes.

O bolo filtrado (13 000 t/ano) é transformado e vendido como fertilizante. A gordura extraída (8 000 t/ano) é retirada e vendida para ser destilada e transformada em ceras ou óleos ou é usada na produção de uma grande variedade de subprodutos (graxas, preventivos de ferrugem, etc).

O efluente dos decantadores são tratados em filtros biológicos, antes de serem lançados no Rio Aire.

A Figura 13.6, apresenta o fluxograma do tratamento dos despejos das fábricas de tecido de lã, na Estação de Tratamento de Esgotos de Esholt, Inglaterra.

14

ACABAMENTO DE METAIS

GENERALIDADES

A Galvanotécnica é o método de revestimento, por processos químicos e eletrolíticos, de superfícies metálicas com outras superfícies metálicas, com a finalidade de proteger certos metais da ação da corrosão, aumentar a espessura e dureza de certas peças e para embelezamento.

A Galvanotécnica envolve duas partes: a Galvanoplastia e a Galvanostegia.

Quase todo o serviço galvanotécnico se processa em tanques. Há banhos ácidos, alcalinos e neutros. Existem dois tipos de banhos: banhos de imersão simples, nos quais as peças são simplesmente imersas durante algum tempo, sem ligação elétrica e banhos eletrolíticos nos quais a deposição metálica ou a limpeza de peças se processa por intermédio de corrente elétrica. Os banhos eletrolíticos, por isso, necessitam de tanques equipados com barras de cobre e latão, apoiados por isoladores. A deposição eletrolítica se processa pela aderência do metal que se desprende do anodo atravessando o banho (eletrólito).

Para cada metal a galvanizar, há um banho específico. Estes banhos são vendidos já prontos, com fórmulas patenteadas ou são preparados na própria indústria.

Ao se proceder eletrodeposição de um metal sobre uma peça, esta deverá entrar no banho rigorosamente limpa. Para se desoxidar peças, usam-se soluções de ácido clorídrico ou ácido sulfúrico ou, ainda, mistura destes dois. Outros ácidos também podem ser usados na decapagem de peças com maior ou menor eficiência.

As possibilidades de revestimento de um metal qualquer por outro metal, são resumidas a seguir:

O *cádmio* pode ser revestido diretamente por: estanho, cádmio, cobre ácido e cobre a cianeto. O níquel pode depositar-se diretamente, mas, a eficiência é maior quando for intercalada uma camada intermediária

de cobre ou latão. A prata deposita-se sobre amálgama e o cromo sobre camada intermediária de cobre e níquel.

O *cobre* e suas ligas podem ser revestidos por todos os metais, sendo que para o cromo, prefere-se uma camada intermediária de níquel.

O *estanho* pode ser revestido diretamente por cobre a cianeto e zinco. Com camada intermediária de cobre ou latão, conseguem-se depósitos de cromo, ouro, cobre-ácido, níquel, prata.

O *ferro e aço* (menos as ligas de cromo e níquel) podem ser revestidos diretamente por todos os metais menos pela prata que precisa de amálgama.

A *prata* é revestida diretamente por todos os metais menos pelo cromo que precisa de uma camada intermediária fina de níquel.

O *níquel* para ser recoberto por níquel ou prata necessita de uma camada intermediária de cobre ou latão.

O *zinco* aceita o estanho e reveste o cianeto diretamente; os demais, só com camada intermediária de cobre ou latão.

Os banhos mais largamente usados são de cromo, níquel e zinco e possuem a seguinte composição:

Banhos de cromo — Há dois tipos de banhos de cromo, segundo a sua finalidade: para engrossar peças, revestir ferramentas com uma camada dura (cromo duro) e para finalidade decorativa. O banho de cromo normalmente tem dois ingredientes: o anidrido crômico e o ácido sulfúrico.

Banhos de níquel — Utilizados na proteção ou embelezamento de peças de automóveis, utensílios domésticos, etc. Todos eles são ácidos, podendo ser foscos ou brilhantes. Os foscos contêm sulfato de níquel, cloreto de amônia e ácido básico em concentrações diversas, enquanto os brilhantes levam cloreto de zinco em vez de cloreto de amônia.

Banhos de zinco — Os mais comuns são os banhos de zinco a cianeto simples ou brilhantes. Os ingredientes são cianeto de zinco, óxido de zinco, cianeto de sódio, hidróxido de sódio e carbonato de sódio.

ORIGEM DOS RESÍDUOS LÍQUIDOS

Os resíduos líquidos das seções de eletrodeposição, têm origem nos seguintes pontos:

- extravasores dos tanques de preparação e lavagem das superfícies metálicas; podem ser empregados banhos de solventes orgânicos dos óleos e graxas (hexana, tetracloreto de carbono, tricloroetileno, benzol, etc), que normalmente são recuperados por destilação, além de banhos ácidos, banhos alcalinos eletrolíticos e banhos alcalinos comuns;

- extravasores dos tanques de lavagem das peças retiradas dos banhos eletrolíticos ácidos e alcalinos;
- descarga de fundo dos tanques para a renovação completa dos banhos eletrolíticos, após semanas ou meses de utilização;
- respingos entre os tanques, por ocasião da transferência dos objetos de uma unidade para outra;
- vazamentos de tanques e canalizações.

Os resíduos da eletrodeposição são prejudiciais às águas receptoras pelos seguintes fatos:

— presença de metais tóxicos, especialmente de cromo hexavalente, cádmio e outros;
— presença de anions tóxicos, especialmente de cianetos, sulfuretos e fluoretos;
— acidez e/ou alcalinidade pronunciadas; no caso de despejos da decapagem, prevalece sempre o caráter ácido.

As parcelas mais importantes destas águas residuárias são as que provêm dos extravasores dos tanques de lavagem das peças.

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS

Sob o ponto de vista do tratamento, os despejos podem ser classificados em quatro tipos:

— despejos ácidos contendo cromo;
— despejos ácidos isentos de cromo, contendo outros metais (cobre, zinco, cádmio, níquel);
— despejos alcalinos contendo cianetos;
— despejos alcalinos isentos de cianetos, contendo outros anions (sulfuretos, hidróxidos, ortofosfatos, silicatos).

Os despejos ácidos são habitualmente constituídos de soluções de ácido sulfúrico, nítrico, clorídrico e fluorídrico e de seus sais. Os despejos da decapagem são deste tipo.

Os despejos alcalinos são habitualmente constituídos de sais de sódio, zinco e potássio, de hidróxidos de sódio e de potássio, de emulsionantes orgânicos e de detergentes sintéticos.

O pH dos resíduos ácidos está, freqüentemente, abaixo de 2 ao passo que o dos alcalinos atinge 10 ou 11 ou mesmo mais. Os resíduos da decapagem são sempre ácidos.

O teor de cianetos nos resíduos alcalinos pode chegar a 20 ou 30 mg/l, às vezes ultrapassando esses limites.

O teor de cromo hexavalente está situado, freqüentemente, entre 50 e 500 mg/l, podendo chegar a 1 ou 2 gramas por litro.

Outros metais podem ser encontrados nas seguintes concentrações:

Cromo trivalente:	30 a 60 mg/l
Cobre:	12 a 300 "
Ferro:	2 a 20 "
Níquel:	0 a 25 "
Zinco:	0 a 80 "

Volume dos despejos

O volume e a concentração dos despejos da eletrodeposição e da decapagem varia muito. Com poucas excessões, a lavagem das peças é feita em tanques com renovação contínua de água e, regra geral, não há controle eficiente da quantidade de água utilizada.

A concentração depende de numerosos fatores, além da quantidade de água de lavagem: concentração e temperatura dos banhos, forma dos objetos capeados, posição das peças nos cabides, tempo concedido para o escorrimento da solução após a retirada das peças, furos para drenagem nos artigos, número e tamanho das peças, etc.

A quantidade de líquido dos banhos, arrastada pelas peças em uma indústria automatizada, galvanizando por semana um milhão de peças com superfície entre 0,01 e 0,30 m², foi determinada como estando entre 4 e 15 litros por hora, com a maioria dos valores situada entre 6 e 10 l/h.

Indústrias com operação manual apresentam maior arraste de líquido de lavagem. A galvanização de peças miúdas produz menores volumes de despejos.

A água de lavagem, em instalações do porte citado, situa-se entre 250 a 2 000 litros por hora, mas há instalações em que essa quantidade passa de 10 000 l/h.

A quantidade de despejos em seções de galvanização de diferentes tamanhos varia consideravelmente, havendo relatos desde 8 até 1 500 m³/dia.

Uma economia de água é desejável, para diminuir o tamanho das unidades de tratamento.

TRATAMENTO

Atualmente, consiste em coletar separadamente os despejos, tratando por oxidação os cianetos, por redução os anions cromato (cromo hexavalente) e por neutralização estes efluentes tratados, em combinação com os demais (ver Fig. 14.1).

A oxidação dos cianetos se faz por meio do cloro, livre ou sob a forma de hipoclorito, sendo o cianogênio transformado em cianato ou em gás carbônico e nitrogênio, conforme a quantidade de cloro empregada.

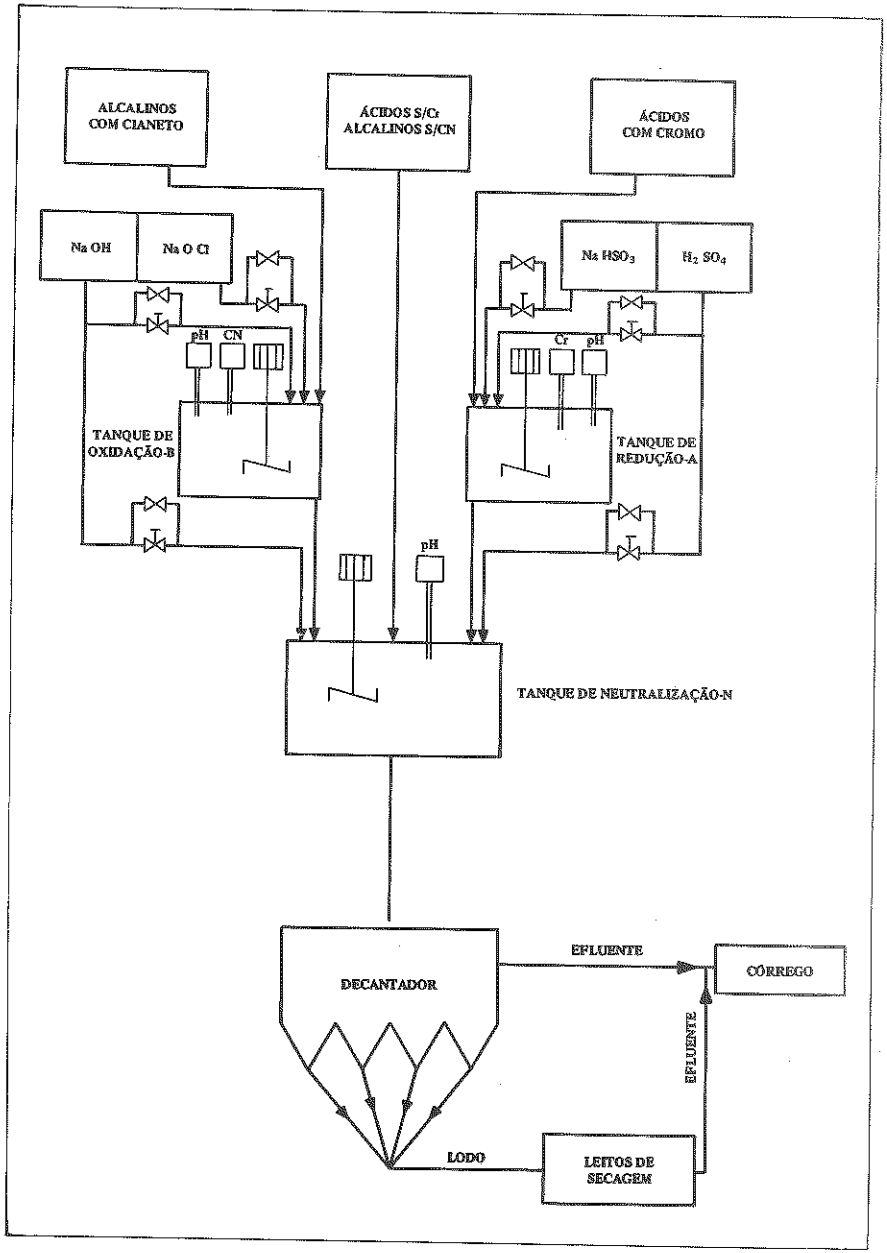


Fig. 14.1 — Fluxograma do tratamento dos despejos de galvanoplastia

A transformação completa é mais segura, embora um grama de cianato tenha a toxidez de 1 miligrama de cianeto, aproximadamente. O pH deve ser mantido acima de 10.

A redução do cromo hexavalente a trivalente se faz por meio do anidrido sulfuroso, do metabissulfito de sódio ou do bissulfito de sódio, em pH inferior a 3.

Essas reações para eliminar os tóxicos são muito rápidas, completando-se em poucos minutos.

Em seguida, misturam-se todos os efluentes, ajustando-se o pH final a um valor entre 7 e 8, por meio de cal, se o pH estiver abaixo de 7, ou de ácido sulfúrico, se o pH estiver acima de 8. Geralmente a mistura de todos os efluentes é ácida.

Em pH entre 7 e 8, o cromo, zinco, cobre, cádmio, ferro e níquel precipitam-se sob a forma de carbonato ou hidróxido, sendo os despejos submetidos a uma sedimentação final e o lodo remanescente é secado.

Os despejos da decapagem são tratados, também, por neutralização.

Outros processos aplicados há alguns anos já foram abandonados, como a redução dos cromatos por meio de sulfato ferroso (produz quantidades muito elevadas de lodo) e a expulsão de ácido cianídrico por acidificação e ventilação dos despejos contendo cianetos (eliminação insuficiente).

Em algumas instalações recupera-se o cromo por meio de permutadores iônicos.

Resultados

Os efluentes tratados pelos processos expostos, são isentos de ions tóxicos e de metais pesados. São incolores e de baixa turbidez. Geralmente não podem ser recirculados, devido ao teor de sais de sódio e potássio dissolvidos.

Tratamento de cianeto por cloração (gás)

Este método envolve a adição de gás cloro realizada normalmente, por meio de um clorador comercial, via úmida. O cloro deve ser aplicado em uma solução de pH elevado (até 11, aproximadamente). A cloração dos despejos de cianeto deve sempre ser feita com uma rápida e perfeita agitação da solução a ser tratada. Isto é extremamente importante para assegurar completo contato entre o cloro e o cianeto e para evitar a formação de precipitados de cianeto sólido que podem resistir à ação do cloro em solução. Quando cianetos livres estão sendo tratados, normalmente ocorre a destruição total do cianeto. Em alguns casos, contudo, a presença de metais permite a formação de complexos metálicos de cianeto que resistem à cloração. Nestes casos, o teste de destilação indicará a presença de cianeto em solução. Sob estas condições, a cloração deverá ser prolongada até que nenhum cianeto livre seja encontrado pelos testes padrões.

O pH da solução é, então, reduzido a valores abaixo de 7 por adição de um ácido ou por cloração contínua. Se um ácido é usado para reduzir o pH, deve-se manter a cloração para destruir o cianeto liberado.

A reação provável com cloro em excesso na presença de NaOH é:

$$2\,NaCN + 5\,Cl_2 + 12\,NaOH \rightarrow N_2 + 2Na_2CO_3 + 10\,NaCl + 6\,H_2O$$

As dosagens teóricas requeridas para converter 1 kg de cianeto para cianato ou para N_2 e CO_2, são indicados na Tabela 14.1

Tabela 14.1 – Consumo de cloro e soda para redução de cianetos

Reagentes	*Dosagens teóricas para reduzir 1 kg de cianeto a*	
	Cianato	*N_2 e CO_2*
Cl_2 (kg)	2,73	6,83
NaOH (kg)	3,08	6,16

Tratamento de cianetos por hipoclorito

Em geral, a aplicação de soluções de hipoclorito segue os mesmos princípios do método anterior. As mesmas precauções e controles são necessários.

As reações prováveis são as seguintes:

$$2\,NaCN + 5\,NaOCl + H_2O \rightarrow N_2 + 2\,NaHCO_3 + 5\,NaCl$$

$$4\,NaCN + 5\,Ca(OCl)_2 + 2\,H_2O \rightarrow 2\,N_2 + 2\,Ca(HCO_3)_2 + 3\,CaCl_2 + 4\,NaCl$$

$$2\,NaCN + 5\,CaOCl_2 + H_2O \rightarrow N_2 + Ca(HCO_3)_2 + 4\,CaCl_2 + 2\,NaCl$$

Outros tratamentos para cianeto, incluem oxidação empregando-se ozona, dióxido de cloro, oxidação eletrolítica, etc., porém, os dois primeiros métodos são os mais utilizados. Algumas diferenças entre o tratamento por cloração e hipoclorito são enunciadas a seguir:

- O tratamento por hipoclorito necessita de menos equipamentos que a cloração a gás.
- O uso de cloro gasoso, algumas vezes, prolonga o tempo de tratamento de despejos concentrados de cianeto para 20 a 30 horas por causa da solubilidade limitada do cloro. O tratamento por hipoclorito pode ser feito muito mais rapidamente, não se necessitando de nenhum álcali adicional quando se usa hipoclorito de sódio.
- A adição rápida de cloro ou hipoclorito pode resultar na formação de lodo de cianeto, quando cianetos de metais pesados tais como de cobre ou zinco estão sendo tratados. Isto resultará no reaparecimento de cianeto na solução, algum tempo mais tarde. Este efeito pode ser minimizado, empregando-se agitação violenta.

Tratamento de cromo por redução e precipitação

O cromo hexavalente (ácido crômico ou cromatos), na instalação de tratamento, é reduzido a cromo trivalente por agentes redutores tais como sulfato ferroso, bissulfito de sódio, dióxido de enxofre e outras formas de SO_2.

Ácidos livres minerais, devem estar presentes em quantidade suficiente para combinarem-se com o cromo reduzido e para manterem um pH residual igual ou menor que 3,0 assegurando, assim, a reação completa.

Após a redução, adiciona-se um álcali, normalmente lama de cal, para efeito de neutralização do ácido e precipitação dos sais metálicos. A neutralização e sedimentação dos despejos de cromo reduzidos, podem ser feitas concomitantemente e nos mesmos tanques dos outros despejos.

A adição de agentes redutores pode ser controlada ou por análises para cromo hexavalente ou por potencial de oxidação-redução. O controle por meio de potencial de oxidação-redução é impraticável acima de pH 2,5. Usando um ou outro método, deve-se cuidar para definir e manter condições que assegurem tratamento completo. É conveniente controlar a acidez durante a neutralização por meio do controle do pH.

Reações

- Usando sulfato ferroso

$$H_2Cr_2O_7 + 6\,FeSO_4 + 6\,H_2SO_4 \rightarrow Cr_2(SO_4)_3 + 3\,Fe_2(SO_4)_3 + 7\,H_2O$$

$$Cr_2(SO_4)_3 + 3\,Ca(OH)_2 \rightarrow 2\,Cr(OH)_3 + 3\,CaSO_4$$

$$Fe_2(SO_4)_3 + 3\,Ca(OH)_2 \rightarrow 2\,Fe(OH)_3 + 3\,CaSO_4$$

- Usando metabissulfito

$$2\,H_2Cr_2O_7 + 3\,Na_2S_2O_5 + 3\,H_2SO_4 \rightarrow 2\,Cr_2(SO_4)_3 + 3\,Na_2SO_4 + 5\,H_2O$$

$$Cr_2(SO_4)_3 + 3\,Ca(OH)_2 \rightarrow 2\,Cr(OH)_3 + 3\,CaSO_4$$

- Usando dióxido de enxofre

$$H_2Cr_2O_7 + 3\,H_2SO_3 \rightarrow Cr_2(SO_4)_3 + 4\,H_2O$$

$$Cr_2(SO_4)_3 + 3\,Ca(OH)_2 \rightarrow 2\,Cr(OH)_3 + 3\,CaSO_4$$

O sulfato ferroso, bissulfito de sódio ou dióxido de enxofre, podem ser usados, dependendo dos aspectos econômicos do problema como: disponibilidade do reagente, volume do lodo resultante, tipo de equipamento, etc.

Em geral, a eficiência da redução de cromo aumenta com a redução do pH. Com certos agentes redutores, a redução de cromato pode ser verificada sob condições alcalinas.

Em cada caso específico, devem ser levadas em conta as considerações técnicas e econômicas.

As quantidades teóricas de reagentes químicos usadas e o lodo produzido, são dados abaixo.

Usando sulfato ferroso:

- 1 mg/l de Cr necessita de 16,03 mg/l de $FeSO_4.7\,H_2O$;
- 1 mg/l de Cr necessita de 6,01 mg/l de ácido sulfúrico (66.° Bé).;
- 1 mg/ de Cr necessita de 9,48 mg/l de cal(90%) para precipitação de ambos os sulfatos metálicos.

Lodo:

- 1 mg/l de $Fe_2(SO_4)_3$, produz 0,38 mg/l de $Fe(OH)_3$;
- 1 mg/l de $Ca(OH)_2$, produz 1,84 mg/l $CaSO_4$ (nem tudo é lodo);
- 1 mg/l de cromo (como Cr) produz 1,98 mg/l de $Cr(OH)_3$.

Usando metabissulfito de sódio:

- 1 mg/l de Cr necessita 2,81 mg/l de metabissulfito de sódio (97,5%);
- 1 mg de Cr necessita de 1,52 mg/l de ácido sulfúrico (66.° Bé);
- 1 mg/l de Cr necessita de 2,38 mg/l de cal (90%);
- 1 mg/l $Ca(OH)_2$, produz 1,84 mg/l de $CaSO_4$ (nem tudo é lodo);
- 1 mg/l de cromo (como Cr), produz 1,98 mg/l de $Cr(OH)_3$

Tratamento visando a recuperação de banhos

Modernamente, desenvolveram-se processos destinados à recuperação e reutilização dos produtos químicos contidos nos banhos e da água de lavagem dos tanques. O sistema opera através de evaporação da água do primeiro tanque de lavagem (mais concentrada). O vapor é condensado em um trocador de calor e levado para o último tanque de lavagem. A solução concentrada retorna ao tanque de deposição.

Custos de tratamento

A título ilustrativo, apresenta-se, a seguir, uma ordem de grandeza de custos de tratamento de cianeto e cromo.

- Oxidação do cianeto e cianato -
  Preço por kg tratado: Cr$ 10,00
- Redução do cromo hexavalente a cromo trivalente -
  Preço por kg tratado: Cr$ 27,00

15
FERRO E AÇO

A EXTRAÇÃO DO FERRO DOS SEUS MINÉRIOS

O ferro, como elemento puro, não é encontrado na natureza, de modo que é necessário extraí-lo dos minérios. O minério de ferro é formado de ferro, oxigênio e outros elementos. Em linguagem química, os minérios são óxidos, hidróxidos e carbonatos de ferro.

O valor de um minério depende de vários fatores, como, por exemplo:

— porcentagem (teor) de metal puro contido no minério;
— natureza das substâncias estranhas (ganga) que o acompanha;
— localização da jazida, cuja importância consiste na maior ou menor facilidade de transporte do minério até as usinas siderúrgicas;
— existência de carvão nas proximidades das usinas;
— existência de energia elétrica na região.

Uma idéia da importância dos dois últimos fatores, é dada pelas indicações seguintes: a produção de 1 t de ferro-gusa, requer 2 t de minério, 1,2 t de coque e 0,5 t de cal.

Os minérios de ferro mais conhecidos são:

— *hematita rubra* - teor de ferro puro: de 40% a 69,5% ($Fe0_3$);
— *hematita parda (limonita)* - teor de ferro puro: 28 a 35% ($2Fe_20_3.3H_20$);
— *magnetita* - teor de ferro puro até 60% (Fe_30_4);
— *siderita* - teor de ferro puro 30 a 40% ($FeCO_3$);

O Brasil, além de possuir as maiores reservas mundiais de minérios de ferro, possui, também, um dos minérios mais ricos: a hematita compacta de Itabira, com um teor de ferro puro de 69,5%

Um minério é considerado rico quando contém uma porcentagem de ferro puro acima de 50%; um minério bom contém 25 a 50%, enquanto um teor inferior a 25% é considerado pobre. Neste caso, a extração pode não ser viável economicamente.

A extração do ferro é feita rompendo-se as ligações químicas, de modo a deixá-lo livre. Adicionando-se a estes compostos, em temperaturas elevadas, elementos que possuem maior afinidade com o oxigênio, este liberta-se e combina-se com os referidos elementos.

Este processo de separação do oxigênio é chamado de redução e diz-se que os minérios foram reduzidos em ferro. As substâncias capazes de tirar o oxigênio de uma combinação química se chamam redutores. O redutor mais importante na siderurgia é o carbono (C).

Pode-se mesmo afirmar que a influência do carbono sobre as propriedades da liga ferro-carbono é tão importante que a classificação destas ligas se faz de acordo com o teor de carbono. O ferro líquido pode absorver até 6,67% de carbono, o qual, no processo de solidificação, conforme a temperatura, tratamento térmico e existência de outras substâncias, se encontra sob forma de grafite (carbono em estado livre), ou no estado de combinação com o ferro, como cementita (Fe_3C).

A classificação do produto siderúrgico se faz, geralmente, com relação ao seu teor de carbono. De acordo com este critério, tem-se:

- Ferro-gusa (teor de C de 1,7 a 6,67%)
- Aço (teor de C inferior a 1,7%).

A Figura 15.1, mostra as fases principais do processamento do ferro e aço.

USO DA ÁGUA NAS SIDERÚRGICAS

O suprimento de água nas siderúrgicas é subdividido em 3 sistemas:

— sistema de circulação contínua - a água é usada apenas uma vez e lançada no corpo de água receptor;
— sistema de circuito aberto - a água é novamente usada após tratamento;
— sistema de circuito fechado - a água é recirculada sem ser tratada; este sistema é adotado com maior freqüência.

A escolha de um dos 3 sistemas citados é feita em função de necessidades técnicas e do uso mais econômico. Quando existe um consumo elevado de água ou em caso de escassez da mesma, é conveniente adotar o sistema de recirculação.

As siderúrgicas são, normalmente, fábricas grandes, porque a produção de ferro e aço não é econômica em pequena escala.

O consumo de água na produção do ferro e aço é elevado. A quantidade de água usada para a produção de uma tonelada de aço bruto varia entre 100 e 500 m^3, incluindo as laminações e unidades adjacentes. Este consumo tão elevado força a adoção de recirculações.

A água nas siderúrgicas é usada principalmente com as seguintes finalidades:

Refrigeração de diversas unidades de produção

— Sinterização.
— Coquerias.
— Altos-fornos
— Fornos Siemens-Martin.
— Lanças na fundição de aço LD.
— Fornos de reaquecimento do tipo empurrador.
— Fornos de poço.
— Fornos elétricos.
— Laminadores, etc.

A refrigeração com água é feita para evitar a destruição dos equipamentos (fornos e alguns acessórios). É difícil a ocorrência de poluição quando é adotado o sistema de circuito fechado com refrigeração da água e intensa recirculação.

Não há necessidade, no processamento do ferro e aço, de água de refrigeração com temperatura constante.

Refrigeração e depuração de gás

Apenas refrigeração - Na refrigeração do gás de coque é possível que apareça uma pequena poluição devida à falta de vedação dos equipamentos. Para esse processo de refrigeração há necessidade de água com temperatura constante.

Refrigeração e depuração do gás - O gás da chaminé dos altos-fornos deve ser limpo e resfriado. Este gás está muito contaminado com a poeira da chaminé, sendo que estes contaminantes são parcialmente removidos pela lavagem com água. Assim, essa água quente e contaminada constitui um despejo e seu tratamento é feito por sedimentação e/ou floculação e refrigeração.

Refrigeração durante o processamento da laminação

Levam-se em consideração três componentes dos despejos:

— As carepas devem ser esguichadas (lavadas pelo sistema de duchas) para longe, pelas águas de lavagem.
— A temperatura nos cilindros de laminação deve estar no limite máximo.
— Na laminação a frio é necessário uma lubrificação constante com oleo solúvel a 3%.

Em todos esses processos, a carga de poluição das águas varia em função do tamanho das unidades e uso de lubrificantes. O tratamento convencional desses despejos é normalmente feito por:

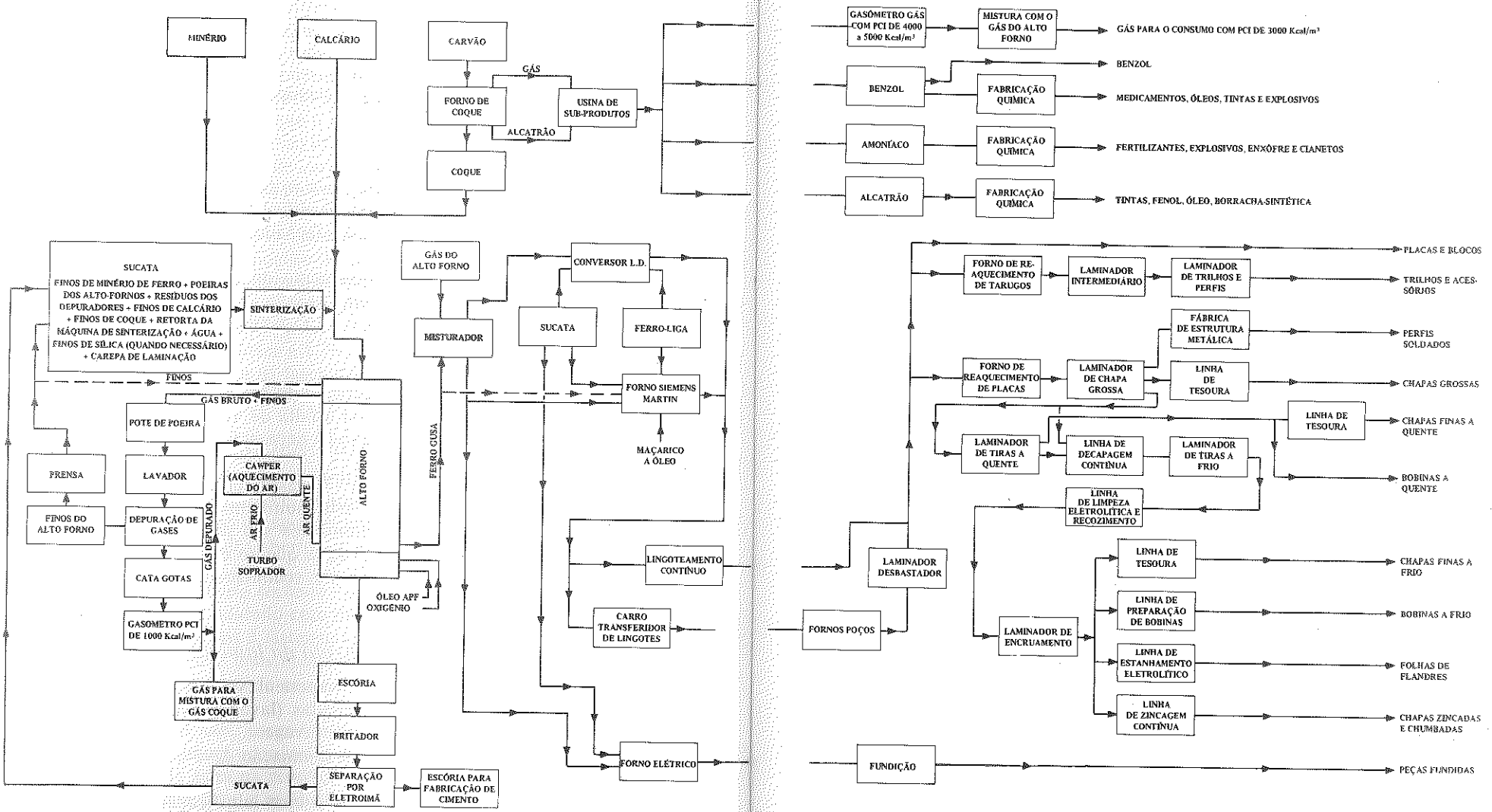


Fig. 15.1 – Fluxograma da produção de ferro e aço

— tanque de sedimentação com dispositivos de retirada de sobrenadantes e raspador de fundo, precedido ou não de tanque de floculação química;
— tanque separador de óleo;
— centrífuga (usada no tratamento de despejos oleosos emulsionados);
— ultra-filtração (usada para concentrar o óleo solúvel, eliminando ou reaproveitando a água).

Águas de lavagem e despejos dos equipamentos de lavagem

As usinas siderúrgicas usam grandes quantidades de lubrificantes. A graxa e outros agregados saem dos cilindros de laminação por efeito do resfriamento após a lavagem pelo sistema de duchas. Também substâncias sólidas, especialmente carepas e sujeiras, são esguichadas pela água.

Desse modo, há uma grande quantidade de despejos. O equipamento de lavagem também dá origem a despejos, com grandes quantidades de detergentes e hidrocarbonetos usados nas lavagens. Pode ocorrer, também poluição térmica.

Esgotos domésticos

Existe um elevado consumo de água para fins sanitários porque os trabalhadores, em contato direto com os equipamentos, ficam muito sujos durante o período de trabalho. As águas dos chuveiros podem ser recirculadas, utilizando-as como água de resfriamento das unidades metalúrgicas ou de resfriamento do gás.

Recirculação de água

A água usada para refrigeração e depuração de gás, bem como a água usada para refrigeração no processamento da laminação, podem ser reusadas após refrigeração e tratamento.

As águas de lavagem, os despejos dos equipamentos de lavagem e as águas dos chuveiros dos operários, não podem ser reusadas no sistema de circulação contínua.

Em todos os sistemas existem perdas de água, razão pela qual sempre há necessidade de adução de mais água para reposição. A quantidade de água de reposição necessária, depende da intensidade de reciclagem e grau de recuperação das águas usadas e, principalmente, do sistema de refrigeração adotado.

Por exemplo, no sistema com torres de resfriamento convencionais, a perda é de 2%. Já no sistema de resfriamento a ar, circuito selado, a perda é praticamente nula.

COQUERIAS

Processo de fabricação

O processo de fabricação do coque e gás a partir do carvão, implica em muitos detalhes. A Figura 15.2, mostra o antigo processo utilizado pela Cia. Estadual do Gás, localizada no Rio de Janeiro.

Produção de coque pelo processo convencional ("by-products")

O coque é um produto poroso que resta depois que o carvão betuminoso é aquecido na ausência de ar ou em presença de pequenas quantidades de ar, para que não se queime.

O processo convencional permite o integral aproveitamento dos subprodutos da destilação. Nele, o carvão é carregado em retortas de secção retangular, colocadas lado a lado, formando baterias, intercaladas por câmaras de aquecimento dotadas de grande número de condutos, onde se queima um combustível gasoso, de modo a promover um aquecimento uniforme ao longo de toda a parede da retorta.

O aquecimento é controlado porque a temperatura na base dos condutos em que o gás está sendo queimado não deve ultrapassar 1430 a 1480°C, que é considerada a faixa de temperatura máxima que o refratário pode suportar com segurança para possibilitar os 20 a 30 anos de vida da bateria.

Na parte inferior do forno, existem as câmaras regenerativas que preaquecem o ar e o combustível que será queimado nos condutos da câmara de aquecimento. O tempo de coqueificação depende, dentre outros fatores, da largura da retorta e do tipo de carvão que está sendo coqueificado; em geral, varia de 16 a 20 horas, numa média de 17 a 18 horas.

A coqueificação se processa em ambos os lados da retorta para o centro e a temperatura do bloco de coque varia de 1040 a 1090°C. Os orifícios de carga na parte superior e as aberturas para desenfornamento nas faces anterior e posterior, são perfeitamente vedadas durante o aquecimento, de modo que as matérias voláteis destiladas escapem para o conduto coletor, por meio de um orifício colocado na parte superior da roleta.

Durante o processo de coqueificação, cerca de 20 a 30%, em peso, da carga inicial de carvão é destilada e recolhida no coletor principal sob a forma de uma mistura de gases e vapores, que são, a seguir, processados em aparelhagem adequada à recuperação dos subprodutos.

Quando a produção do coque é realizada em uma coqueria moderna, com equipamentos adequados à boa recuperação dos subprodutos, obtém-se coque e vários subprodutos (Tab. 15.1).

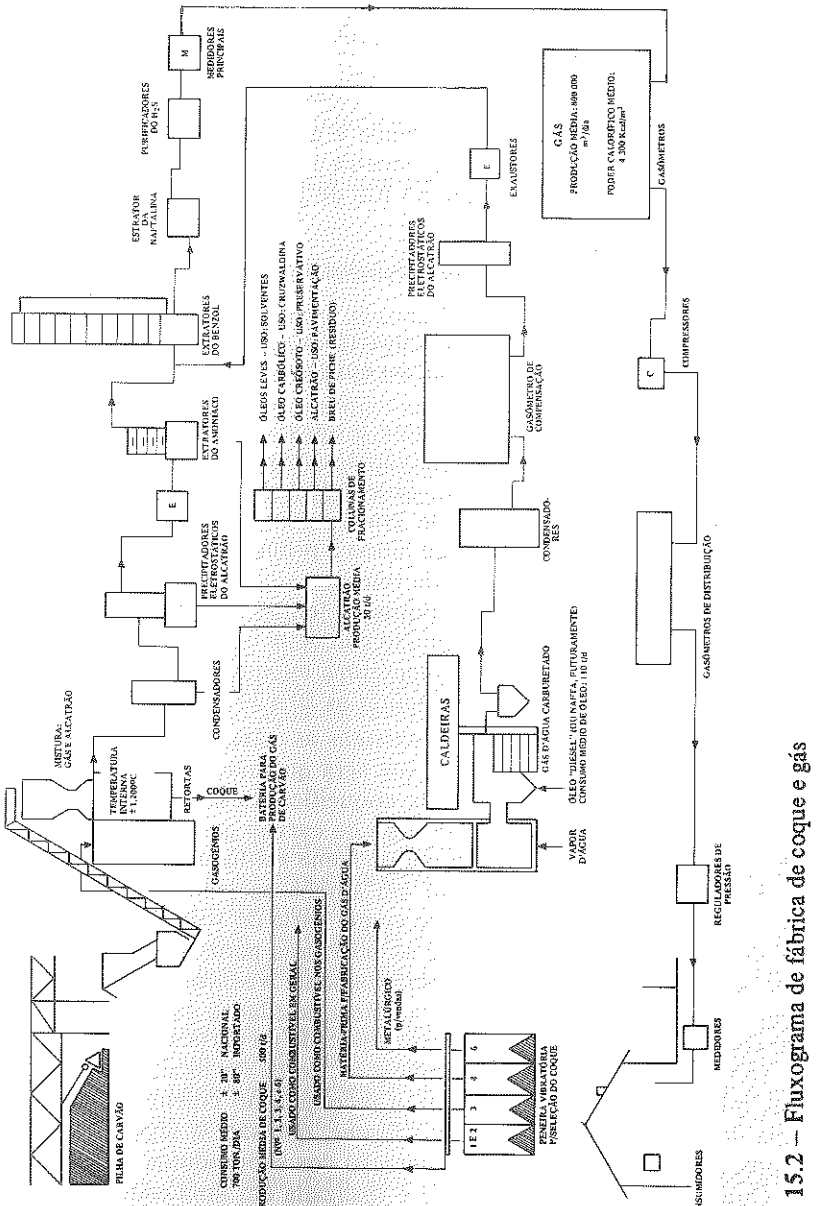


Fig. 15.2 – Fluxograma de fábrica de coque e gás

Tabela 15.1 – Subprodutos das coquerias

Nome	*Quantidade obtida por t de carvão*	*Composição*	*% em volume*
Coque metalúrgico	650 kg		
Moinha de coque	75 kg		
Gás	298 m^3	Hidrogênio	55
		Metano	30
		Nitrogênio	6
		Monóxido de carbono	5
		Etileno	2
		Outros	2
Alcatrão bruto	321	Óleo leve	5
		Alcatrão ácido	3
		Alcatrão básico	2
		Naftaleno	10
		Óleo pesado	7
		Antraceno	10
		Piche	63
Óleo leve	101	Benzeno	65
		Tolueno	15
		Xileno	4
		Outros e perdas	16
Amônia	2,5 kg	Normalmente recuperada como sulfato de amônio ou fosfato de amônio	

Muitas instalações possuem unidades para processar o óleo leve bruto para obter benzeno, tolueno e xileno puros e frações de outros solventes. Algumas instalações também possuem equipamentos para destilação do alcatrão e para recuperação dos produtos destilados do alcatrão. Existem ainda algumas poucas que recuperam hidrogênio, etileno, enxofre, gás sulfídrico, tiocianato de amônio, naftaleno, fenol, piridina e outros produtos.

O coque metalúrgico é destinado à produção do ferro-gusa; a moinha de coque vai para caldeiras e sinterização; o gás de coqueria, irá para o gasômetro, de onde sairá para ser queimado nas próprias câmaras de combustão da coqueria, nos fornos Siemens-Martin, fornos de aquecimento ou em outro setor qualquer da usina.

O gás de coqueria é também sujeito a variações de composição em função do tipo de carvão empregado, temperatura de coqueificação e método de recuperação dos subprodutos. Normalmente possuem PCI de 4 000 a 5 000 Kcal/m³

Origem dos despejos

- Após as retortas — o coque quentíssimo é resfriado com água em um tanque para resfriamento.
- Resfriamento dos gases — os gases são resfriados e saturados com água para recuperação dos produtos voláteis desprendidos do carvão; a solução condensada assim obtida, flui para um decantador de onde é recirculada, após a remoção do alcatrão.
- Condensação do vapor — as impurezas contidas nos condensados são responsáveis pelo problema principal com despejos nas fábricas de coque.
- Purificação do gás e recuperação de subprodutos.

Características dos despejos (ver Tab. 15.2)

Cerca de 170 a 580 litros de água/tonelada de carvão, são gastos com resfriamento. Esta água contém grande quantidade de sólidos provenientes da desintegração do coque, todavia uma simples sedimentação melhora consideravelmente suas características e, se for arejada, poderá ser recirculada quase que indefinidamente.

Os condensados provenientes de destilação dos despejos, constituem o problema principal na indústria do gás. Seu volume varia de 75 a 95 litros/tonelada de carvão queimado.

Por lavagem do líquido, os voláteis do gás líquido (amônia, gás sulfídrico e cianetos), podem ser retirados.

Forno de colméia

Esse é um processo no qual não há recuperação de subprodutos. A justificativa econômica para essa classe de fornos é a pequena inversão de capital, quando é pequena a quantidade de coque consumida. Esse sistema é considerado antieconômico, pois apenas a recuperação de subprodutos, por si só, já justifica a instalação de uma coqueria moderna.

Tabela 15.2 — Despejos de coquerias convencionais *(by-products plants)*

Características	*Limites de variação*
Vazão (l/t)	170 – 580
Amônia (mg/l)	1300 – 7300
Cianetos (mg/l)	91 – 110
Óleos e graxas (mg/l)	101 – 240
Fenóis (mg/l)	350 – 910
Sulfetos (mg/l)	190 – 630
SS (mg/l)	36 – 421
DBO (mg/l)	1120 – 1550
Piridinas (mg/l)	200 – 500
Rodhanil (mg/l)	30 – 50

Apesar dos fornos de colméia não produzirem resíduos líquidos com alto grau de contaminação ocasionado pela recuperação de subprodutos, não se deve esquecer que os gases jogados diretamente na atmosfera constituem um perigo em potencial para a saúde porque, por precipitação pluvial ou por correntes de ar e dependendo do grau de umidade na atmosfera, podem ser dissolvidos e contaminar os corpos d'água (ver Tab. 15.3).

Tab. 15.3 — Despejos das coquerias tipo colméia

Características	*Limites de variação*
Vazão (l/t)	513 – 2040
Amônia (mg/l)	0 – 0,33
Cianetos (mg/l)	0 – 0,002
Fenol (mg/l)	0 – 0,011
SS (mg/l)	29 – 722
DBO (mg/l)	0 – 3,00

Considerações sobre os principais poluentes dos despejos de coqueria

Águas amoniacais

Correspondem às águas de condensação produzidas no resfriamento do gás destilado. Contêm a maior parte do nitrogênio do carvão em forma

de hidróxido de amônio e seus sais, como carbonatos e, em menor grau, sulfatos e cloretos. Como já mencionado, estas águas são misturadas com as de lavagem de gases e são depositadas em um tanque com o alcatrão sobrenadando.

Alcatrão

Consiste de uma mistura de hidrocarbonetos aromáticos e seus derivados. Apesar de ser utilizado freqüentemente como combustível, constitui uma importante fonte de diversas substâncias de valor industrial: benzol, toluol, fenol, cresóis e óleos de cresol, naftalina, antraceno, piridinas, etc. Algumas dessas substâncias são solúveis em água podendo ser carregadas por ela durante os períodos de contato.

Águas amoniacais + alcatrão

São os despejos mais importantes da coqueria. Ambos são depositados em um mesmo poço. Nele, há uma separação por gravidade, ficando o alcatrão junto ao fundo e as águas amoniacais como sobrenadante.

O alcatrão tem poder calorífico ligeiramente inferior ao do petróleo e é uma fonte importante de matérias-primas, pois é utilizado como combustível e, por meio de destilação, separam-se produtos mais valiosos. Todavia, a destilação dá origem aos principais despejos da fabricação do coque, principalmenmte quando, por descuido no manuseio das comportas, se permite o escoamento das águas dos poços de armazenamento de alcatrão, deixando que parte dele seja arrastado pelas águas. O alcatrão é um forte contaminante sendo capaz de prejudicar seriamente o funcionamento das depuradoras de esgotos e de sujar as margens de rios e canais ou de inutilizar as águas de irrigação. O alcatrão não é um resíduo no sentido habitual da palavra, nem se pode aceitar sua descarga nas redes de esgotos ou corpos de água, onde costuma chegar por erro de operação ou por acidente.

Cianetos

Possivelmente constituem os compostos de maior toxidez encontrados nas águas amoniacais. Concentrações mínimas (de até 0,3 mg/l) afetam adversamente os peixes. São freqüentemente encontrados em concentrações até 30 vezes superiores a 0,3mg/l, nas águas residuárias, após a separação do amoníaco. Antes de descarregar esses efluentes na rede pública de esgotos ou em corpos de água, deve-se assegurar que a diluição foi suficiente ou, caso contrário, tratá-los, a fim de eliminar os cianetos, como por exemplo, por oxidação ou transformação em cianatos ou tiocianatos.

Fenóis

Há citações abundantes na literatura técnica sobre os possíveis inconvenientes da presença de fenóis nas redes públicas de esgotos, corpos de água e estações de tratamento de esgotos. Investigações cuidadosas têm demonstrado que numerosas bactérias são capazes de oxidar os fenóis, destruindo-os e que a vida aquática não é afetada por concentração de até 10 mg/l, embora a resistência ao fenol varie consideravelmente em função dos tipos de peixes.

A autodepuração dos cursos d'água também destrói os fenóis, quando presentes em concentrações não muito altas, o que não ocorre habitualmente com os despejos das fábricas de coque.

O problema mais grave é o apresentado na reutilização das águas contaminadas para fins potáveis. A presença de quantidades mínimas de fenol, ao combinar-se com o cloro utilizado para desinfecção, é capaz de transmitir à água, um sabor desagradável. Águas com concentração de 0,008 mg/l de fenol, em combinação com o cloro, ficam com um sabor reconhecidamente desagradável de clorofenol.

Dados práticos:

- 1 t de coque contém 0,467 kg de fenol
- 1 mg de fenol (C_6H_5OH) = 1,7 mg DBO; todavia quando se trata de despejo de coqueria: 1 mg fenol = 5 mg DBO devido à presença de outros constituintes.

A Tab. 15.4 fornece dados relativos à recuperação de subprodutos na indústria de subprodutos do carvão.

Tratamento dos despejos das coquerias

Entre os sistemas empregados no tratamento dos despejos das coquerias, citam-se:

— **Tratamento por meio de torres de desfenolização.** O investimento é demasiadamente elevado quando comparado com o valor do subproduto recuperado.

— **Tratamento por evaporação ao apagar o coque.** Este método não é considerado muito prático, porque os despejos irão poluir a atmosfera, em forma de vapor. Ao se produzir a condensação, esses despejos caem novamente, causando problemas de corrosão.

— **Tratamento por processos químicos.** Não é o ideal. A grande quantidade de produtos químicos torna o processo proibitivo.

— **Tratamento por bombeamento para estratos subterrâneos.** Esse processo foi abandonado porque os lodos ou os ácidos e graxas presentes nos despejos entupiam as bombas, a tubulação e, até

Tabela 15.4 – Recuperação de subprodutos na indústria de subprodutos do carvão

Fonte	*Subproduto*	*Quantidade*	*Valor em dólares e nos EUA*
Extrato amoniacal bruto	Fenol	1 kg/t coque	$ 0,20/t coque
	Sulfato de amônio	12 kg/t coque	$ 1,00/t coque
	Amônia	4 kg/t coque	$ 0,25/t coque
	Naftaleno Benzeno Xileno Cresóis	10 kg/t coque	$ 2,00/t coque
Lavagem dos gases combustíveis	Enxofre Ácido sulfúrico Sulfato de amônio	30 kg/t de carvão queimado	$ 1,20/t de carvão queimado

mesmo, os estratos, além da possibilidade de poluir as águas subterrâneas.

— **Tratamento por oxidação biológica** — É o processo ideal, embora necessite de operação cuidadosa das depuradoras.

Extração de fenol na fase líquida

A extração do fenol das águas amoniacais é feita por meio de um solvente, como benzeno ou óleo leve. A vantagem do emprego desses solventes é que são de fácil obtenção nas fábricas de coque e gás e podem ser regenerados com os equipamentos já existentes.

A Figura 15.3 apresenta um exemplo típico do processo KOPPERS para extração de fenol por meio de óleo leve. O licor amonical bruto é bombeado através de um filtro, resfriado para 40°C e é lançado no alto de uma torre de retirar fenol. Enquanto 4 volumes de licor de amônia descem em contra-corrente, 5 volumes de óleo leve sobem. O óleo leve, enriquecido de fenol, flui do alto da torre para um decantador onde o licor amoniacal, também carreado com o óleo leve, é removido e regressa ao sistema. O óleo leve desce por gravidade, para a torre inferior através de 2 lavadores cáusticos, onde os fenóis restantes reagem formando fenolatos de sódio.

O fenolato de sódio, na torre de lavagem cáustica, é removido quando atinge uma concentração máxima. As soluções cáusticas de lavagem contidas na camada superior da torre são transferidas para a parte inferior e substituídas por uma solução virgem de NaOH a 25%. O material depositado no fundo do lavador é evaporado até conter cerca de 50% de alcatrão e é vendido como tal. Esse processo reduz o conteúdo fenol no licor amoniacal de 1 500-2 000 mg/l para 10-30 mg/l.

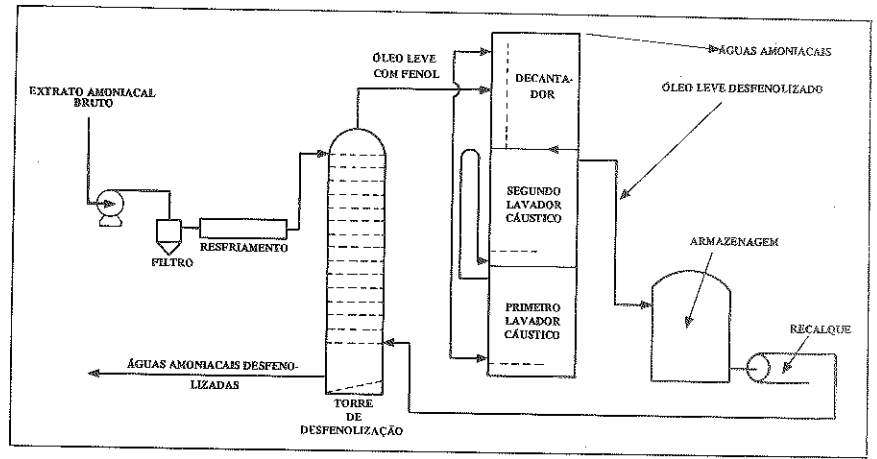


Fig. 15.3 – Fluxograma do processo de desfenolização Koppers por meio de óleo leve

Extração de fenol na fase de vapor

O extrato amoniacal é aspergido numa torre de desfenolização de duas partes superpostas. Na parte superior o licor amoniacal é lavado por vapor em contra-corrente. O vapor é recirculado, por meio de uma ventoinha, para a parte inferior onde os fenóis são removidos por meio de reação com hidróxido de sódio. Uma solução de hidróxido de sódio a 10% é adicionada por cargas, a curtos intervalos, ou é continuamente recirculada. O extrato amoniacal desfenolizado é devolvido ao depósito de amônia, e da torre é bombeada para armazenagem. A remoção de fenol dos extratos amoniacais, por esse método, é da ordem de 95 a 98%.

Tratamento Biológico

Esse processo de tratamento dos licores amoniacais inclui o desague destes licores em uma estação municipal de tratamento de esgotos. Algumas estações de tratamento de esgotos, com filtros biológicos e/ou lodos ativados, tratam desse despejos em concentrações de 5%, porém, a maior parte delas só os recebem em concentrações abaixo de 2,5%, chegando algumas a só trabalharem em concentrações de 0,1%. Todavia, as pesqui-

sas demonstraram ser seguro e efetivo o tratamento em concentrações de até 2,5%.

Reduções de fenol superiores a 99,5% são consideradas como normais, tendo os efluentes das ETEs apenas poucas partes por bilhão de fenol.

Os extratos amoniacais também podem ser tratados, com sucesso, por oxidação biológica. Todavia alguns cuidados especiais devem ser tomados:

— manter constante a taxa de alimentação do sistema; é recomendável que a capacidade do tanque de armazenagem seja de 5 ou mais dias, a fim de evitar as variações na alimentação do sistema;
— o fósforo deverá ser adicionado ao sistema;
— a temperatura dos despejos que irão alimentar o sistema deverá ser superior a 22 ºC e o pH neutro;
— os despejos deverão estar isentos de óleos e alcatrão;
— redução de alguns fatores de poluição por meio de recuperação de subprodutos, especialmente com relação à amônia, gás sulfídrico e cianetos.

O tratamento por meio de lodos ativados de filtro biológico, reduz os fenóis de 800 mg/l para 1 mg/l.

Exemplos

1. Kokerei Zollverein (Alemanha), Essen.

Custos das máquinas para recuperação de fenóis pelo processo de Koppers: DM 2 000 000.

2. Kokerei Friedrich Thyssen, Duisburg.

Essa coqueria também possui tratamento para recuperação de 90 a 95% de fenol dos despejos pelo processo de Koppers.

3. Gaswerk Der Stadt, Zürich

Tanque de Sedimentação. Recuperação de fenol pelo processo Koppers.

4. Allied Chemical Corporation — Detroit, Michigan.

Recuperação de fenol do despejo de uma destilaria de alcatrão contendo de 3 000 a 10 000 mg/l de fenóis em Michigan. O conteúdo de fenol no efluente é reduzido para valores inferiores a 10 mg/l, com emprego de solventes que passaram a ser produzidos na destilaria já existente, sem necessidade de trocas de equipamentos, o que tornou-se econômico. A regeneração dos solventes é feita por meio de soda cáustica.

Tratamento dos despejos com fenóis em um valo de oxidação (ver Fig. 15.4 e Tab. 15.5).

Foi construída uma estação experimental, em escala natural, pelo Instituto de Metalurgia de Gliwice, na Polônia, consistindo de estação de

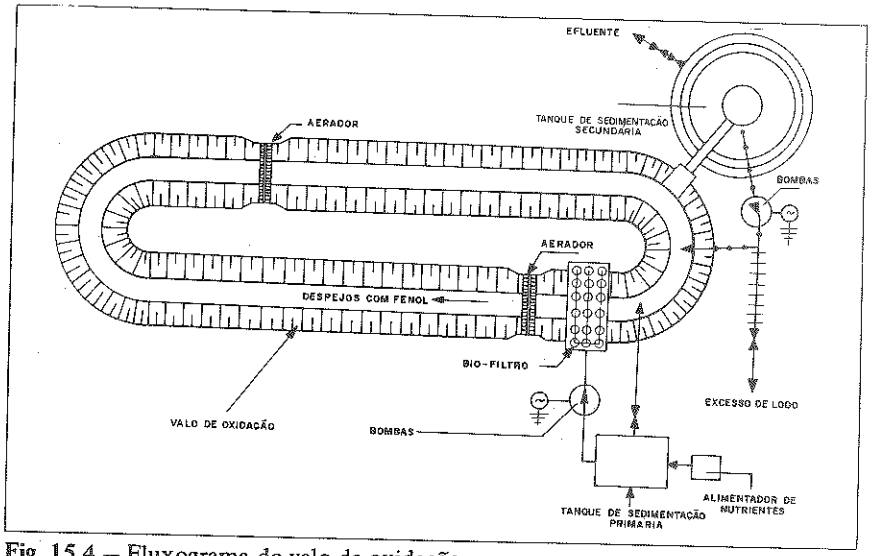


Fig. 15.4 – Fluxograma do valo de oxidação

bombeamento dos despejos, tanque de sedimentação primária, filtro biológico, valo de oxidação, tanque de sedimentação secundária, estação de bombeamento de lodo e equipamentos para medição dos nutrientes e de controle.

Volume do tanque de sedimentação primária: 10 m^3.
Área do filtro biológico: 12 m^2; Volume: 24m^3.

Os despejos são bombeados para o filtro biológico situado acima do valo de oxidação, que trabalha com temperatura apropriada para o desenvolvimento dos microrganismos termofílicos e, a seguir, escoam, por gravidade, para o valo de oxidação, que tem as seguintes dimensões:

Comprimento total ao longo do eixo principal:	25 m
Circunferência (periferia):	76 m
Largura no fundo:	1,25m
Inclinação dos taludes:	1:2,5m
Profundidade total:	1,3 m
Raio de curvatura:	4,3 m

O volume útil do valo varia com a profundidade de imersão dos rotores de aeração: com 7cm de imersão, v = 216 m^3 e com 20 cm de imersão, v = 265 m^3. Os 2 rotores possuem diâmetro de 0,70m e comprimento de 3,5 m. Cada rotor possui lâminas retangulares com 60 mm de largura mon-

Tabela 15.5 – Cargas e eficiências do tratamento

Exames	Concentração média (mg/l)		Carga média (kg/d)		Eficiência do tratamento (%)	Concent. usada na det. da eficiência do tratamento (mg/l)
	Afluente	Efluente	No canal do valo	Decomposição no canal do valo		
Fenóis voláteis	650	0,5	55,25	55,21	99,9	1620
Fenóis não voláteis	340	8,0	28,90	28,22	97,7	680
Fenóis totais	990	8,5	84,15	83,43	99,2	2300
Cianetos	16	1,4	1,36	1,24	91,2	76
Tiocianatos	580	58	49,30	44,37	90,0	1276
Tiosulfatos	640	122	54,40	40,80	75,0	1565
Sulfitos	135	45	11,48	7,65	66,0	200
Sulfetos	60	27	5,10	2,81	55,0	120
PV	1865	172	158,52	143,81	92,0	–
DQO	1610	161	136,85	128,17	90,0	–

tadas em 12 feixes. Foram feitas experiências com a velocidade dos rotores, adotando-se 60, 80 ou 100rpm. O lodo ativo é retirado do canal de circulação dos despejos e lançado num tanque de sedimentação de concreto de 18m³.

Características dos Despejos

Os despejos com fenol são provenientes de uma coqueria, produzindo coque combustível, alcatrão, benzeno e sulfato de amônio. Apenas a amonia volátil é recuperada. A quantidade de despejos varia entre 70-120 m³/d e a média é 85m³/d. Os resultados das medições diárias, em intervalos de 15 minutos, indicaram um fator de flutuação diária Kd = 1,5 e um fator de flutuação horária Kh = 2,8 (ver Tab. 15.6)

Tratamento dos despejos das coquerias pela melhor tecnologia disponível economicamente viável-BATEA (ver Fig.15.5).

A Tab. 15.7, fornece os limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes de coquerias pelo sistema BATEA (melhor tecnologia disponível economicamente viável).

Tabela 15.6 – Características dos despejos brutos com fenóis, em Gliwice

Exames	Unidade	Mínimo	Máximo	Média
Temperatura	°C	95	99	–
pH	—	7,6	9,4	8,4
O_2	mg/l	0,0	0,0	0,0
PV	mg/l O_2	1120	4350	2180
DQO	mg/l O_2	1210	4620	2210
DBO_5	mg/l O_2	1024	3230	1820
Fenóis voláteis	mg/l	312	1620	650
Fenóis totais	mg/l	580	2300	990
Cianetos	mg/l CN	6	76	16
Tiocianatos	mg/l CNS	195	1276	580
Sulfetos	mg/l	0	250	60
Sulfitos	mg/l SO_3	0	464	135
Tiossulfatos	mg/l S_2O_3	456	1565	640
Sulfatos	mg/l SO_4	228	830	310
Cloretos	mg/l Cl	320	720	680
Amônia	mg/l NH_4	150	2280	525
Sólidos em suspensão	mg/l	32	68	45
Sólidos totais	mg/l	1620	2546	2015

SINTERIZAÇÃO

A sinterização é uma operação pirometalúrgica por meio da qual o material finamente dividido é aglomerado em um bloco poroso, por ação do calor. Dá-se, apenas, uma fusão incipiente.

Nas usinas de grande porte, a operação é, via-de-regra, conduzida nas máquinas *Dwight Lloyd*, devido à continuidade de marcha, e, conseqüentemente, grande produção diária.

As máquinas de sinterização são carregadas com:

— finos de minério de ferro (abaixo de 10mm);
— poeiras dos altos-fornos e resíduos dos depuradores;
— finos de calcáreo, para tornar o sínter autofundente e dar-lhe maior porosidade (abaixo de 3mm);
— finos de coque, aproximadamente de 5 a 8%, para fornecer calor ao processo (abaixo de 3mm);

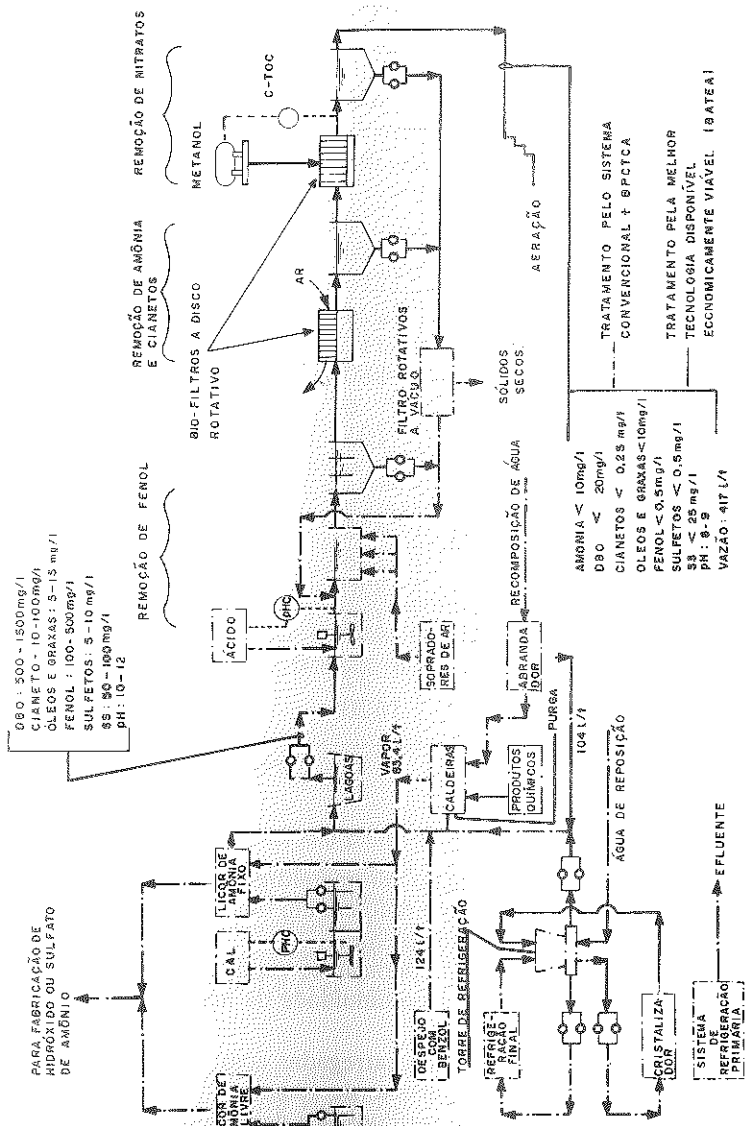


Fig. 15.5 – Fluxograma de tratamento dos despejos das coquerias pela melhor tecnologia disponível economicamente viável

Tabela 15.7 – Limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes de coquerias

Parâmetros Críticos	*Limitações pelo BATEA*		*Custo Estimativo Total*
	kg/t	*mg/l**	*US$/t*
Cianetos	0,00010	0,25	
Fenol	0,00021	0,5	
Amônia (como NH_3)	0,0042	10	
DBO	0,0083	20	0,578
Sulfetos	0,00012	0,3	
Óleos e graxas	0,0042	10	
SS	0,0042	10	
pH	entre 6 e 9		
Vazão (l/t)	417 (média)		

(*) Miligramas por litro, baseados em 417 l/t.

— retorno da máquina de sinterização (20%, ou pouco mais);
— água, de 8 a 10%, para dar maior porosidade ao sínter;
— finos de sílica, quando necessário.

Como vantagens de sua utilização, podem-se citar:
— aumento da produção do alto-forno, devido à porosidade do sínter, resultando em maior facilidade de redução;
— diminuição da quantidade de poeiras nos gases do alto-forno;
— diminuição da quantidade de agente redutor, por tonelada de ferro-gusa;
— possibilidade do uso dos finos de minério e coque;
— o investimento é autofinanciável, pois aumenta a produção de ferro-gusa e diminui o custo da operação.

A máquina *Dwight Lloyd*, consta de uma esteira transportadora formada por grelhas móveis, deslizando sobre roletes, que recebe a mistura a sinterizar de um silo misturador e distribuidor de carga. Por baixo da esteira estão colocadas as caixas de vento ligadas a um coletor principal. O conjunto de queimadores utiliza, para a ignição, gás ou óleo combustível. Quando se trabalha com gás de alto-forno, o que é mais comum, o consumo aproximado é de 60m³ de gás, por tonelada de sínter.

Logo depois de receber a carga do distribuidor, a esteira passa sob o conjunto de queimadores que dá a partida ao processo, começando a queimar a mistura, em sua camada superior; tal queima prossegue para as camadas inferiores, durante o caminhamento da esteira sobre as caixas de vento.

O ar aspirado pelo exaustor, atravessa a mistura a sintetizar, onde cede o seu oxigênio para queimar a moinha de coque. Os gases resultantes, carregados com cerca de 1,5 kg de SO_2 e 10 kg de poeira por tonelada de sínter, passam dos interstícios das grelhas para as caixas de vento e, pelo coletor principal, atingem o sistema de depuração, geralmente constituído por um ciclone e um precipitador eletrostático, colocados em série. A eficiência de coleta de pó é até de 95%. O gás, depois de limpo, passa pelo exaustor e vai para a chaminé.

A temperatura atingida pelo processo é de tal ordem que as pequenas partículas de minério se unem a maneira de solda por pontos. A passagem forçada do ar e gases, promove a porosidade do produto aglomerado.

Ao término do processo, o sínter descarregado ainda quente, é quebrado e peneirado, para separar os finos que serão reciclados na máquina. A massa restante passa pelo resfriador e é novamente peneirada.

As diferentes frações seguem seus destinos: os finos retornam à máquina e os pedaços maiores são conduzidos ao alto-forno. Este conjunto final de descarga e resfriamento é coberto por uma coifa, com a finalidade de recolher os gases resultantes desta fase, os quais, por conterem cerca de 22kg de CO e 11kg de poeiras por tonelada de sínter, são obrigados a passar por um outro sistema de depuração, geralmente constituído por um ciclone de onde se extrai 90% das poeiras.

Despejos da sinterização

Os sistemas de exaustão da combustão, necessitam de grandes quantidades de ar e, geralmente, instalam-se precipitadores eletrotásticos secos para trabalhar nas extremidades das unidades de sinterização, para limpar os gases quentes carreados por exaustão.

A Tabela 15.8 mostra as características principais dos despejos da sinterização.

Tabela 15.8 – Despejos das unidades de sinterização

Características	*Limites de variação*
Vazão (1/t)	434 – 1420
SS (mg/1)	4340 – 19500
Óleos e graxas (mg/1)	457 – 504
Fluoretos (mg/1)	0 – 0,6
Sulfetos (mg/1)	64 – 188

Tratamento dos despejos da sinterização

O tratamento desses despejos é função do sistema de lavagem de gases empregado.

Os despejos dos lavadores de gás escoam para um adensador de lodos. O lodo adensado é retirado pelo fundo e seco por centrífugas ou por filtros a vácuo. O líquido filtrado volta para o processo e o lodo seco volta para as unidades de sinterização.

Em alguns casos, há necessidade de adição de produtos químicos para ajudar a floculação e diminuir o tempo de decantação.

Como exemplo, foi escolhida uma siderúrgica inaugurada em 1971, situada ao nordeste da região dos Grandes Lagos e produzindo 2 563 t de sínter por dia (ver Fig. 15.6).

A água de lavagem de gás recircula continuamente. O circuito fechado consiste de lavadores de gás, adensador secundário e torre de refrigeração d'água.

Os despejos são compostos de:

- Vazão: 475 l/t
- Óleos e graxas: 0,000474 kg/t
- SS: 0,00427 kg/t
- Fluoretos: 0,00403 kg/t
- Sulfetos: 0,00511 kg/t

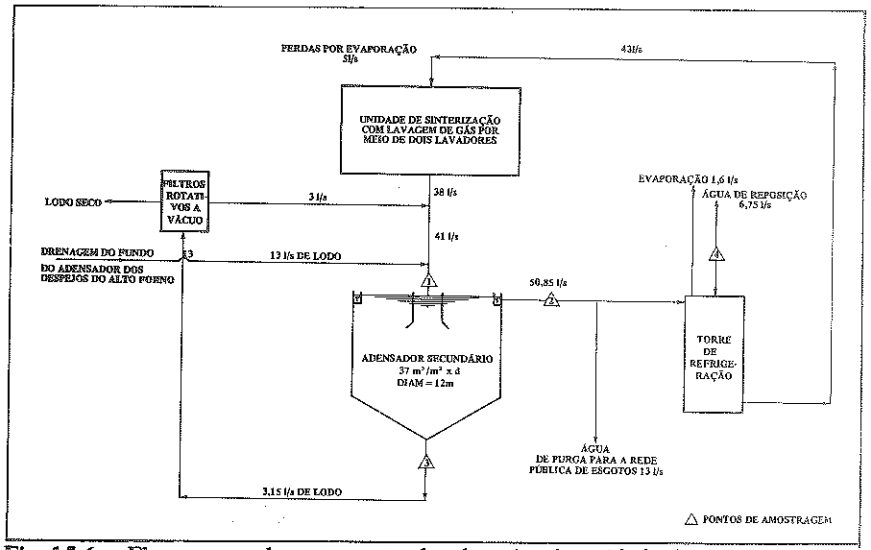


Fig. 15.6 – Fluxograma de tratamento dos despejos da unidade de sinterização produzindo 2563 t de sínter/d

Tabela 15.9 – Limites máximos de poluentes nos efluentes da sinterização (ver Figuras 15.7 e 15.8)

Parâmetros Críticos	*BPCTCA*			*BATEA*		
	kg/t	*mg/l**	*US$/t*	*kg/t*	*mg/l**	*US$/t*
SS	0,0104	50		0,0053	25	
Óleos e graxas	0,0021	10		0,0021	10	
pH	6 a 9		0,0565			0,1259
Vazão	209 l/t			209 l/t	1/t	
Sulfetos				0,00006	0,3	
Fluoretos				0,0042	20	

(*) Para uma vazão de 209 l/t.

A remoção de óleos, graxas e SS é de 100% e a de sulfeto é de 94,5%.

Na sinterização, a água é apenas usada para refrigeração e lavagem de gases. Existem dois tipos de sistemas: o sistema úmido e o sistema seco.

A Tabela 15.9, fornece os limites máximos permitidos nos efluentes das unidades de sinterização pelos sistemas BPCTCA e BATEA e as Figs. 15.7 e 15.8 fornecem os respectivos fluxogramas de tratamento.

BASES METÁLICAS

Na indústria metalúrgica do ferro e aço, são utilizadas as seguintes bases metálicas: sucata, ferro-esponja e ferro-gusa.

Sucata

Como sucata, são consideradas as seguintes categorias desta matéria-prima:

— Sucata industrial: carepa e rebarbas de forjarias, cavacos e aparas de usinagem, refugos de fabricação, etc.

— Sucata interna: cerca de 20 a 30% do peso de lingotes obtidos no caso da lingotagem clássica; 6 a 8%, no caso da fundição contínua.

— Ferro-velho.

Dos três tipos assinalados, o ferro-velho é, na realidade, o único que pode ser considerado como principal fonte para a fabricação do aço, tendo

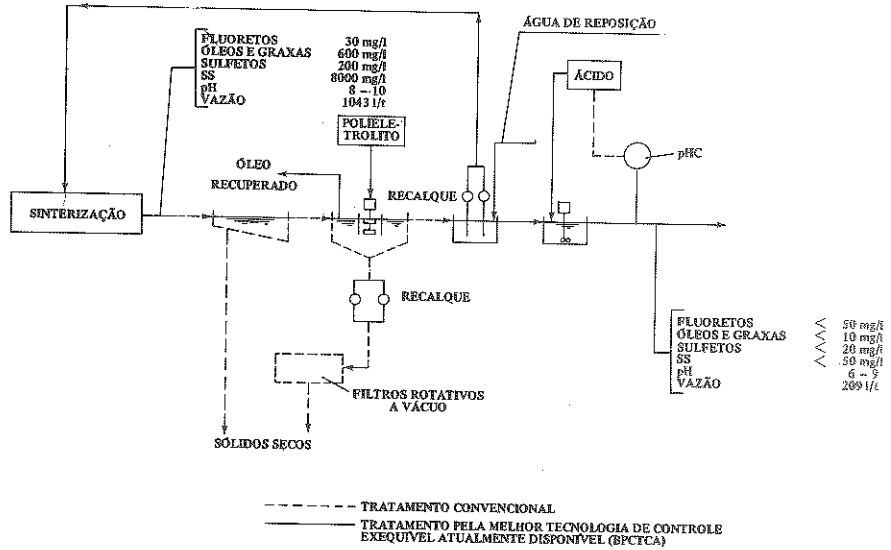


Fig. 15.7 – Fluxograma do tratamento dos despejos da sinterização pela melhor tecnologia de controle exequível atualmente disponível

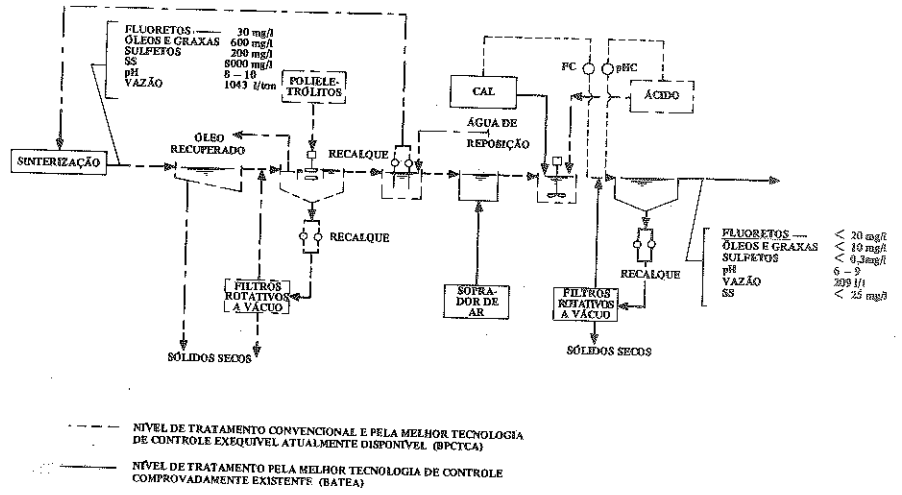


Fig. 15.8 – Fluxograma do tratamento dos despejos da sinterização pela melhor tecnologia de controle comprovadamente existente

a sucata como base metálica; no entanto, ele é um produto contaminado. A procura de sucata de qualidade aumenta constantemente e, além disso, as oscilações de custo e a sua disponibilidade, impedem a precisão das programações, em preço, qualidade e quantidade.

Ferro esponja

O ferro esponja é um produto metálico resultante da redução do minério de ferro sem que se tenha processado uma fusão. É obtido da redução dos óxidos de ferro à baixa temperatura (max. de 1100°C) sem fusão da matéria-prima. O ferro é separado da ganga eletromagneticamente e briquetado. É empregado na metalurgia fria e na indústria química.

De acordo com a experiência européia, podemos dizer que a aplicação do ferro-esponja na siderurgia está limitada a usinas de pouco mais de 100 000 t/ano; assim, o seu emprego fica restrito à fabricação de aços especiais, para os quais a quantidade é o requisito mais importante.

Não se pensa, no momento, em considerar o ferro-esponja como base metálica para a fabricação de aço, em usinas de grande porte.

Ferro-gusa (teor de C: de 1,7 a 6,67%)

O ferro-gusa é uma liga Fe-C não maleável, proveniente da fusão redutora do minério de ferro, embora seja possível fazê-lo por outros meios como, por exemplo, pela fusão da sucata em excesso de carbono.

É o produto bruto, resultante do tratamento dos minérios de ferro no alto-forno. As suas propriedades não permitem o emprego industrial direto. O ferro-gusa é duro, tem baixa resistência mecânica, não é maleável, porém, é fundível, e contém sempre doses de substâncias estranhas, como seja o silício, fósforo, enxofre, manganês, cobre etc. Conforme o estado em que se encontra o carbono, o ferro-gusa se torna ferro-gusa branco (cementita) ou ferro-gusa cinzento (grafite).

No ferro-gusa branco, o carbono existe em estado de combinação com o ferro, (Fe_3C). Apresenta as seguintes propriedades: é duro e de baixa resistência mecânica; ponto de fusão entre 1100 e 1300°C. O gusa branco serve, essencialmente, para a produção do aço.

O ferro-gusa cinzento, contém o carbono em estado livre, sob forma de grafite (carbono puro). Apresenta as seguintes propriedades: menos duro que o gusa branco; ponto de fusão entre 1200 e 1250°C. Serve para a fundição e, em parte, para a produção do aço.

A formação do grafite é favorecida pelo silício, isto é, o gusa cinzento contém, sempre, um certo teor de silício, enquanto o manganês tem o efeito de favorecer a formação de cementita, pelo que o gusa branco contém certa porcentagem de manganês. O fósforo favorece a fluidez, mas torna o gusa duro e frágil no estado frio. O enxofre, por sua vez, torna-o quebradiço, quando aquecido ao rubro.

A eliminação completa destas duas substâncias nocivas é praticamente impossível; o teor máximo admissível no ferro-gusa para o mesmo servir à fundição, é de 0,15% de S e de 1,0% de P.

O ferro-gusa é, pois, uma forma intermediária do ferro, através da qual são obtidos todos os produtos siderúrgicos comerciáveis, exceto o ferro-esponja.

De acordo com os processos de fabricação mais comuns, o ferro-gusa pode ser:

- de forno elétrico de redução;
- de alto-forno a carvão vegetal;
- de alto-forno a coque.

Ferro-gusa de forno elétrico de redução

É um processo que tem sido empregado em algumas usinas, porém, o seu limite de emprego é uma incógnita, já que seu sucesso depende da disponibilidade e do custo do kWh. Para se produzir uma tonelada de ferro-gusa em fornos elétricos, são necessários cerca de 2500 kWh, daí estar este processo limitado a países onde a energia elétrica é de baixo preço e, sobretudo, abundante, como é o caso, por exemplo, dos países escandinavos. Além disso, para uma usina de grande porte, este processo encontra uma grande restrição na capacidade dos fornos elétricos de redução, posto que o maior existente em todo o mundo tem uma capacidade limitada a cerca de 200 toneladas diárias.

Ferro-gusa de alto-forno a carvão vegetal

A produção através desse processo é limitada, por dois fatores essenciais: capacidade dos altos-fornos e produção de carvão vegetal. Os maiores altos-fornos a carvão de madeira estão reduzidos a uma capacidade aproximada de 300 t/d, devido à resistência mecânica do combustível redutor.

Além disso, implicaria em se ter disponível, não só uma grande área para reflorestamento, como, também, um enorme local para acumulação do carvão vegetal. Apesar do ferro-gusa obtido ser de excelente qualidade, não há dúvida que a siderurgia a carvão vegetal tem um futuro bem limitado para utilização em usinas de grande capacidade.

Ferro-gusa de alto-forno a coque (ver Figura 15.9)

O coque é, sem dúvida, o combustível redutor usual para a redução do minério de ferro na siderurgia atual e, segundo tudo indica, deverá continuar a sê-lo, no futuro. Até há pouco tempo, pensava-se que os altos-fornos para a produção do ferro-gusa, estavam com seus dias contados, em virtude do aparecimento dos inúmeros processos de redução direta do minério de ferro, os quais deveriam modificar o atual esquema de produção do aço para redução direta, fabricação do aço e lingotagem contínua. Acontece, porém, que os processos atuais de fabricação de aço pelo oxigênio, determinam o emprego de uma matéria-prima no estado fundido e uma das dificuldades para atender a esse novo esquema, é que a maior parte dos processos de redução direta não dá um produto líquido. Assim, é de se prever que o advento dos processos de fabricação de aço pelo oxigênio, manterão os altos-fornos convencionais, como insubstituíveis nas usinas de grande porte, ainda por vários anos.

A produção do coque, além disso, permite obter gases e inúmeros subprodutos formados pela destilação do carvão betuminoso. O gás pobre e a escória obtidos no alto forno, constituem mais dois subprodutos de grande aplicação industrial, que também são levados a crédito do processo.

Devido à boa resistência mecânica do coque metalúrgico e aos modernos processos de operação, os altos-fornos estão alcançando capacidades superiores a 2000 t/d de ferro-gusa, com as seguintes vantagens:

— menor investimento, por tonelada produzida;
— menor custo de operação e de reparação, por tonelada;
— menores perdas de calor, por unidade de produção.

A produção do ferro-gusa no alto-forno a coque

No alto-forno, procede-se à redução e fusão do minério, obtendo-se, assim, o produto final, o ferro-gusa. O combustível no alto-forno é o coque mineral; a carga se faz pela "guela", alternadamente, com camadas de minério e de combustível. A fim de facilitar a fusão da ganga, isto é, das substâncias minerais que acompanham o minério e que são dificilmente fundíveis, é necessário uma adição de fundente (pedra calcárea ou silicosa, conforme a natureza da ganga). O produto da fusão de ganga e fundente, forma, finalmente, as escórias. A carga (minério, fundente, combustível) descendo lentamente, passa pelas diversas "zonas de aquecimento" do forno (ver Fig. 15.9). No "preaquecimento" (200 a 400°C) evapora-se a umidade; na "zona de redução" (600 a 800°C), separa-se o oxigênio da combinação química (óxido de ferro) que forma o minério. Na região de

carbonatação, tem lugar um enriquecimento de ferro com carbono, em temperaturas até 1200°C e, finalmente, obtém-se, na zona de fusão (até 1800°C), o ferro-gusa líquido que cairá no cadinho. No cadinho, há duas bocas, vedadas com argila refratária e que são abertas a cada 3 ou 4 horas, a fim de permitir o escoamento do gusa (na boca inferior) e das escórias (na boca superior). As escórias, especificamente mais leves que o gusa, sobrenadam no banho. A fim de manter uma combustão perfeita, é necessário a insuflação de ar pelas tubeiras, em cima do cadinho. O consumo de ar

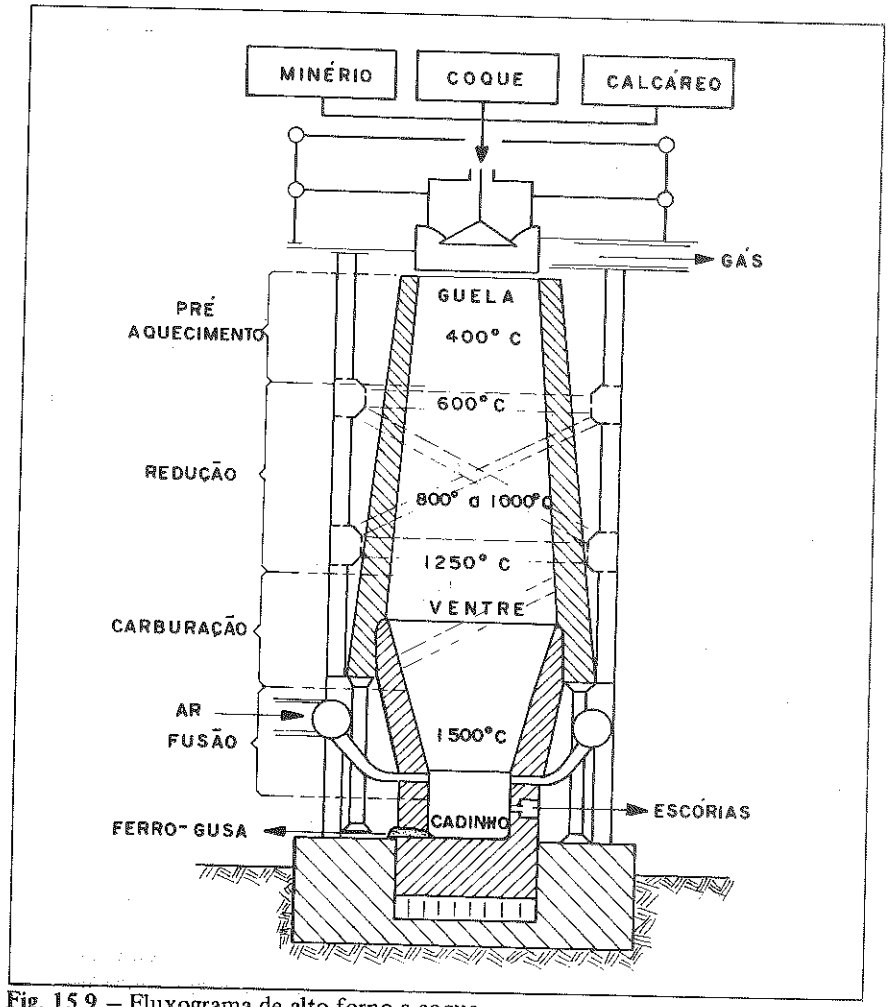


Fig. 15.9 – Fluxograma de alto-forno a coque

é considerável; cada tonelada de gusa produzida, necessita de 3000m³ de ar, previamente aquecido por meio de aparelhos especiais (recuperadores) e insuflado, à temperatura de 900°C, a fim de economizar combustível.

O gusa líquido, destinado à fundição, corre dentro de moldes prismáticos, formando linguados (''pão de gusa'') de 50 a 60 kg de peso. O gusa destinado à produção do aço é despejado diretamente nas caçambas que o transportam para os misturadores e daí para os conversores Bessemer, Thomas ou fornos Siemens-Martin.

Como produtos das reações que se processam no interior do alto forno, obtém-se:

— ferro-gusa: liga Fe-C, no estado fundido, que irá servir como matéria-prima para posterior transformação em aço;
— escória: silicato complexo, no estado fundido, formado pelas impurezas contidas na carga;
— gases: constituídos, principalmente, por uma mistura de CO, CO_2, N_2 e pequenas quantidades de H_2, CH_4, e H_2O; poeiras (finos): com tamanhos variando entre 1/4'' a poucas micra, que saem do forno juntamente com os gases e que são constituídas por Fe, C, SiO_2, além de pequenas quantidades de Al_2O_3, MnO, CaO, etc.

Os pesos dos componentes da carga e dos produtos obtidos, variam em larga escala, segundo sua origem, composição e condições econômicas locais. São usados minérios com teores de ferro variáveis, de menos de 40% a próximos de 65%, ou mais; quantidades variáveis de sínter autofundentes, pelotas em proporções também variáveis, bem como sucata; coques provenientes de carvões com altos e baixos teores de cinzas e enxofre, acarretam uma larga gama de coques e fundentes, em maior ou menor quantidade e de maior ou menor grau de pureza.

A composição dos gases pode variar entre os seguintes limites: CO_2 (de 10 a 16%); CO (de 25 a 30%); N_2 (de 52 a 60%); H_2 (de 0,5 a 4%); CH_4 (de 0,5 a 3%); umidade (com cerca de 100 g/m³ de gás); poeiras (de 5 a 50 g/m³ de gás).

Os gases que saem no topo, além do N_2 do ar, CO_2, e pequenas porções de H_2, CH_4 e H_2O, como foi anteriormente assinalado, possuem uma ponderável parcela de CO, suficiente para conferir a este gás um poder calorífico de 755 a 890 Kcal/m³, correspondendo a um volume de CO variável de 0,248 a 0,293m³, por m³ de gás, desprezando-se as parcelas referentes aos outros gases combustíveis H_2 e CH_4, por serem muitíssimo pequenas. Esses gases combustíveis servem para o preaquecimento do ar nos recuperadores, acionamento de motores, produção de energia elétrica, etc.

As temperaturas aproximadas e as reações químicas que se processam de cima para baixo, no forno, são as seguintes:

— a 400°C: $3Fe_2O_3 + CO \rightarrow 2Fe_3O_4 + CO_2$
— a 600°C: $Fe_3O_4 + CO \rightarrow 3FeO \rightarrow CO_2$
— a 800°C: $FeO + CO \rightarrow Fe + CO_2$
— a 1000°C: $CaO + SiO_2 \rightarrow CaSiO_3$ (escória)
— a 1300°C: $2C + O_2 \rightarrow 2CO$

Características dos despejos do alto-forno

Os principais despejos do alto-forno resultam da operação de limpeza do gás. O volume desses despejos varia entre 6300 - 17000 l/t, dependendo do tipo do lavador. Esses despejos contêm quantidades significativas de cianetos, fenol, amônia, sulfato e SS. Os despejos dos altos-fornos de ferro-manganês, possuem concentrações de cianetos mais elevadas do que os provenientes dos altos-fornos de ferro.

Os sólidos em suspensão nas águas de lavagem de gás dos altos-fornos são função da carga de finos carreados com os gases. As quantidades dependem da operação dos fornos e da naturezá da carga. Os óleos podem ser vaporizados e carreados junto com os gases. Os fenóis, cianetos e amônia são originários do coque e aparecerão em concentrações particularmente elevadas se o coque for apagado com despejos ou se o mesmo não estiver completamente cozido. Os cianetos são originários da atmosfera redutora do alto-forno e resultam da reação do carbono do coque com nitrogênio do ar soprado. A formação de cianetos é alta em temperaturas mais elevadas, principalmente nas encontradas nos fornos de ferro-manganês.

A Tabela 15.10, fornece o resultado das análises dos despejos do alto forno de ferro e de ferro-manganês.

Tabela 15.10 – Despejos dos altos-fornos de ferro e ferro-manganês

Características	*Limites de variação*	
	Alto-forno Fe	*Alto-forno Fe-Mn*
Vazão (l/t)	8050 – 22500	32200
Amônia (mg/l)	1,41 – 12,3	114
Cianetos (mg/l)	0 – 1,44	23,6
Fenol (mg/l)	0 – 0,6	0,13
SS (mg/l)	307 – 1720	5000
Fluoretos (mg/l)	0 – 2,16	0
Sulfetos (mg/l)	0 – 38,8	833

A Figura 15.10, constitui um exemplo de tratamento dos despejos do alto-forno de uma indústria.

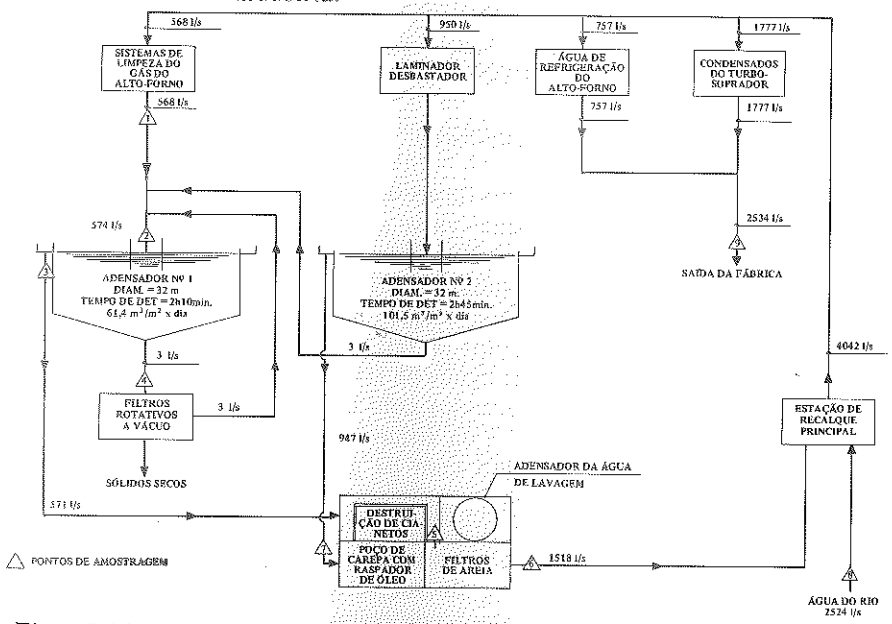


Fig. 15.10 — Fluxograma do tratamento dos despejos do alto-forno produzindo 2400 toneladas de ferro-gusa por dia

Tratamento dos despejos do alto-forno (ferro) pelos sistemas BPCTCA E BATEA

A Tab. 15.11, fornece os limites máximos permitidos de poluentes, nos efluentes do alto-forno (ferro) pelos sistemas BPCTCA e BATEA.

A Tab. 15.12, fornece os limites máximos de poluentes permitidos nos efluentes do alto-forno (ferro-manganês) pelos sistemas BPCTCA e BATEA

Desgaseificação a vácuo

A desgaseificação a vácuo possui dois sistemas principais de água:
— Sistema de água de refrigeração das aletas de arrefecimento.

Tabela 15.11 — Limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes dos altos-fornos (ferro) (ver Figuras 15.11 e 15.12)

Parâmetros	*BPCTCA*			*BATEA*		
	kg/t	*mg/t**	*US$/t*	*kg/t*	*mg/l**	*US$/t*
SS	0,0260	50		0,0052	10	
Cianetos	0,0078	15		0,00013	0,25	
Fenol	0,0021	4	0,271	0,00026	0,5	0,538
Amônia (como NH_3)	0,0651	125		0,0052	10	
Vazão	522 l/t			522 l/t		
Sulfetos				0,00016	0,3	
Fluoretos				0,0104	20	
pH **						

(*) Para vazões de 522 l/t

(**) Os valores de pH devem estar entre 6 e 9 (BPCTCA e BATEA)

Tabela 15.12 — Limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes do alto-forno ferro-manganês (ver Figura 15.13)

Parâmetros	*BPCTCA*			*BATEA*		
	kg/t	*mg/l*	*US$/t*	*kg/t*	*mg/l**	*US$/t*
SS	0,1043	100		0,0104		
Cianetos	0,0312	30		0,00026		
Fenol	0,0042	4	1,30	0,00052	0,5	3,227
Amônia (c/NH_3)	0,2086	200		0,0104	10	
Vazão	1043 l/t			1043 l/t		
Sulfetos				0,00031	0,3	
Manganês				0,0052	5	
pH **						

(*) Supondo 1043 l/t

(**) Os valores de pH devem estar entre 6 e 9 (BPCTCA e BATEA)

— Sistema de água de refrigeração das águas das colunas barométricas.

O sistema de água de refrigeração das aletas de arrefecimento da desgaseificação à vácuo, é geralmente feito com água corrente sem recirculação, redundando em aumento de temperatura da água em 14°C, em taxas de água de refrigeração de 12,5 - 25 l/s.

O sistema de água de refrigeração das colunas barométricas é um processo de refrigeração por contato direto, onde a água é usada para condensar o vapor e os gases emitidos do aço fundido. O vácuo empregado na operação da desgaseificação é obtido por meio de ejetores de vapor de estágios múltiplos, produzindo pressões abaixo de 0,064 atmosferas. A desgaseificação remove hidrogênio, carbono e oxigênio como monóxido de carbono, mais as substâncias voláteis das ligas de aço e partículas de óxido de ferro.

A Tabela 15.13, fornece as características dos despejos da desgaseificação a vácuo.

Tabela 15.13 – Despejos da desgaseificação a vácuo

Características	*Limites de variação*
Vazão (l/t)	813 – 3750
SS (mg/l)	23,2 – 70,7
Zinco (mg/l)	2,01 – 7,76
Manganês (mg/l)	5,72 – 13,3
Chumbo (mg/l)	0,471 – 1,39
Nitrato (mg/l)	3,03 – 25,3

Tratamento dos despejos da desgaseificação a vácuo

A Fig. 15.14, mostra o tratamento convencional, por recirculação contínua, dos despejos da desgaseificação a vácuo e da aciaria LD de uma siderúrgica, situada em Middle Atlantic. Essa empresa produz 5545 t de aço/d e entrou em operação (indústria e o tratamento dos efluentes) em 1970.

Sua carga de poluentes é:

– 67 l/t de aço produzido;
– 10 900 Btu de calor/t;
– 0,00011 kg de chumbo/t;
– 0,0012 kg de manganês/t;

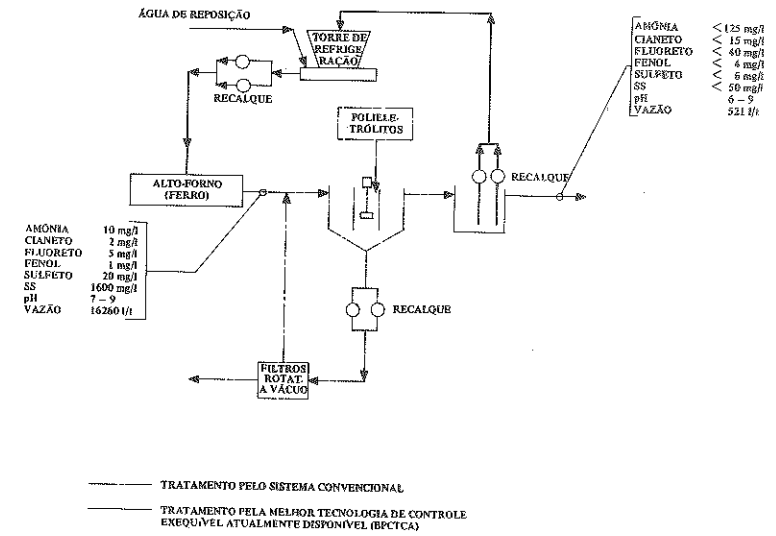


Fig. 15.11 – Fluxograma do tratamento dos despejos do alto-forno (ferro) pela melhor tecnologia de controle exeqüível atualmente disponível

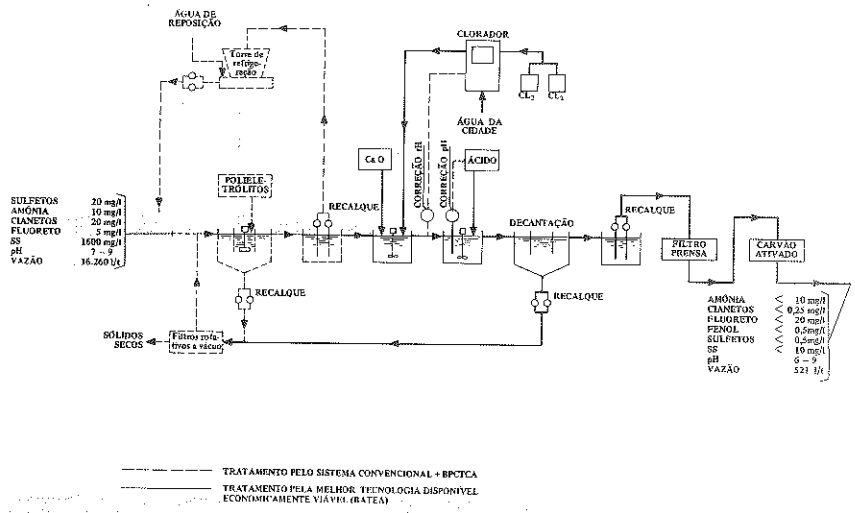


Fig. 15.12 – Fluxograma do tratamento dos despejos do alto-forno (ferro) pela melhor tecnologia disponível economicamente viável

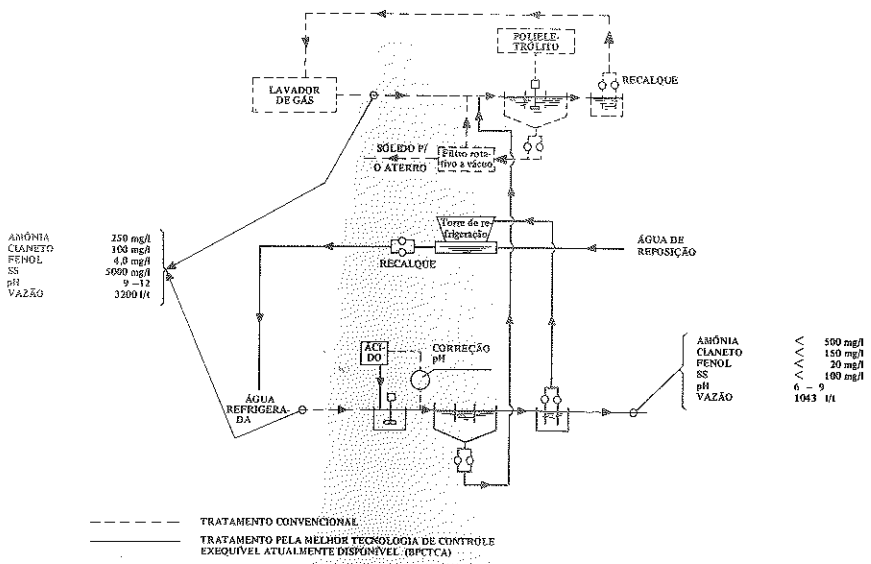


Fig. 15.13 – Fluxograma do tratamento dos despejos do alto-forno (ferro-manganês) pela melhor tecnologia de controle exeqüível atualmente disponível

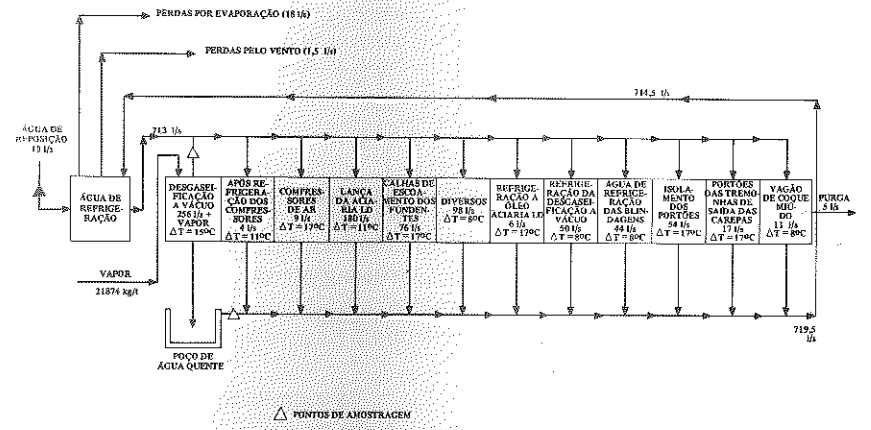


Fig. 15.14 – Fluxograma da recirculação (tratamento convencional) dos despejos da desgaseificação a vácuo e da aciaria L/D da produção de 5545 t de aço/d

– 0,0068 kg de nitrato/t;
– 0,0035 kg de SS/t;
– 0,0015 kg de zinco/t.

Remoções obtidas:

— calor : 72,4%
— chumbo : 93,4%
— manganês : 92,9%
— nitratos : 94,6%
— SS : 96,0%
— zinco : 79,4%

A Tabela 15.14, fornece os limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes das unidades de desgaseificação a vácuo.

Tabela 15.14 – Limites máximos de poluentes permitidos nos efluentes das unidades de desgaseificação a vácuo (ver Figuras 15.15 e 15.16)

Parâmetros	*BPCTCA*			*BATEA*		
	kg/t	*mg/l**	*US$/t*	*kg/t*	*mg/l**	*US$/t*
SS	0,0052	50		0,0026	25	
Vazão	104 l/t		0,568	104 l/t		1,06
Zinco	104 l/t			0,00052	5	
Manganês				0,00052	5	
Chumbo				0,00005	0,5	
Nitratos (como NO_3)				0,0047	45	
pH**						

(*) Para descarga de 104 l/t

(**) Os valores de pH devem estar entre 6 e 9 (BPCTCA e BATEA)

AÇO

Dá-se a denominação de aço a todas as ligas de ferro-carbono com um teor de C de 0,05 a 1,7%. O ferro industrial, tecnologicamente, pertence também à classe dos aços, embora com um teor de C inferior aos aços para ferramentas e para construção.

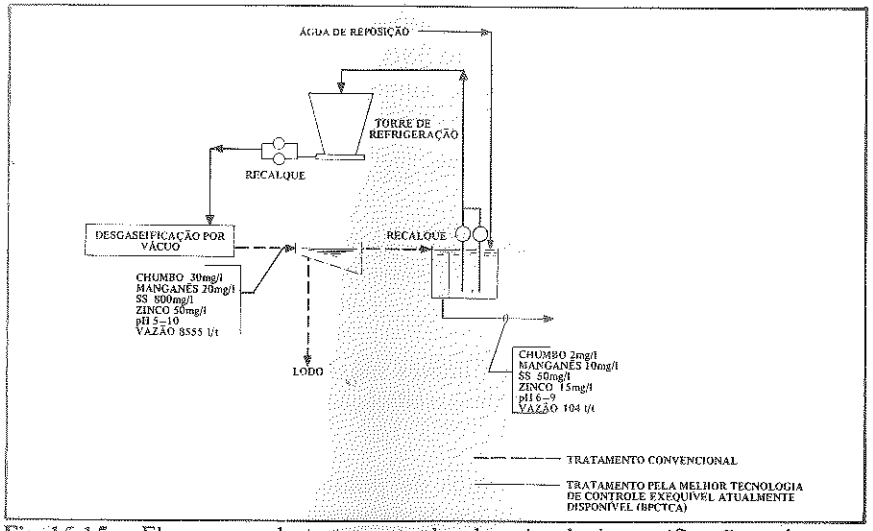


Fig. 15.15 – Fluxograma do tratamento dos despejos da desgaseificação a vácuo pela melhor tecnologia de controle exeqüível atualmente disponível

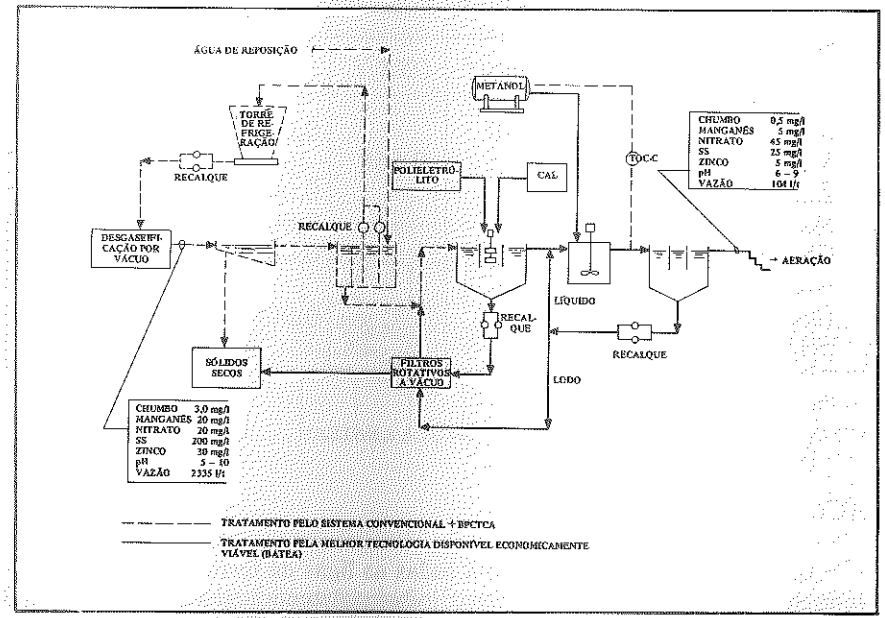


Fig. 15.16 – Fluxograma do tratamento dos despejos da desgaseificação p/ vácuo pela melhor tecnologia disponível economicamente viável

As propriedades que conferem ao aço a supremacia entre todos os materiais industriais, são, sobretudo: maleabilidade, temperabilidade, dureza, resistência mecânica e tenacidade. Além disso, torna-se possível modificar em larga escala todas as propriedades tecnológicas e mecânicas do aço, aduzindo-lhe substâncias estranhas (Si, Mn, Ni, Cr, etc.).

Outros elementos ligados especialmente aos aços para ferramentas, com a finalidade de aumentar-lhe a persistência no corte e a duração do gume, são: tungstênio, vanádio, cobalto e molibdênio.

A produção de aço

O ferro-gusa, produto principal dos processos de redução e fusão no alto-forno, contém, sempre, além de alto teor de carbono, doses de Si, Mn, P, S, etc. A transformação do gusa em aço consiste, principalmente, na combustão dessas substâncias estranhas.

O teor de carbono tem que ser reduzido a uma porcentagem inferior a 1,7%; o Si e o Mn permanecem no aço com 0,4 a 0,9%, no máximo. As substâncias nocivas, fósforo e enxofre, têm que ser eliminadas até o máximo possível.

As operações de refino do ferro-gusa podem ser separadas em dois grupos:

— fabricação de ferro fundido (realizada em cubilô ou forno elétrico);
— fabricação do aço.

Estas duas operações, são, essencialmente, processos de conversão de ferro-gusa, de forma a se obter um produto com a composição dentro dos limites desejados.

Principais processos de fabricação de aço

— Em conversores:
  a) que sopram ar ou ar enriquecido com oxigênio:
    - processo Bessemer
    - processo Tropenas
    - processo Thomas

  b) que sopram oxigênio puro:
    - processo L/D (baixo P)
    - processo LD/AC (Alto P)
    - processo LDP (Alto P)
    - processo Kaldo (Baixo e alto P)

— Em fornos Siemens-Martin (básicos ou ácidos):

- processo clássico (sem sopro de oxigênio)
- processo Ajax (com sopro de oxigênio).

— Em fornos elétricos (básicos ou ácidos).
— Em Duplex (reúne dois dos processos anteriores).
— Em Triplex (reúne três dos processos anteriores).

Cada um desses processos encontra sua aplicação técnica e econômica nos diversos tipos de siderúrgicas, visando a obtenção de aços comuns ou ao carbono e de aços especiais ou ligados.

Processo Bessemer

O conversor Bessemer, consta de um recipiente formado por chapas de aço, revestido com matéria refratária silicosa, de uma espessura de 40 a 60cm. O conversor pode girar ao redor de um eixo, a fim de colocá-lo na posição horizontal, para receber e despejar a carga (25 a 40t). O ferro-gusa líquido, procedente do alto-forno, é atravessado por uma corrente forte de ar, insuflado no conversor sob alta pressão. O ar queima o silício, o manganês e a maior parte do carbono, transformando, assim, o gusa em aço. Um papel importante no processo Bessemer, cabe ao Si, que forma um elemento termógeno, aumentando a temperatura do banho pela própria combustão e servindo, assim, de combustível. O aumento da temperatura se torna necessário pelo fato de ser o ponto de fusão do aço mais elevado do que o do gusa; 1% de Si aumenta a temperatura de 200°C. Em conseqüência, o conversor Bessemer exige uma carga de gusa rica em silício, isto é, gusa cinzento. Além disso, o revestimento refratário do conversor deve ser de natureza silicosa, a fim de facilitar a formação das escórias. O produto do processo Bessemer é um aço doce, com um teor muito reduzido de carbono.

Durante o processo de conversão forma-se, também, óxido de ferro, o que torna o aço frágil ao rubro. A fim de eliminar o óxido de ferro e para elevar o teor de carbono à porcentagem desejada, é preciso proceder a adições de ferro-manganês, ferro-silício e pequenas quantidades de alumínio, isto é, elementos que se combinam facilmente com o oxigênio e passam, finalmente, para as escórias. Depois de acabado este processo de redução, o aço obtido se funde em blocos que são trabalhados, ainda incandescentes, nos laminadores. O aço Bessemer serve, essencialmente, para a fabricação de chapas, arames e trilhos.

O processo de conversão dura apenas cerca de 20 minutos, o que apresenta certa dificuldade quanto à verificação da composição do banho; é preciso grande experiência para se determinar o momento oportuno para interrupção do processo.

Processo Thomas

O processo Thomas é pouco diferente do processo Bessemer.

O ferro-gusa contendo fósforo, não pode ser tratado no conversor Bessemer, pois que o revestimento ácido (silicoso) deste último, impede as reações que permitem a passagem do fósforo para as escórias.

O conversor Thomas é munido de um revestimento refratário básico, derivado da dolomita (óxido de cálcio e magnésio). O gusa tratado no conversor Thomas, deve ser pobre em silício sendo, portanto, gusa branco. Como elemento termógeno, tem-se, o próprio fósforo; 1% deste elemento aumenta a temperatura de aproximadamente 120°C. A fim de facilitar a formação das escórias, adiciona-se uma carga de cal, que impede, também a oxidação do aço. As escórias Thomas, como subproduto, são utilizadas como fertilizantes.

Sopragem com oxigênio puro

Esse processo, inventado nas Usinas Siderúrgicas Austríacas e posto em serviço pela primeira vez em 1950, encontra emprego sempre maior. O oxigênio, tecnicamente puro (99 a 99,5%), necessário para o tratamento do gusa líquido colocado no conversor, é soprado por uma lança, refrigerada com água, mais ou menos sobre o centro da superfície da carga líquida. Por meio de uma escolha adequada do diâmetro da tubeira, da distância da lança da superfície do banho e da pressão do oxigênio (4 a 12 kg/cm²), consegue-se uma superfície grande de contato. Uma vez obtida a inflamação, inicia-se a reação. A formação de CO leva à carga uma ebulição muito viva. O forte movimento do banho devido à sopragem do oxigênio sobre a sua superfície, tem por conseqüência a subida constante à superfície de partes novas da massa líquida, ficando assim, em pouco tempo, todas as partes do banho expostas à ação do oxigênio. Dessa forma impede-se também uma superoxidação do aço. As temperaturas na zona de reação se encontram perto do ponto de ebulição do aço (2450°C). As condições de trabalho são semelhantes ao processo Siemens-Martin, sendo no entanto, muito mais rápido. A duração total do processo, de carga a carga, é aproximadamente de 36 minutos, dos quais a metade é tempo líquido de sopragem.

Produção de aço em conversor L/D

Dentre os diferentes processos de produção de aço em conversores a oxigênio, cita-se, apenas, o L/D que é o mais utilizado. Em qualquer deles,

no entanto, a conversão a oxigênio consiste, essencialmente, em se efetuar a oxidação das impurezas existentes na carga inicial, por intermédio de um jato de oxigênio de alta pureza. Não existe fonte externa de calor sendo o mesmo suprido pelas próprias reações de oxidação realizadas durante o processamento. Como a carga inicial é constituída, no todo ou em parte, pelo ferro-gusa e desde que este contém diferentes elementos desajustados em seus teores e com tantas impurezas que impedem a sua utilização direta na indústria, torna-se necessário refiná-lo, isto é, ajustar convenientemente os diferentes elementos e baixar o teor das impurezas, de modo a obter-se uma liga metálica passível de emprego industrial. Para isso, após carregar-se o conversor com a carga desejada, o mesmo é colocado na posição correta, fazendo-se incidir sobre ele o banho metálico, através de uma lança refrigerada à água, um jato de oxigênio puro, a alta velocidade, e pressão de 10 a 13 kg/cm². O contato do oxigênio com o banho provoca, por efeito de massa, a imediata formação de óxido de ferro, o qual, penetrando no banho a alta velocidade, se dispersa através de todo o conteúdo do conversor, provocando a oxidação do C para CO que, ao subir, provoca uma vigorosa fervura que acelera as reações de refino.

Devido às altas temperaturas alcançadas numa área bem limitada, restrita ao ponto de impacto do jato, há a volatilização do ferro metálico, que escapa do conversor sob a forma de um pó finíssimo de Fe_2O_3, formando a fumaça avermelhada característica do processo.

Operações da fabricação do aço

Os processos de fabricação do aço produzem fumos, fumaça e despejos gasosos com impurezas indesejáveis, queimadas e vaporizados durante o processamento. Os despejos líquidos resultam dos sistemas de coleta dos fumos, fumaças e gases. O resfriamento por aspersão, apagamento ou emprego de lavadores úmidos, resultam em despejos líquidos contendo material particulado. Métodos de coleta por via seca, com emprego de calor de vapor de caldeira das câmaras de evaporação, não produzem despejos.

Operações das aciarias L/D

As aciarias L/D têm quatro sistemas principais de água:
— sistema de refrigeração de água da lança de oxigênio;
— sistema de refrigeração de água do anel do munhão da fornalha;
— sistema de refrigeração da água dos "tubos carcaça";
— sistema de refrigeração da água do coletor de fumos.
A Tabela 15.15, é um resumo das características desses despejos.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Tabela 15.15 – Despejos das aciarias L/D

Características		*Limites de variação*
Vazão	(l/t)	542 – 3040
Fluoretos	(mg/l)	0 – 10,9
SS	(mg/l)	180 – 5330

Tratamento dos despejos de aciaria L/D

A Figura 15.17, mostra o tratamento convencional dos despejos de uma Aciaria L/D produzindo 5759 t de aço/dia.

Essa siderúrgica inaugurada em 1968 em Middle Atlantic, trata os despejos oriundos da limpeza semi-úmida do gás da Aciaria L/D por meio de adensamento e reciclagem com purga (5%).

A carga geral de poluentes é: 220 l/t de aço; 0,00478 kg SS/t de aço. Remoção de SS: 99,4%.

A Tabela 15.16, fornece os limites máximos de poluentes permitidos nos efluentes de Aciaria L/D pelos sistemas BCPTCA e BATEA.

Tabela 15.16 – Limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes da aciaria L/D com processos semi-úmidos de controle da poluição do ar (ver Figura 15.18)

Parâmetros	*BPCTCA E BATEA*		
	kg/t	*mg/l*	*US$/t*
SS Fluoretos pH Vazão	Não há descarga de poluentes (exceto água pura de refrigeração)		0,0241

O processo Siemens-Martin

A produção do aço nos conversores Bessemer e Thomas é um processo relativamente simples e barato, mas exige uma carga já no estado líquido. A utilização de sucatas no conversor se torna impossível, por falta de calor. A adição de sucatas levaria a um abaixamento inadmissível da

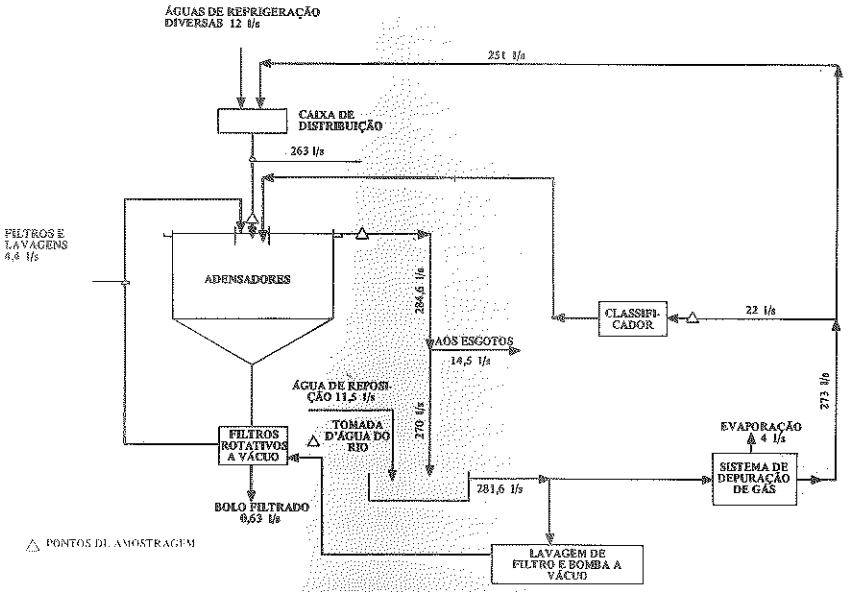


Fig. 15.17 – Fluxograma do tratamento convencional dos despejos da aciaria L/D produzindo 5759 t de aço/d

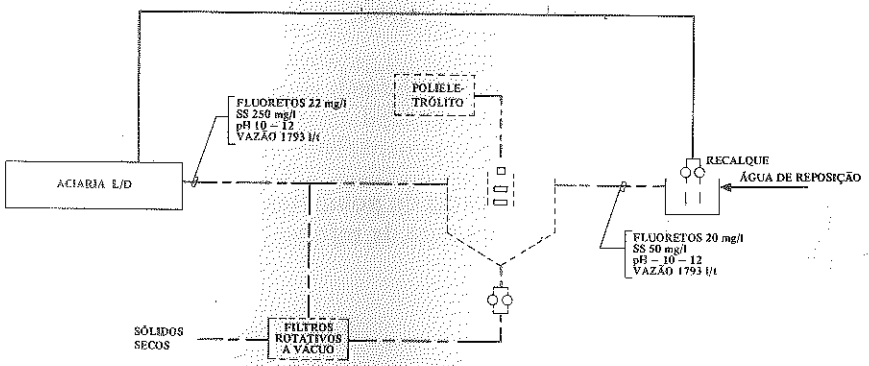


Fig. 15.18 – Fluxograma do tratamento dos despejos da aciaria L/D (semi-úmida) pelos sistemas de tratamento BPCTA e BATEA

temperatura, e com isso à impossibilidade de queimar o excedente de carbono.

No processo Siemens-Martin têm-se um método para alcançar temperaturas mais elevadas (até 2000°C). Esta temperatura, indispensável para manter o aço descarbonizado no estado líquido, é obtida por meio de um sistema de "regeneração" no forno Siemens-Martin. É o processo mais empregado, nos últimos tempos, para a produção do aço. O princípio da regeneração consiste num preaquecimento do gás combustível e do ar comburente, utilizando para este fim os gases quentes queimados. O forno consiste, além de uma mufla, de dois pares de câmaras constituídas por um sistema de tijolos refratários de grande superfície.

O ar comburente e o gás combustível ao se encontrarem na mufla, dão lugar à combustão; depois são conduzidos através das câmaras, aquecendo os tijolos. Em seguida, faz-se a inversão do sentido da passagem do ar e do gás, que chegam assim na mufla já aquecidos a alta temperatura, com poder calorífico elevado. A inversão se faz de hora em hora por meio de válvulas ou obturadores; a carga vai-se aquecendo progressivamente, enquanto as chamas, de natureza oxidante, queimam o C, Si e Mn, contidos no ferro líquido.

Segundo a composição da carga, os fornos S.M. são construídos com revestimento silicoso (ácido), para tratamento de matérias não fosforosas e com soleira básica para tratar matérias fosforosas. O peso da carga é de 50 a 200 t conforme o tamanho do forno.

A grande vantagem do processo S.M. consiste na utilização de matérias-primas de composição bem determinada, a fim de obter-se um produto final desejado. Como nos processos Bessemer e Thomas, é preciso proceder a adições de cal, a fim de facilitar a formação das escórias, e de meios desoxidantes, como ferro-manganês, ferro-silício, etc. O processo inteiro dura de 4 a 6 horas, o que permite uma verificação relativamente fácil do estado e da composição do banho. Não ocorre a turbulência que dificulta o controle nos processos Bessemer e Thomas.

O aço Siemens-Martin (aço S.M.), é fornecido em qualidades diferentes, geralmente mais duras e com resistência mecânica maior do que o aço Bessemer.

Produção de aço em forno Siemens-Martin, com emprego de oxigênio.

Restringe-se ao forno Siemens-Martin básico, por ser ele o responsável pela maior parte da produção de aço por esse processo.

Na prática moderna, o emprego do oxigênio acelera a operação em virtude da maior temperatura da chama e da maior taxa de transferência de

calor para a carga devido à maior absorção, pelo banho, do calor gerado pelas reações de oxidação.

A injeção de oxigênio no banho, permite o aumento da velocidade de fusão das cargas com alta percentagem de sucata, economizando combustível, reduzindo o consumo de ar e, conseqüentemente, a quantidade de gases que saem do forno.

Operação dos fornos Siemens-Martin

Os fornos Siemens-Martin têm dois sistemas de água:
— refrigeração do forno;
— refrigeração de água do coletor de fumos.

A Tabela 15.17, é um resumo das características dos despejos dessas unidades.

Tabela 15.17 – Despejos dos fornos Siemens-Martin

Características		*Limites de variação*		
Vazão	(l/t)	2 290	–	2 530
SS	(mg/l)	388	–	3 880
Fluoretos	(mg/l)	16,2	–	21,4
Nitratos	(mg/l)	20,2	–	33,2
Zinco	(mg/l)	2,06	–	880

Tratamento dos despejos dos fornos Siemens-Martin

A Figura 15.19, mostra uma siderúrgica tratando seus despejos dos fornos Siemens-Martin por coagulação química, adensamento e reciclagens com purga (21%).

Essa siderúrgica está localizada em Middle Atlantic, produz 3326 t de aço/dia, foi inaugurada em 1955 e o tratamento de seus efluentes começou em 1970.

A carga geral de poluentes é:
— 500 l/t de aço produzido (vazão);
— 0,0256 kg de SS/t;
— 0,032 kg de fluoretos/t;
— 0,149 kg de nitratos/t;
— 0,559 kg de zinco/t.

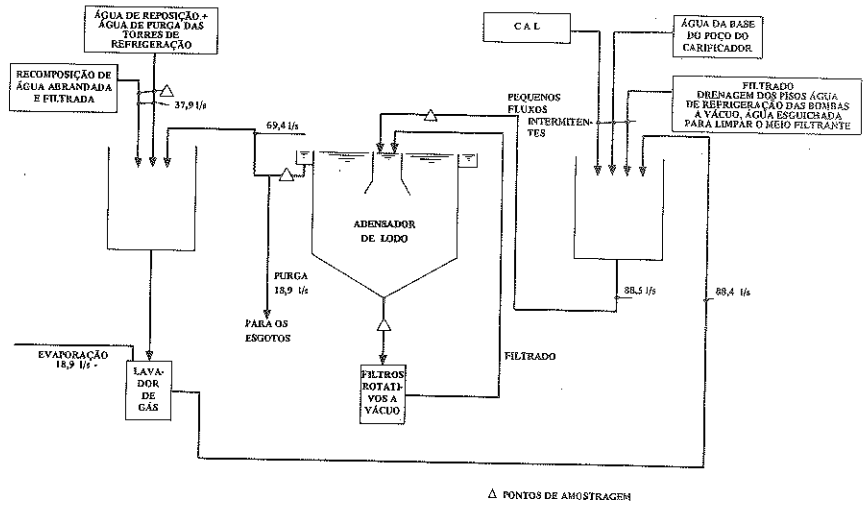


Fig. 15.19 – Fluxograma do tratamento convencional dos despejos dos fornos Siemens-Martin produzindo 3326 t de aço/dia

Remoções obtidas:
— SS = 99,7%
— Fluoretos = 10%
— Nitratos = 0%
— Zinco = 70,47%

A Tab. 15.18, fornece os limites máximos de poluentes permitidos nos efluentes dos fornos Siemens-Martin, pelos sistemas BPCTCA e BATEA.

Os processos eletro-metalúrgicos (produto: eletro-aço)

Os fornos elétricos

O processo mais moderno para a produção e o refinamento do aço, consiste na utilização de fornos elétricos. Nos países possuidores de grandes reservas de força hidráulica emprega-se a corrente elétrica nos próprios altos-fornos, para a produção do ferro-gusa.

Na corrente elétrica, tem-se uma fonte de calor de uma pureza extraordinária. A alteração da composição do banho por meio de substâncias estranhas, procedentes do combustível, torna-se impossível. A regulagem da temperatura se faz com facilidade, até valores nunca alcançados por

Tabela 15.18 – Limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes dos fornos Siemens-Martin com processos úmidos de controle da poluição do ar (ver Figuras 15.20 e 15.21)

Parâmetros	*BPCTCA e BATEA*		
	kg/t	*mg/l*	*US$/t*
SS	0,0104	50	
Vazão	209 l/t		
pH*			0,091

(*) Os valores de pH devem estar entre 6 e 9 (BPCTCA e BATEA)

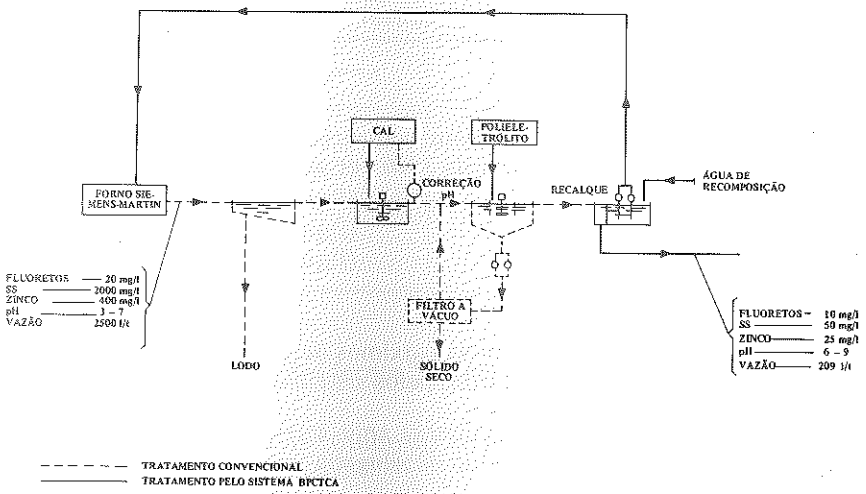


Fig. 15.20 – Fluxograma do tratamento dos despejos dos fornos Siemens-Martin pela melhor tecnologia de controle exeqüível atualmente disponível

meio de combustíveis. Certos fornos elétricos fornecem temperatura de até 3500°C.

Os fornos elétricos classificam-se em dois grupos:

— fornos com arco voltaico;

— fornos de indução.

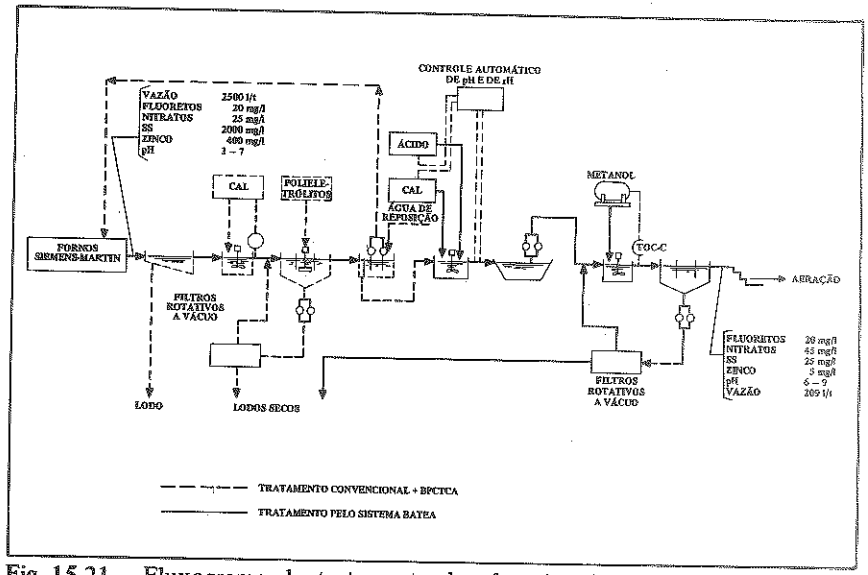


Fig. 15.21 – Fluxograma do tratamento dos despejos dos fornos Siemens-Martin pela melhor tecnologia disponível economicamente viável

A corrente utilizada é a alternada (mono, bi, ou trifásica).

As Figuras 15.22 e 15.23, apresentam os esquemas de dois tipos de fornos com arco voltaico. No forno "Herault" (Fig. 15.22) encontra-se o sistema de aquecimento direto, isto é, a corrente elétrica atravessa o banho de aço, formando dois arcos voltaicos entre os eletrodos e a camada superior do banho, formada pelas escórias. A carcaça do forno, constituída de chapas de ferro, é revestida com matéria refratária, que pode ser silicosa (soleira ácida) ou calcárea (soleira básica), conforme a composição da carga.

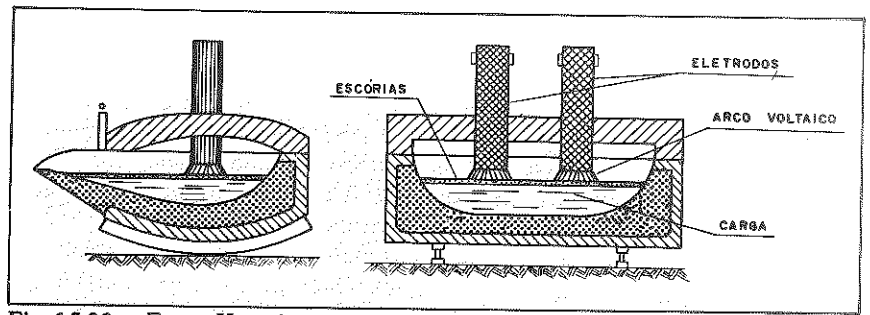


Fig. 15.22 – Forno Herault

Os eletrodos são de carvão ou grafite. Um mecanismo serve para mantê-los automaticamente na altura desejada. Os outros fornos do tipo "aquecimento direto" têm eletrodos em cima e em baixo; a corrente atravessa o banho no sentido vertical, garantindo um aquecimento mais rápido e mais regular. Os eletrodos inferiores, colocados na massa refratária do fundo, consistem em fortes chapas de ferro, mantidas numa temperatura abaixo do ponto de fusão por meio de um sistema de refrigeração (fornos "Girod" e "Nathusius").

O forno "Rennerfeldt" (Fig. 15.23), trabalha com "aquecimento indireto", isto é, por irradiação do calor fornecido pelo arco voltaico. Devido ao abastecimento com corrente bifásica, forma-se um arco voltaico dirigido para baixo, o que aumenta o rendimento térmico do forno. Os fornos "indiretos" são construídos para cargas de até 5 t, enquanto os de "aquecimento direto" alcançam até 50 t.

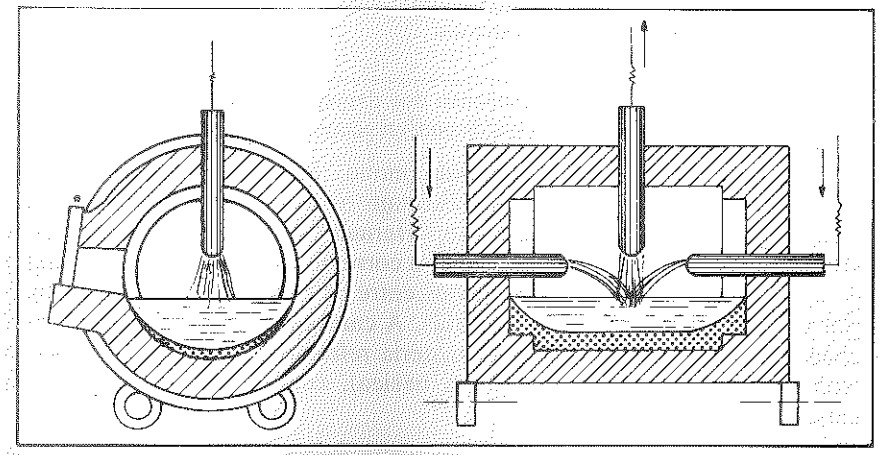


Fig. 15.23 – Forno Rennerfeldt

Os fornos utilizando as correntes de indução, como por exemplo, o forno Kjelin (Fig. 15.24) consistem, principalmente, de um canal em forma de anel que recebe a carga em fusão. O anel constitui o enrolamento secundário de um transformador; o enrolamento primário consiste de uma bobina atravessada por corrente alternada. A corrente induzida na carga do forno é de baixa tensão, mas de alta intensidade.

A resistência ôhmica oferecida pelo material da carga, dá lugar a um aquecimento que fica proporcional à intensidade da corrente induzida que, por sua vez, pode ser regulada com facilidade.

Os fornos de indução, recebem a carga no estado líquido, procedente do conversor ou do forno Siemens-Martin, enquanto os fornos com arco

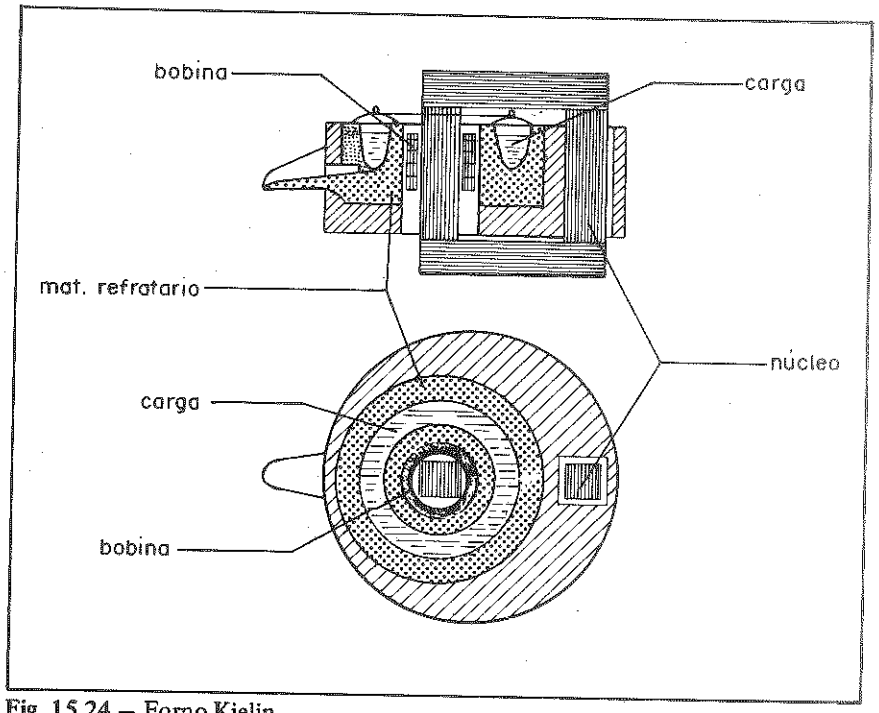


Fig. 15.24 – Forno Kjelin

voltaico podem funcionar com carga inicialmente no estado sólido.

O processo eletro-metalúrgico do aço compreende 3 fases:

— oxidação do carbono, silício, fósforo e enxofre;
— redução (desoxidação) do aço;
— adição de substâncias de liga (Cr, Ni, W, etc).

Os meios de oxidação, consistem em chispas e pedaços de minérios de ferro, ricos em óxido de ferro. Para formar as escórias do fósforo, é preciso uma adição de cal; para a dessulfuração, servem cal e espato de flúor. A desoxidação se faz por meio de ferro-manganês e ferro-silício. O processo inteiro dura cerca de 4 horas; por meio de adições de substâncias como Cr, Ni, W, Va, Co, obtém-se aços especiais de alta qualidade para ferramentas e construção.

Os fornos de indução com núcleo de ferro, perderam a sua importância com o aparecimento dos fornos de alta freqüência. Estes, caracterizam-se pela ausência do núcleo de ferro (Fig. 15.25). O forno consiste num cadinho com revestimento refratário, circundado de uma bobina feita de tubos de cobre, na qual circula água de refrigeração. A freqüência da cor-

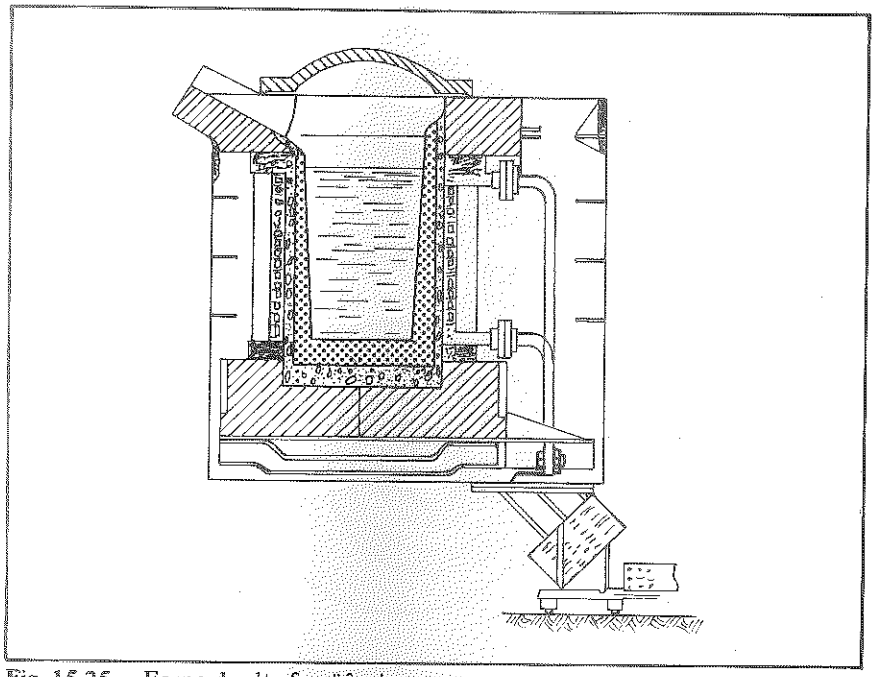


Fig. 15.25 — Forno de alta freqüência

rente é, geralmente, de 500 Hertz, produzida num conversor de freqüência (a fregüência normal nas redes elétricas é de 60 Hertz). O consumo de energia é da ordem de 300 a 500 kW.h por tonelada quando se trabalha com carga líquida e de 700 a 1 200 kW.h por tonelada, no caso de carga sólida. Os fornos desse tipo, são de capacidade moderada, geralmente não ultrapassando 5 t. O seu emprego fica restrito a aços especiais de alta qualidade, sobretudo aços de liga para ferramentas.

Produção do aço em forno elétrico básico

Como nenhum combustível é queimado, não existem produtos da combustão, daí ser menor a quantidade de gases, posto que se restringe ao CO resultante da eliminação do C da carga inicial e do CO_2 do calcáreo que atua como agente oxidante.

O oxigênio para as reações de refino é fornecido pelas seguintes fontes:

- oxigênio puro injetado (quando ocorre);
- atmosfera do forno;

- calcinação do calcáreo (quando carregado);
- óxidos dos elementos de liga adicionados;
- minério ou casca de óxido (quando carregados).

Sua função é permitir a eliminação do C, Si, Mn e P como CO, SiO_2, MnO e P_2O_5.

O forno elétrico, no entanto, pode operar com pouco ar e oxigênio ou sem ar e oxigênio. Neste último caso, o oxigênio para o refino é exclusivamente fornecido pelo minério, casca de óxido e calcáreo.

As matérias-primas normalmente carregadas são: sucata, gusa, CaO e materiais oxidantes, como minério de ferro, casca de óxido e calcáreo. As duas primeiras determinam as demais, enquanto todas elas determinam a necessidade ou não de injetar oxigênio.

Qualquer que seja o tipo de carga, cada elemento deve ter o seu teor o mais próximo possível do mínimo do aço final, para reduzir o emprego da liga mãe.

Quanto ao carbono, é comum a carga ser calculada de modo que, após à fusão, esteja com 10 a 25 pontos acima do desejado no produto final.

O emprego do oxigênio, possibilita reduzir o tempo da operação e baixar a potência consumida porque, à medida que a oxidação progride, a temperatura sobe, promovendo a rápida remoção do carbono e o aumento da fluidez do banho, o que facilita a ida das impurezas para a escória.

As reações do oxigênio com o carbono fornecem o CO e CO_2. Estes gases gerados no banho, provocam intensa fervura:

$$C + FeO \rightarrow FE + CO$$
$$C + 2FeO \rightarrow 2\,Fe + CO_2$$

Além disso, a decomposição dos carbonatos também produz desprendimento de CO_2, o qual vai atuar como agente oxidante, sendo também responsável pela fervura:

$$CaCO_3 \rightarrow CaO + CO_2$$
$$Fe + CO_2 \rightarrow FeO + CO$$

Pode-se dizer, então que as principais reações responsáveis pela fervura num forno elétrico, são:

$$C + FeO \rightarrow Fe + CO \text{ (reação 1)}$$
$$CaCO_3 \rightarrow CaO + CO_2 \text{ (reação 2)}$$

Nos banhos com alto teor de C a reação 1 é a mais importante; em caso contrário, a reação 2 tem maior importância.

Operação dos fornos elétricos a arco voltaico

Os fornos elétricos têm dois sistemas principais de água:

— Sistema de refrigeração de água do cabo do transformador, da

porta do forno, do anel do eletrodo e do anel do teto.
— Sistema de refrigeração de água do coletor de fumos.

Os sistemas de refrigeração de água dos fornos elétricos, resultam num aumento da temperatura de água, quando em circuito fechado, de 17 a 22°C.

A Tabela 15.19, fornece resultados das análises dos despejos das operações dos fornos elétricos a arco voltaico.

Tabela 15.19 — Despejo dos fornos elétricos a arco voltaico

Características		*Limites de variação*		
Vazão	(l/t)	1,01	—	1 250
Fluoretos	(mg/l)	0	—	14,8
SS	(mg/l)	863	—	42 800
Zinco	(mg/l)	13	—	5 637

Tratamento dos despejos dos fornos elétricos

A Figura 15.26, mostra o fluxograma do tratamento convencional dos despejos dos fornos elétricos de uma siderúrgica localizada no sudoeste do Texas e que produz 740 t de aço por dia.

A carga geral de poluentes é:

- 1 225 l/t de aço produzido (vazão)
- 0,0081 kg de fluoretos/t
- 0,015 kg de SS/t

Remoções obtidas: SS: 99, 95%
Fluoretos: 7,8%

A Tab. 15.20, fornece os limites máximos de poluentes permitidos nos efluentes dos fornos elétricos com controle semi-úmido de poluição atmosférica.

Lingotamento contínuo

Na operação do lingotamento contínuo, existem três aplicações principais de água:
— Sistema de refrigeração de água da modelagem.
— Sistema de refrigeração de água das maquinarias
— Sistema de refrigeração de água por aspersão.

Normalmente, adota-se o sistema em circuito fechado de refrigeração

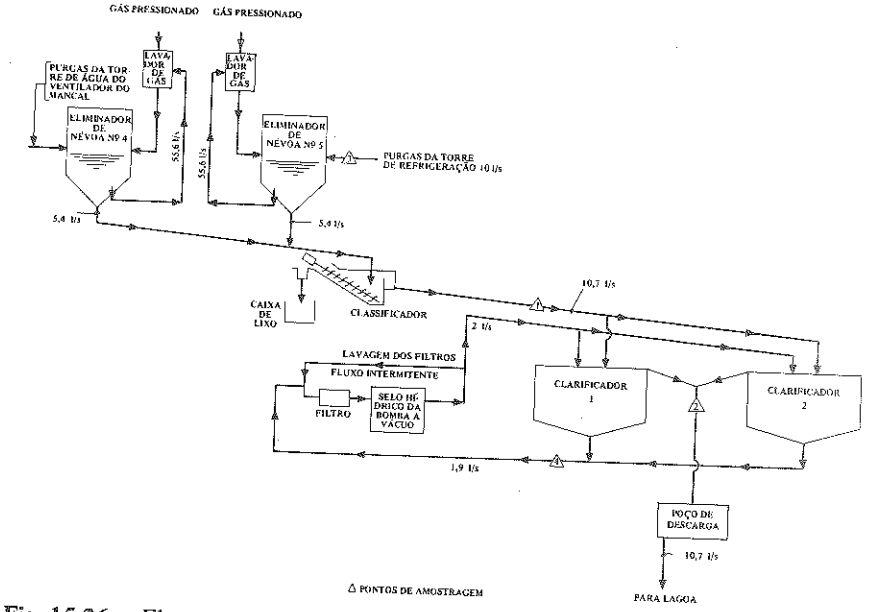


Fig. 15.26 — Fluxograma do tratamento convencional dos despejos dos fornos elétricos produzindo 740 t de aço/d

Tabela 15.20 — Limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes dos fornos elétricos (ver Figuras 15.27 e 15.28).

Parâmetros	*BPCTCA E BATEA*		
	kg/t	*mg/l*	*US$T6*
SS Fluoretos Vazão pH*	Descarga zero de despejos com poluentes. Há apenas descargas sem poluentes		0,0241

(*) Os valores de pH devem estar entre 6 e 9

de água na modelagem do lingotamento contínuo, com trocadores de calor ou torres de refrigeração. A temperatura diferencial da água de refrigeração é de 6°C, a fim de manter um mínimo de expansão térmica diferencial do molde. Não há purgas no sistema em circuito fechado.

O sistema de refrigeração da água das maquinarias é o de circuito

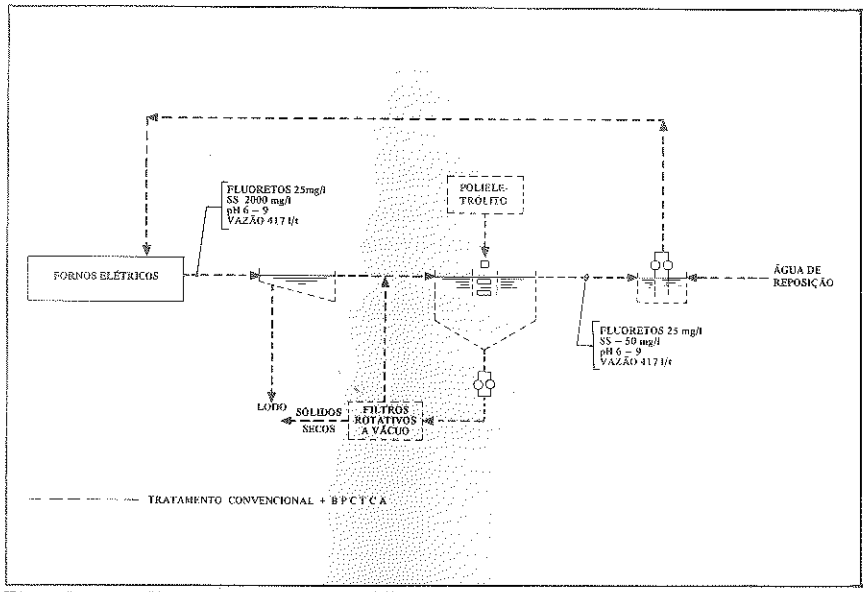


Fig. 15.27 – Fluxograma do tratamento dos despejos dos fornos elétricos (semi-úmidos) pela melhor tecnologia de controle exeqüível atualmente disponível

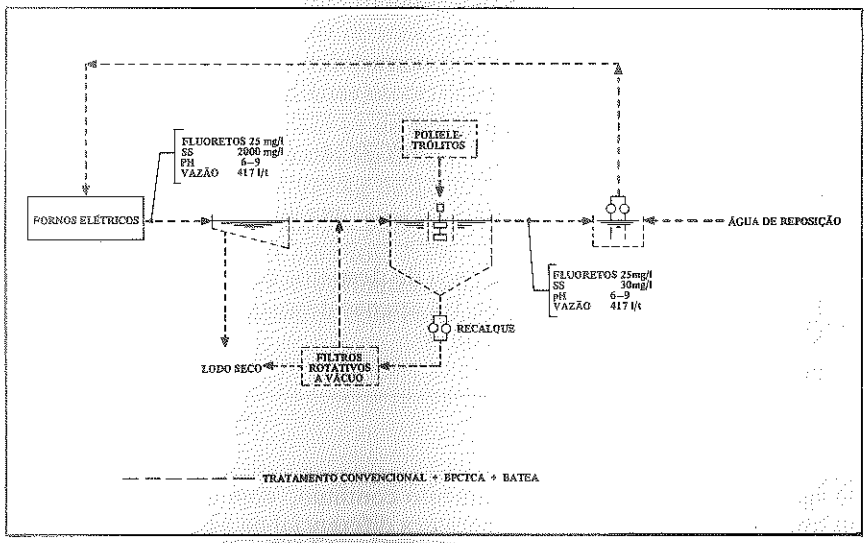


Fig. 15.28 – Fluxograma do tratamento dos despejos dos fornos elétricos (semi-úmidos) pela melhor tecnologia disponível economicamente viável

aberto, com torres de refrigeração e tratamento químico da água. O aumento da temperatura da água ao passar pelas maquinarias, é de 14,2C. Os despejos do sistema de refrigeração das maquinarias são constituídos pela água de purga da torre de refrigeração. O sistema de refrigeração da maquinaria refrigera os laminadores, câmara de refrigeração por aspersão, rolos transportadores, etc.

O sistema de refrigeração de água por aspersão está em contato direto com água aspergida sobre a peça fundida para refrigeração. A medida em que as peças fundidas (blocos, placas ou barras) emergem dos moldes, são refrigeradas pela água dos aspersores havendo a formação de uma película espessa (carepa) na superfície das peças.

A Tab. 15.21, indica as características dos despejos do lingotamento contínuo.

Tabela 15.21 – Despejos das unidades de lingotamento contínuo

Características		*Limites de variação*		
Vazão	(l/t)	6 172	–	17 100
SS	(mg/l)	8	–	74
Óleos e graxas	(mg/l)	20,5	–	22,0

Lingotamento descontínuo

Nesta operação, geralmente a água é usada na aspersão para refrigeração dos moldes dos lingotes, no preparo dos moldes e para limpeza da área.

Os moldes quentes são aspergidos com água e, ao mesmo tempo, recebem pequenas pancadas para soltar as carepas que aderiram à superfície do molde. A maior parte da água usada evapora-se quando em contato com o molde. Qualquer excesso de água aspergida, evapora-se ou se infiltra no solo.

Tratamento dos despejos das unidades de lingotamento contínuo

A Figura 15.29, mostra o fluxograma do tratamento convencional, por recirculação contínua, dos despejos das unidades de lingotamento contínuo de uma siderúrgica situada em Middle Atlantic. Essa empresa produz 2845 t de lingotes/d e entrou em operação em 1969.

Sua gama de poluentes é constituída de:

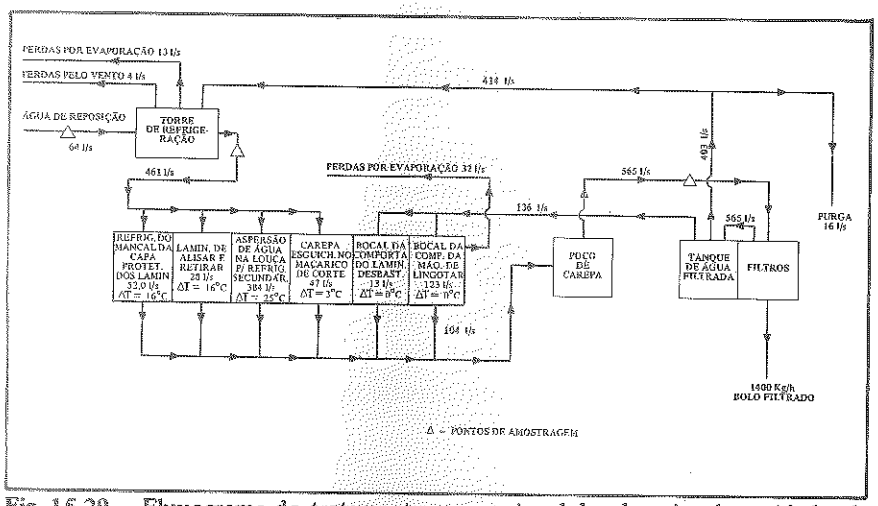


Fig. 15.29 – Fluxograma do tratamento convencional dos despejos das unidades de lingotamento contínuo produzindo 2845 t de lingotes/dia

— 463 l de H_2O/t de lingotes (vazão);
— 0,002 kg de óleos e graxas /t;
— 0,00202 kg de SS/t.

Remoções obtidas:
— Óleos e graxas: 99,4%
— SS : 98,7%

A Tab. 15.22, fornece os limites máximos permitidos de poluentes nos efluentes das unidades de lingotamento contínuo:

Quando esses despejos são descarregados nos corpos d'água, produz-se uma oxidação, consumindo seu oxigênio dissolvido, dando origem a uma série de precipitados que se depositam no fundo. Tal tipo de poluição é altamente indesejável, pois destrói a fauna e a flora aquáticas.

Foram feitos ensaios para disposição desses efluentes nos subsolo, porém, os resultados o desaconselharam, não só devido à presença de ferro que, mesmo em pequenas quantidades, é indesejável nas águas potáveis, como, também, porque tal procedimento deu origem a crescimentos de bactérias do ferro, as quais formam massas gelatinosas compostas de óxidos de ferro, que são os produtos finais de seu metabolismo.

Esses despejos, ao serem descarregados nas estações de tratamento de esgotos, produzem uma série de dificuldades, tais como:
— corrosão das estruturas de concreto e metais
— redução dos sulfatos e sulfitos, que, além dos efeitos corrosivos, produzem maus odores;

Tabela 15.22 – Limites máximos permitidos de efluentes das unidades de lingotamento contínuo (ver Figuras 15.30 e 15.31)

Parâmetros	*BPCTCA*			*BATEA*		
	kg	*mg/l**	*US$/t*	*kg/t*	*mg/l**	*US$/t*
SS	0,026	50		0,0052	10	
Óleos e graxas	0,0078	15	zero	0,0052	10	
Vazão	522 l/t			522 l/t		
pH**						

(*) Para vazão de 522 l/t

(**) Os valores de pH devem estar entre 6 e 9 (BPCTCA e BATEA)

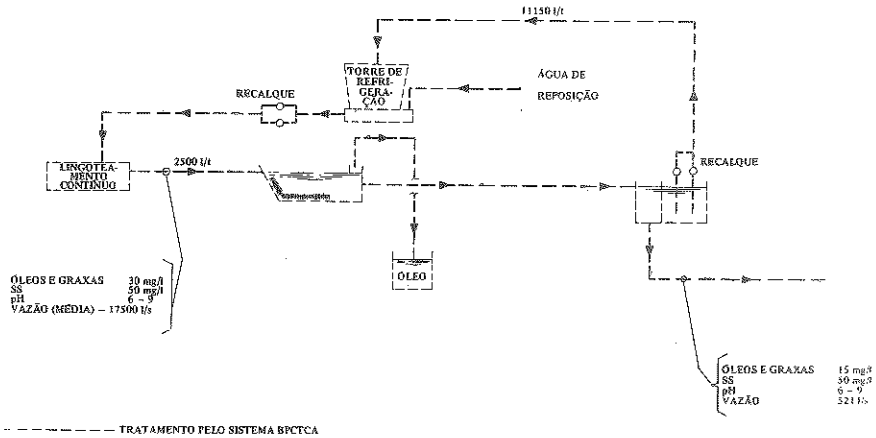


Fig. 15.30 – Fluxograma do tratamento dos despejos do lingotamento contínuo pela melhor tecnologia de controle exeqüível atualmente disponível

— levantamento de lodos do fundo dos tanques de sedimentação, por acidulação.
— crescimento de microrganismos filamentosos;
— entupimento dos dispositivos de difusão de ar nos lodos ativados;
— entupimento dos filtros biológicos.

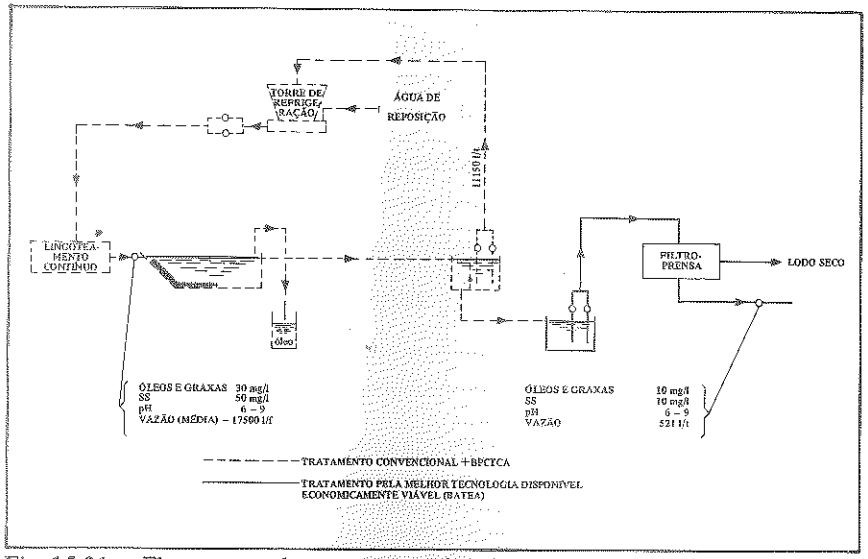


Fig. 15.31 – Fluxograma do tratamento dos despejos do lingotamento contínuo pela melhor tecnologia disponível economicamente viável

Um processo bem simples de tratamento, consiste em precipitar o ácido livre com cal ou pedra de cal, sedimentar, descarregar o efluente líquido e secar os sais ferrosos resultantes da sedimentação. Os processos de recuperação de matéria-prima que têm sido adotados são os seguintes:

— processo Ferron;
— cristalização por resfriamento;
— cristalização por evaporação;
— processo Dorr.

O processo Ferron, consiste em se preparar uma solução de cal com água doce ou com um efluente, misturando-se com o licor a ser tratado em um tanque com agitador, a uma temperatura de 65,5°C, resultando um precipitado composto de hidróxido férrico e gesso. Esta mistura é filtrada para separar os sólidos contidos na massa líquida, sendo a torta moldada e submetida à secagem. Este processo apresenta muitas possibilidades na indústria de construção.

O processo de cristalização por resfriamento, como o próprio nome indica, consiste em resfriar as águas residuárias para formar cristais de sulfato ferroso. O processo só é econômico quando o valor do sulfato ferroso obtido é elevado. Normalmente, este processo é antieconômico, dada a necessidade de esquentar grandes volumes de licores residuais. Como se

sabe, os processos de calefação implicam em consumo elevado de energia para a produção do vapor, daí seu alto custo de operação.

Finalmente, o processo desenvolvido pela Dorr, consiste em tratar os despejos e não obter subprodutos. As operações são as seguintes:

— trituração da pedra de cal ou de dolomita, até obter um produto que passe pela malha 200;
— formação de um lodo espesso;
— adição, em excesso, de lodo anteriormente formado, ao licor residual proveniente da piquelagem e à água de lavagem em um tanque com agitador;
— floculação com amido;
— Decantação.

Acabamento do aço

Do ponto de vista de produção de despejos, no acabamento do aço, há que ressaltar os seguintes operações:

— Decapagem.
— Fabricação de derivados.

Decapagem

Esta fase é necessária para remover as impurezas metálicas indesejáveis, carepas e outras crostas que possam dificultar o trabalho de recobrimento. O tipo de processo de decapagem, depende da capa a ser removida e da base metálica.

A maior parte dos processos usados na decapagem são de natureza ácida e, geralmente, consistem de solução de ácido sulfúrico, nítrico, clorídrico e, mais raramente, o fluorídrico.

Além dos banhos ácidos, também são usados banhos alcalinos com soluções de sulfito de sódio, cianeto de sódio, hidróxido de sódio e enxofre. Os valores da concentração dos banhos químicos, na decapagem, variam entre 10% e 25%.

A operação de decapagem é realizada com temperatura entre 60 e 80°C. O metal retirado do banho, é submetido a várias lavagens e, depois de secado, fica pronto para uso posterior.

A solução ácida deixa de ser útil quando o ácido fica exausto ou quando a carga com sulfato ferroso dificulta a operação.

Nos EUA, cada tonelada de ferro é tratada com 200 l de licor ácido (valor médio), enquanto que na Alemanha, este valor oscila entre 100 e 500 l A oscilação desses valores se deve, provavelmente, à quantidade de água

utilizada nas lavagens. Normalmente, a água mais diluída, que também contém ácido e sulfato, é misturada com o banho exaurido, muito mais concentrado. Os banhos exauridos, contêm de 0,5 a 2,0% de ácido e chegam a ter de 15 a 22% de sulfato ferroso; as águas de lavagem contêm de 0,02 a 0,5% de ácido e de 0,03 a 0,45% de sulfato ferroso.

Fabricação de derivados

Do ferro-gusa são feitos, posteriormente, aços especiais, placas zincadas, folhas de flandes e outros produtos. Para evitar problemas de corrosão, são submetidos a processo de eletrogalvanização, nos quais são feitos tratamento com níquel, cobre cromo, etc. Os despejos mais importantes, por sua alta toxidez, são o cromo e o cianeto.

O resfriamento dos laminadores e das guias de laminação dá origem a despejos com altas concentrações de carepas, óleos e graxas.

De acordo com investigações realizadas na Inglaterra, concentrações de cianetos superiores a 0,001 mg/l dão origem a odores e o limite máximo tolerado pelo homem pela ingestão de cianetos é de 18 mg/dia.

Os sais de cromo dão origem a odores e sabores na água quando em concentrações superiores a 1,5 mg/l, havendo inibição da nitrificação dos solos quando o cromo, tanto na forma trivalente quanto na hexavalente, ultrapassa 1 mg/kg de solo.

EXEMPLO DE RECIRCULAÇÃO E TRATAMENTO DE ÁGUA EM UMA SIDERÚRGICA AO SUL DA BAIXA SAXÔNIA

Nesta região, não existe carvão, mas existe minério de ferro em Salzgitter, razão da implantação dessa siderúrgica.

Essa região é pobre em recursos hídricos, pois aí são encontrados apenas alguns riachos de pouca vazão. O abastecimento de água é obtido por meio de água de subsolo.

É feito o abrandamento da água, com o objetivo de evitar formação de incrustações nas tubulações, aparelhagens e instrumentos.

Devido às pequenas vazões do corpo de água receptor, o sistema adotado é o de circuito fechado. A produção da siderúrgica de Salzgitter é de 1,5 milhão de toneladas de aço bruto por ano. O consumo de água é de 22 a 28 l/s (incluindo a usina termoelétrica).

A capacidade de bombeamento de água da ETA é de 1,1 l/s, dos quais 0,5 l/s são consumidos como água potável e 0,6 l/s no processamento do aço, o que representa apenas 2,4% do consumo total (água de recirculação mais água de recomposição).

Face ao grande porte da siderúrgica tornou-se necessário subdividir as estações de reciclagem. Por outro lado, quando se adotam tubulações muito extensas para transportar água, aumenta o perigo de carreamento de lodos e impurezas de um ponto de consumo para outro, aumentando a probabilidade de entupimento dessas tubulações.

Apenas uma parte de água quente dos circuitos com sensibilidade à temperatura é recalcada para circuitos menos sensíveis.

Os despejos desta siderúrgica consistem de águas de lavagens, despejos dos equipamentos de lavagens e esgotos domésticos. Somente os excessos de água da refrigeração das unidades metalúrgicas e da refrigeração dos gases, são descarregados como despejos. Essas descargas periódicas são necessárias para limitar a temperatura e a concentração de sal. Nos verões quentes, caso as torres de refrigeração não sejam capazes de baixar a temperatura da água para os valores desejados, deve-se adicionar maior quantidade de água bruta ao circuito geral.

A água de refrigeração excedente é também descarregada como despejo, sem tratamento. Todavia é conveniente salientar que esse despejo é desprovido de poluentes, com exceção de sais em concentração um pouco superior à normal das águas do lençol freático.

Tanto a refrigeração e depuração do gás como a refrigeração da laminação são feitos em circuito fechado e, normalmente, a água utilizada não constitui despejo. Caso haja necessidade de que alguma água seja descarregada, isto só é feito após seu tratamento nas depuradoras existentes no circuito. Dessa maneira, o efluente consiste sempre de água tratada.

Nessa siderúrgica, existem dois sistemas completamente independentes de água: um para uso doméstico e outro para uso industrial. A pressão no sistema de água potável é sempre superior à do sistema de água industrial, a fim de minimizar o perigo de acidentes provenientes de tubulações cruzadas. A água industrial é pré-tratada, sofrendo abrandamento com cal.

Os sistemas de recirculação de água da Unidade I, como parte de economia de água da siderúrgica de Salzgitter.

A Unidade I é composta de: fornos-poços, fornos de reaquecimento tipo empurrador, trem desbastador, desbastador intermediário, laminação de acabamento e laminador para perfis leves.

O abastecimento d'água é feito por meio de dois sistemas de recirculação:

— Circuito fechado para refrigeração dos fornos-poços e dos fornos de reaquecimento do tipo empurrador. Polifosfatos são adicionados na água de resfriamento a fim de evitar problemas com corrosão e

entupimento das tubulações. A água desse circuito permanece não poluída e o único tratamento é feito em uma torre de refrigeração.

— O segundo sistema de recirculação é o mais interessante, pois aí tem-se despejos altamente poluídos que são tratados. A Figura 15.32, mostra a água sendo recalcada do depósito de água limpa para os pontos em que é usada. A Figura 15.33, mostra, em maior detalhe, o fluxo de água através das várias unidades de tratamento, após ter recebido óleo, graxa e carepa e escoar em um canal aberto. Essa água passa pelo poço de carepa ou pela bacia de sedimentação das carepas mais grosseiras e desagua na lagoa de armazenagem de despejos. Dessa lagoa a água é recalcada para as unidades de tratamento. A Figura 15.32 mostra, também, a situação dos vários sistemas de circuito da água. O tratamento consiste de sedimentação e flotação, filtros-prensa, leitos de secagem de carepa e poços das bombas e estação de bombeamento.

O tempo de detenção para decantação e flotação é de uma hora. Nessas unidades, não há remoção das partículas menores que obstruiriam as tubulações, bombas, válvulas, etc. Mais tarde, com o fim de remover essas pequenas partículas, foram adotados filtros-prensa, nos quais o meio filtrante é constituído de um material de pedra porosa.

A Foto 15.1, é um exemplo do uso da água no processo de laminação. A Foto 15.2, mostra o coletor de canal para escoamento de água de lavagem da carepa, e, na Foto 15.3, vê-se a estação de tratamento das águas residuárias da Unidade I.

Na Foto 15.4 aparecem as pedras porosas do filtro-prensa e a Foto 15.5, mostra duas seqüências: o resíduo filtrado da água bruta e o resíduo filtrado do efluente do filtro-prensa.

Finalmente, a Foto 15.6, dá uma visão da estação de tratamento dos esgotos domésticos.

Um fluxo parcial de 50 a 70% do total passa pelos filtros-prensa e o efluente é novamente misturado com a água que passa somente pelos tanques de sedimentação e flotação. Esse sistema evita o enriquecimento, da água de recirculação, com matéria fina em suspensão.

Na Unidade I, é adotado o processo de laminação a quente que, em contraste com a laminação a frio, não usa óleo emulsionado, mas tem um consumo elevado de óleos e graxas para lubrificação.

São comuns as perdas de óleo que poluem a água coletada no canal situado abaixo dos laminadores (ver Foto 15.2). É possível que outras substâncias poluentes também sejam carreadas para esse canal, devido aos despejos de lavagem dos equipamentos. Seria de bom alvitre separar os

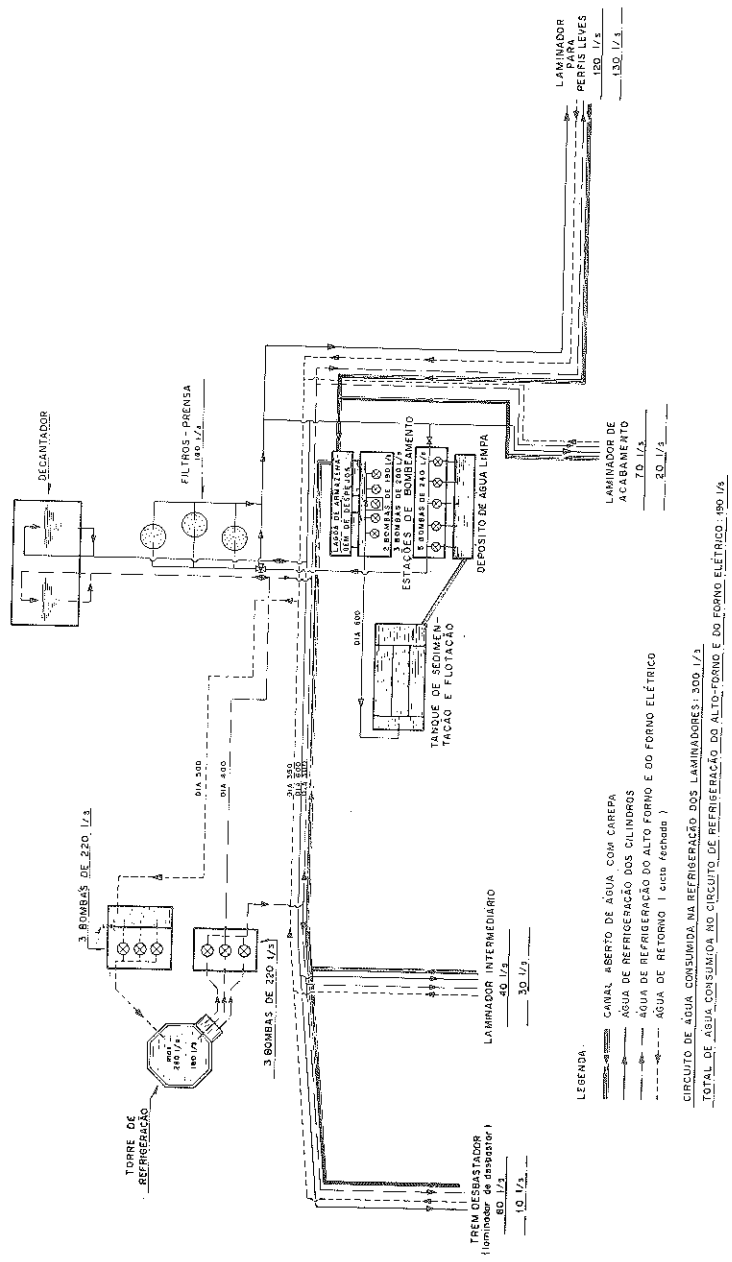


Fig. 15.32 – Circuito da água industrial da siderúrgica em Salzgitter

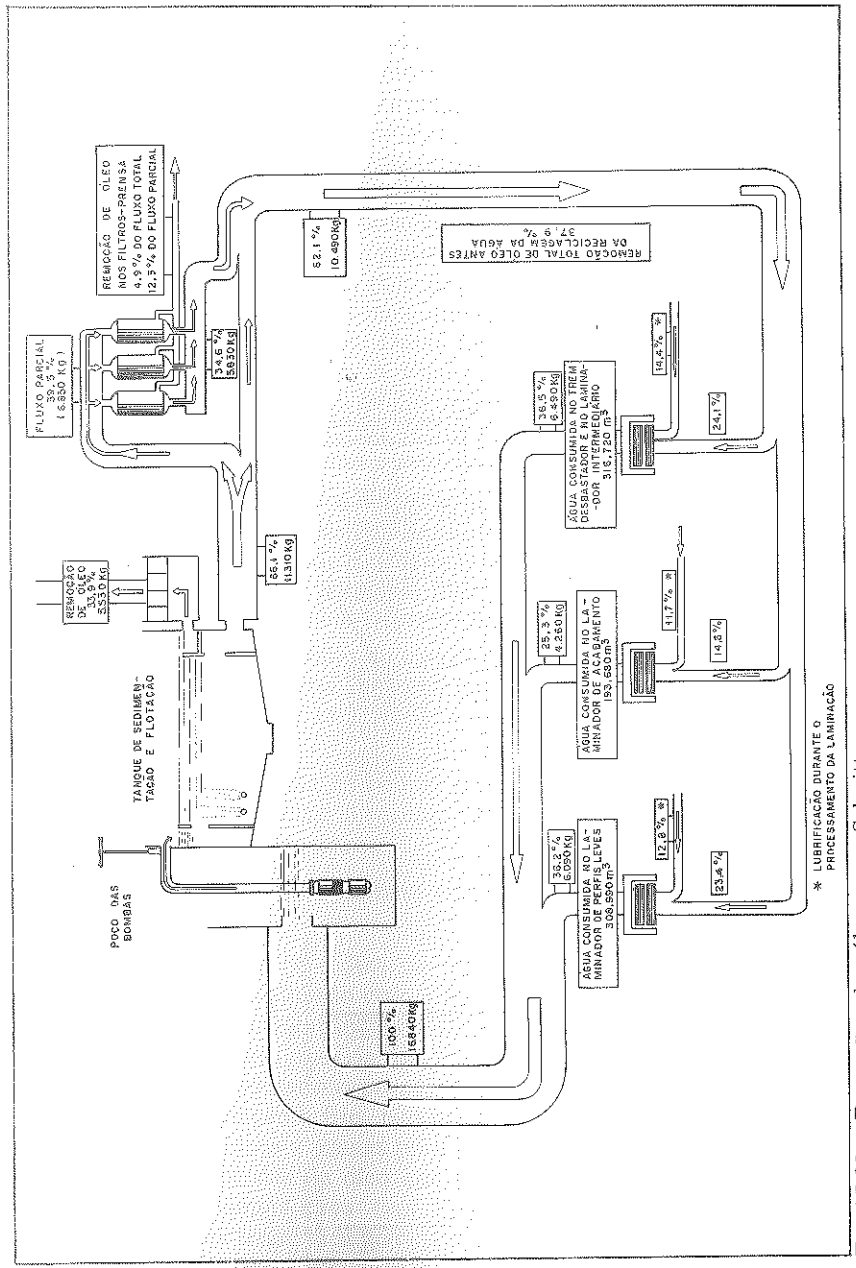


Fig. 15.33 – Remoção de óleos em Salzgitter

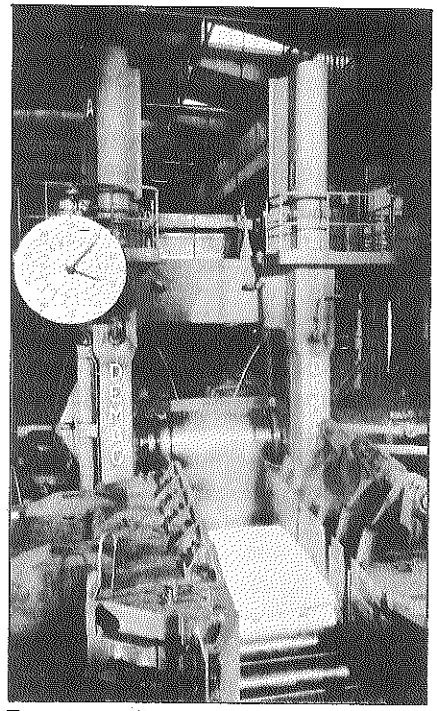


Foto 15.1 – Laminadora. Exemplo de uso da água no processo de laminação.

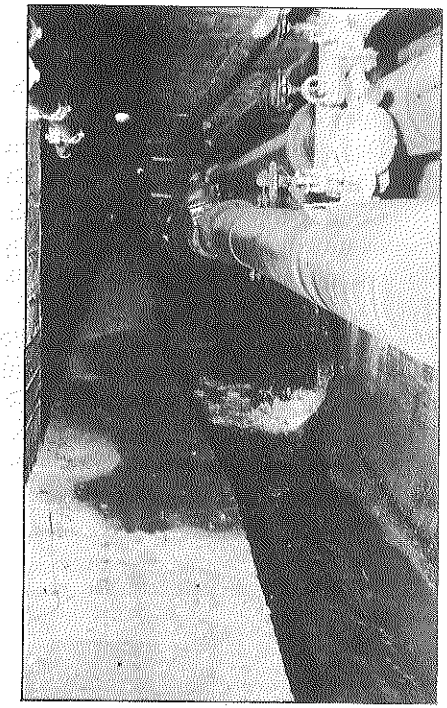


Foto 15.2 – Coletor de canal para escoamento da água de lavagem da carepa

Tabela 15.23 – Consumo médio mensal de óleos, lubrificantes e agentes de limpeza em Salzgitter

Natureza	*Quantidade (kg)*
Óleos minerais (peso específico maior que 1)	340
Óleos minerais (peso específico menor que 0,92)	11 880
Óleo de alcatrão	800
Óleo para emulsões	260
Lubrificantes de mancais de rolamentos	2 100
Graxa	12 830
Agentes de limpeza não emulsionáveis	6 380

despejos muito poluídos dos demais, mas, na prática, isso torna-se difícil por motivos econômicos.

A Tab. 15.23, mostra o consumo médio mensal de óleos, lubrificantes e agentes de limpeza em Salzgitter.

Das quantidades de materiais indicadas na Tabela 15.23, parte é queimada ou removida com a carepa seca. O restante é levado pela água.

Com o fim de obter-se valores representativos, escolheu-se vários pontos de amostragem, tomando-se amostras diárias por um mês e anotando-se a quantidade de óleo consumida. Os resultados estão contidos na Tabela 15.24 e na Figura 15.33.

Como se vê na Figura 15.33, 34% dos óleos e graxas contidos na água são removidos nos tanques de decantação e flotação. Essa porcentagem é considerada baixa pois os 66% restantes permanecem no sistema de água limpa e continuam recirculando várias vezes.

A Figura 15.34, mostra a estação de tratamento em planta baixa e em vários cortes. Tanto a sedimentação como a flotação estavam sendo feitas

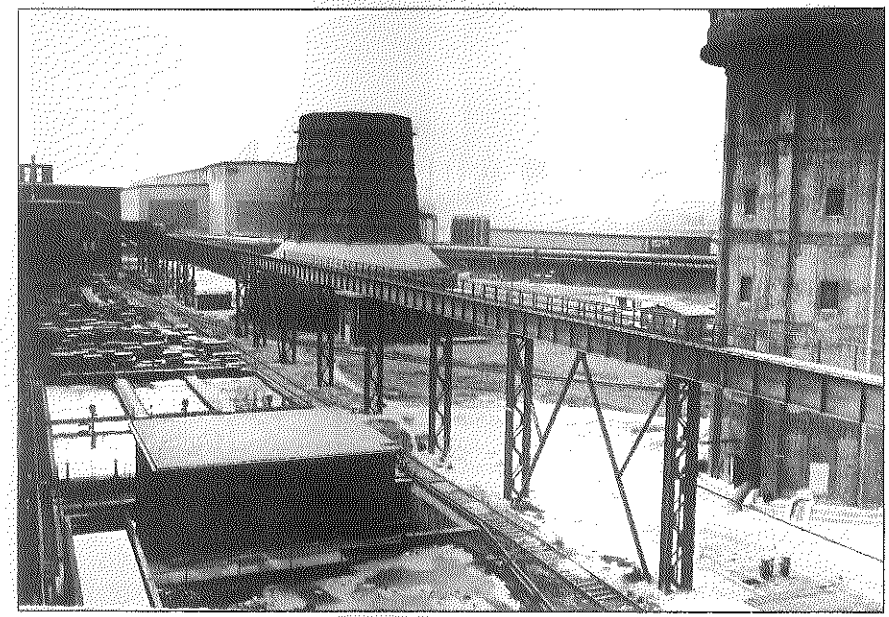


Foto 15.3 – Estação de tratamento das águas residuárias em uma siderúrgica em Salzgitter. À esquerda, vê-se os tanques de decantação e flotação. A casa de bombas no centro, o tanque de recuperação de óleos e o leito pouco atrás, a torre de refrigeração de água e à direita o tanque de decantação

Tabela 15.24 – Água consumida e quantidade de óleo medida

Pontos de amostragem			*Fluxo de água*	*Óleo medido nos despejos*			*Observações*
Local		*Nº*	m^3/*mês*	*mg/l (média)*	*kg/mês*	*%*	
Trem desbastador mais laminador intermediário		1	316 720	20,5	6 490	38,5	
Laminação de acabamento		2	193 680	22,0	4 260	25,3	
Laminação de perfis leves		3	308 990	19,7	6 090	36,2	Somando-se 1+2+3 tem-se 16 840 kg/mês
Estação de Tratamento	afluente	4	819 390	20,6	16 840	100	Controle: 16 880 – 16 840 = 0,2%
	efluente	5	819 390	13,8	11 310	66,1	
Fluxo parcial através do filtro-prensa	afluente	6	481 910	13,8	6 650	39,5	
	efluente	7	481 910	12,1	5 830	34,6	

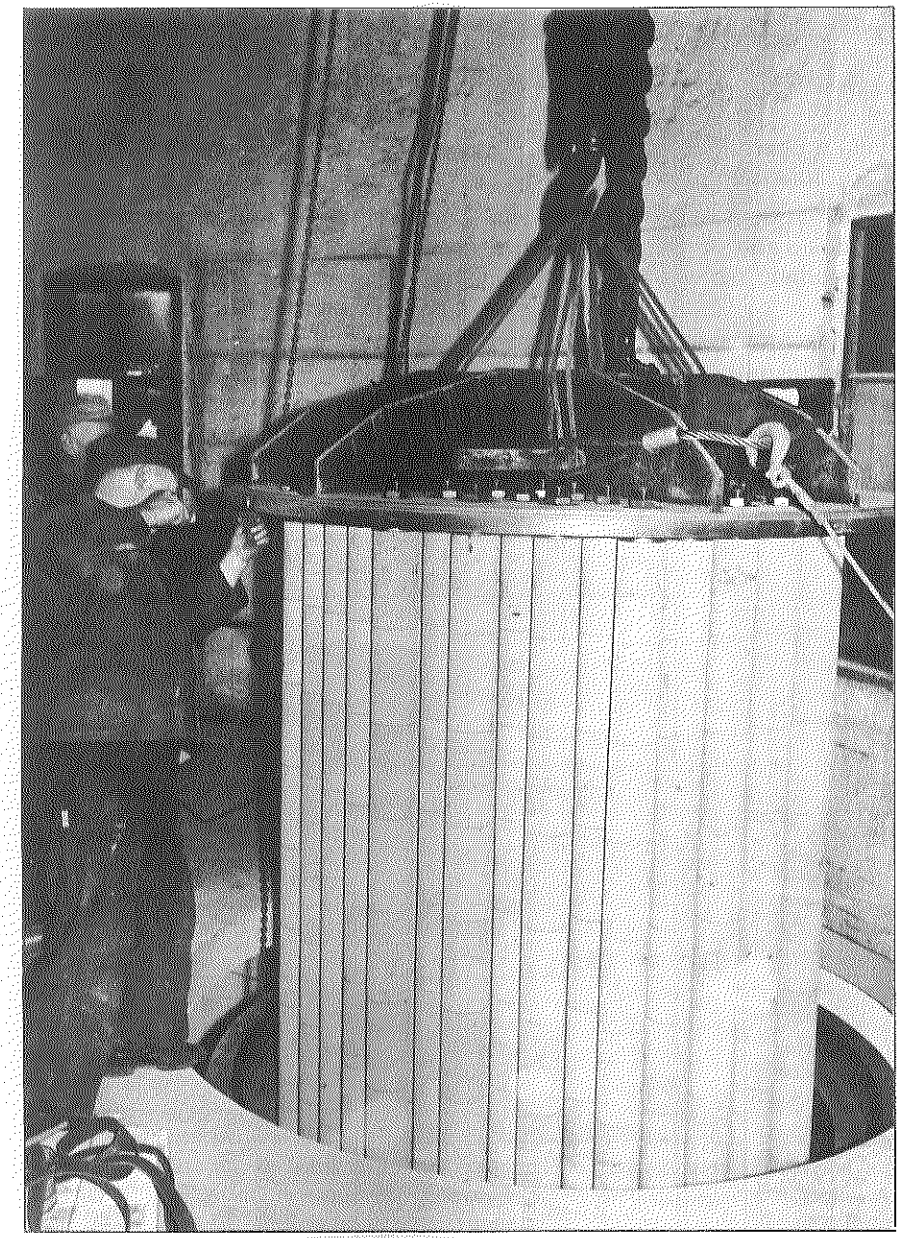


Foto 15.4 – Filtro-prensa com meio filtrante de pedras porosas

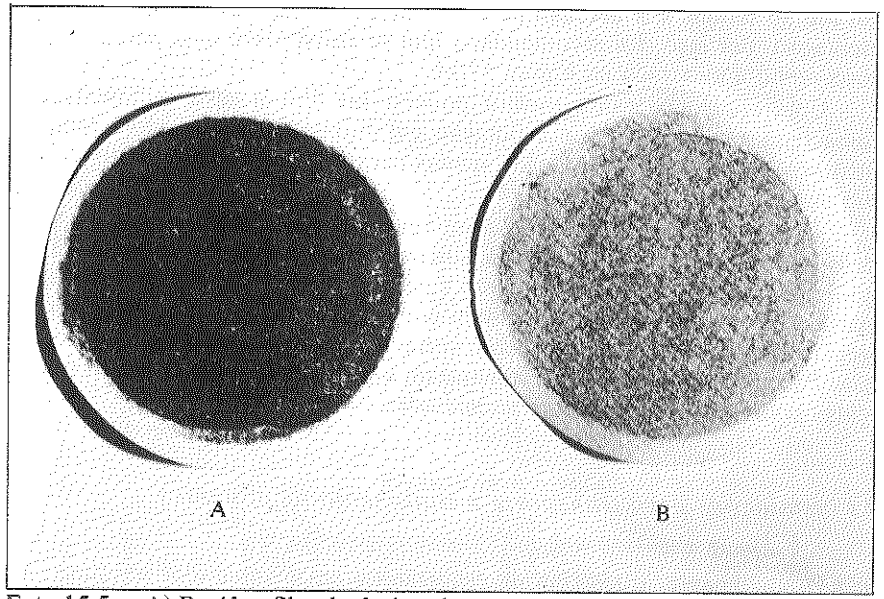


Foto 15.5 – A) Resíduo filtrado da água bruta ao entrar no tanque de decantação
B) Resíduo filtrado do efluente do filtro-prensa

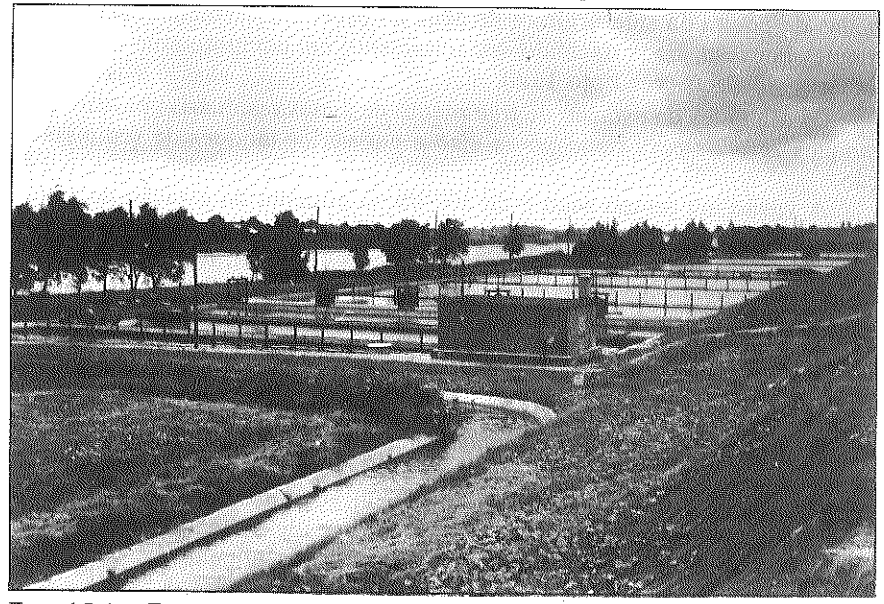


Foto 15.6 – Estação de tratamento de esgotos domésticos

em um só tanque e a aeração para a flotação do óleo atrapalhava a sedimentação, por isso, foi recomendado que se construisse uma parede divisória como a mostrada na Figura 15.34.

Uma eficiência muito melhor poderia ser obtida se a sedimentação fosse feita em um tanque e a flotação em outro, permanecendo o tanque misto (sedimentação + flotação) apenas para decantação e construindo-se um outro apenas para flotação.

A eficiência dos filtros-prensa na remoção de partículas oleosas, também pode ser melhorada: a terra silicosa, usada como auxiliar de filtração, age apenas como peneiramento e não opera como adsorvente. Se uma parte da terra silicosa for substituída por material adsorvente (como serragem de madeira por exemplo), com certeza haverá uma melhora na eficiência. Pesquisas de laboratório, mostraram que as quantidades de óleo removidas poderiam ser facilmente aumentadas.

As instalações para transporte e tratamento de efluentes

Originalmente, o sistema de escoamento era o separador absoluto. A água pluvial de uma área de 36 km² era escoada, por emissários em separado, ao corpo d'água receptor. Mas as águas pluviais chegavam contaminadas de poeira da siderúrgica e de água de processo derramada acidentalmente. Por isso, ficou decidido seu tratamento em conjunto com as outras águas residuárias (ver Foto 15.6).

Os afluentes da estação de tratamento de águas residuárias passam por tanques aerados para remoção de óleo e por vários tanques de sedimentação.

A vazão em tempo seco é de 500 l/s. O efluente da estação de tratamento tem pequena carga orgânica e alguma matéria em suspensão. De um ponto de vista biológico, essas cargas pouco significam, devido a sua alta reação alcalina e conteúdo de amônia. Seria um bom efluente se por ali existisse um corpo receptor de grande vazão, mas, o que existe na saída da estação de tratamento é uma pequena nascente, sem capacidade de diluição.

O tratamento biológico clássico não é totalmente efetivo porque ainda deixa cargas orgânicas nos efluentes; por isso, foi construída uma lagoa com capacidade de 900 000m³ para armazenar as águas pluviais e funcionar como lagoa de estabilização. Devido à fertilização das águas com matéria mineral obteve-se um abundante crescimento de algas, abaixamento de pH e redução significativa de amônia. A toxidez dos efluentes é completamente removida, a ponto de haver criação de peixes na lagoa.

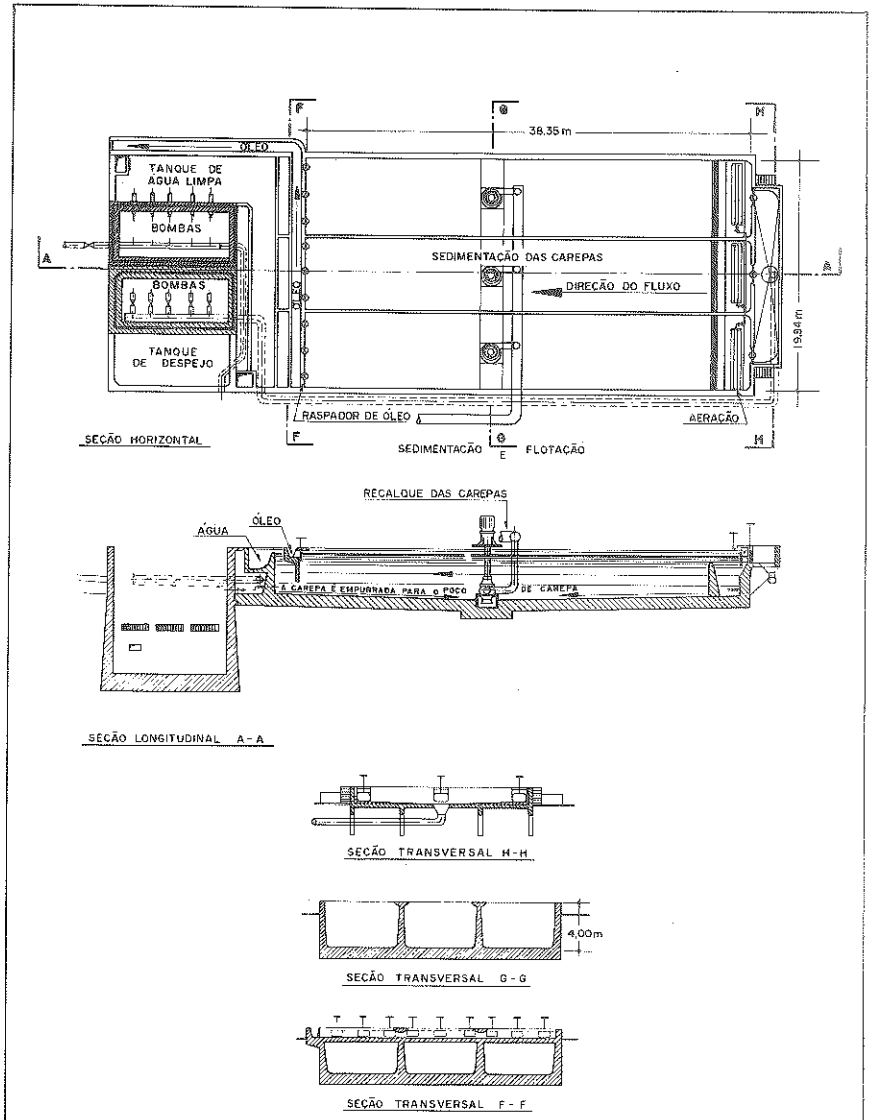


Fig. 15.34 – Estação de tratamento da água de refrigeração dos rolos dos laminadores

PERSPECTIVA ATUAL SOBRE OS PROCESSOS QUE ATENDERÃO AO FUTURO CRESCIMENTO DA PRODUÇÃO MUNDIAL E NACIONAL DE AÇO.

Em 1956, com apenas 3 anos de existência, a conversão a oxigênio passou a figurar nas estatísticas mundiais com 2 milhões de toneladas, sendo considerada um sucesso extraordinário; primeiro, atendendo apenas ao crescimento da demanda em aço, para, a seguir, substituir as velhas usinas S.M.

Assim é que, a partir do ano de 1970, já se viu confirmada esta tendência, como está mostrado na Tab. 15.25, onde se vê a produção mundial de 1970, e sua previsão para 1980.

Tabela 15.25 – Produção mundial de aço (milhões de toneladas = 10^6 t)

Processo de Fabricação	*Produção de 1970*		*Previsão para 1980*	
	10^6 t	%	*10^6 t*	%
S. Martin e outros	268,1	45,1	155	18
Conversores	245,2	41,2	545	62
Fornos elétricos	81,3	13,7	175	20
Total	594,6	100,0	875	100

Esta previsão pode estar até superada, pois, segundo estimativas recentes, a capacidade produtiva atual de aço L/D, no mundo, é de 365 milhões de toneladas anuais, ou seja, 32,5 milhões de toneladas a mais, com relação a 1972. Com a expansão de 102 milhões de toneladas em 1974, já há um total superior a 467 milhões de toneladas.

De qualquer modo, verifica-se que os conversores L/D, vão ganhando terreno, juntamente com os processos elétricos, em detrimento dos fornos Siemens Martin, tudo indicando que, para o futuro, o crescimento da produção de aço será baseado no seguinte esquema: produção de ferro-gusa em alto-forno a coque; produção de aço em conversor a oxigênio (L/D) e, em menor parte, em forno elétrico, relegando a produção de aço em forno Siemens-Martin a um plano inferior. A partir de 1980 a produção em fornos S.M., deverá ser responsável por menos de 20% da produção mundial de aço.

A perspectiva nacional é função do novo Plano Siderúrgico Brasileiro para o período 1975/1980, que prevê investimentos de 1,5 bilhões de dólares anuais e antecipa a elevação da produção para 25 milhões de toneladas anuais em 1980.

16

INDÚSTRIAS QUÍMICAS INORGÂNICAS

GENERALIDADES

Uma maneira de se classificar as indústrias químicas é a seguinte:
— álcalis e cloro;
— gases industriais;
— pigmentos inorgânicos;
— produtos químicos inorgânicos não citados acima.

Álcalis e cloro

Esta indústria compreende os estabelecimentos que fabricam cloro, carbonato de sódio, hidróxido de sódio, hidróxido de potássio e bicarbonato de sódio.

Gases industriais

Este grupo compreende os seguintes produtos: acetileno, dióxido de carbono, argônio, hélio, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, óxidos nitrosos.

Pigmentos inorgânicos

Neste grupo estão incluídos os pigmentos à base de titânio, de chumbo, sulfeto de zinco, óxido de zinco; pigmentos à base de cromo, óxido de cromo verde; pigmento à base de óxido de ferro e citargírio.

Produtos químicos inorgânicos não citados anteriormente

Nesta categoria, incluem-se os sais de sódio, potássio, alumínio, cálcio, cromo, magnésio, mercúrio, níquel, estanho, compostos inorgânicos

tais como carbureto de cálcio, alúmens, peróxido de hidrogênio, fosfatos, silicato de sódio, compostos de amônia, amônia anidra, sais de metais de terras raras, bromo, iodo, fósforo e metais alcalinos (sódio, potássio, lítio, etc.).

Devido à grande variedade de produtos incluídos neste setor, são selecionados, neste capítulo, um certo número de processos típicos escolhidos com base na sua importância com relação aos problemas de resíduos.

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS

Os efluentes das fábricas de produtos inorgânicos variam quantitativa e qualitativamente, dependendo do tipo de produto ou produtos fabricados, processos utilizados e matérias-primas empregadas. De um modo geral, os efluentes contêm teores variáveis de sólidos em suspensão e em solução, na forma de ácidos, álcalis, sais tóxicos ou que possam causar problemas, tais como fluoretos, fosfatos, sulfatos, solventes orgânicos, graxas, óleos, metais e água quente ou vapor. As águas residuais normalmente são compostas de efluentes contaminados e efluentes relativamente limpos. Em geral, os efluentes contaminados são aqueles provenientes do processo, enquanto que os efluentes limpos são aqueles provenientes do resfriamento, limpezas, etc. As águas contaminadas, por outro lado, resultam da lavagem de filtros, resíduos ácidos ou alcalinos, efluentes de processo ou de trabalho. As águas de processo são separadas das águas de resfriamento, na maioria das fábricas, para reduzir o volume das águas que irão necessitar tratamento antes da descarga.

Efluentes com altas temperaturas, apesar de não contaminados, podem, entretanto, produzir efeitos adversos devido a problemas térmicos, reduzindo a solubilidade do oxigênio.

Muitos processos utilizados na produção de produtos químicos inorgânicos geram grandes quantidades de energia térmica, que deve ser removida por resfriamento utilizando-se água ou ar. São particularmente significativas as fábricas produtoras de gases, devido à necessidade de descarregarem o calor extraído do ar ou gases naturais, durante a compressão e fases de resfriamento subseqüentes. As purgas dos sistemas de recirculação podem, também, conter teores significativos de produtos químicos adicionados à água de resfriamento, incluindo cromatos, zinco, fosfatos, bactericidas e produtos químicos orgânicos que poderão constituir problemas de poluição.

Composição dos efluentes

A composição dos efluentes de processos varia muito e cada caso deverá ser discutido e analisado individualmente. Há uma grande variação na composição dos resíduos, como é o caso dos efluentes de dois complexos apresentados, a título ilustrativo, na Tab. 16.1.

A fábrica I, produz sulfato de sódio, tiossulfato de sódio e sulfato de zinco. Os efluentes contêm sulfatos, zinco e bicarbonato de sódio. Os efluentes da fábrica II contêm cloro, amônia, ferro, fenol e grandes quantidades de sólidos dissolvidos e sólidos em suspensão.

Tabela 16.1 – Características dos despejos das fábricas I e II

Características dos efluentes	*Fábrica I*	*Fábrica II*
Vazão (m^3/dia)	1100 (processo) 5600 (total)	22600 (total)
pH	6,5 - 8,5	3 - 11
SO_3^{--} (mg/l)	20000	–
Zn^{++} (mg/l)	20	–
NaCl (mg/l)	45000	–
$NaHCO_3$ (mg/l)	15000	–
Sólidos em Suspensão (mg/l)	–	30 - 50
Cl^- (mg/l)	–	79000
NH_3 (mg/l)	–	4
Sol. Sólidos Totais (mg/l)	–	131000
Fe (solúvel) (mg/l)	–	0,36
Fenóis (ppb)	–	219
Dureza (equivalente em $CaCO_3$) (mg/l)	–	76000

As discussões dos processos individuais que se seguem, devem ser vistos ocorrendo em uma instalação separada ou como um processo ocorrendo em um complexo que produz vários produtos. Os produtos químicos inorgânicos podem ser fabricados em instalações que produzem compostos orgânicos altamente tóxicos. Em tais casos, os efluentes podem conter quantidades substanciais de compostos potencialmente tóxicos.

ÁLCALIS E CLORO

A produção de álcalis, principalmente o hidróxido de sódio, está intimamente ligada à produção de cloro, pelo processo de eletrólise do cloreto de sódio, processo este extremamente difundido na indústria atual.

A eletrólise pode ser efetuada em dois tipos de células:
— células a diafragma;
— células a mercúrio.

O cloreto de sódio é óbtido principalmente pela evaporação da água do mar que contém, também, outros sais como sais de cálcio e de magnésio. A outra fonte de obtenção do cloreto de sódio, são as minas de sal-gema que fornecem um produto bastante puro.

De um modo geral, os dois processos obedecem às seguintes fases:
— dissolução do cloreto de sódio;
— purificação da salmoura;
— eletrólise com produção de cloro, hidrogênio e hidróxido de sódio em solução;
— retorno da salmoura diluída para ressaturação.

Apesar dessas fases serem comuns aos dois processos de eletrólise, as diferenças são, contudo, bastante grandes com relação à poluição.

As células a diafragma empregam, para evitar a formação do NaClO e $NaClO_3$, diafragmas constituídos por um material poroso e quimicamente inerte, como parede divisória entre o anolito e o catolito. O anodo é fabricado, normalmente, em grafite e o catodo é feito em ferro (Fig. 16.1).

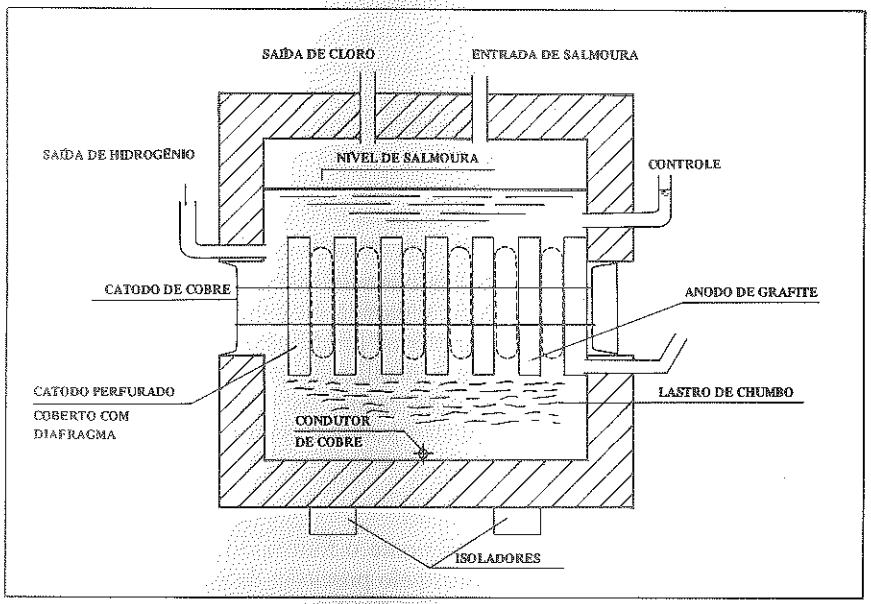


Fig. 16.1 — Células eletrolíticas a diafragma

As células a mercúrio, apresentam, como principal característica, o catodo de mercúrio cuja função é formar uma amálgama com o sódio que irá se decompor em uma câmara ligada em série com a célula (pilha) (Fig. 16.2)

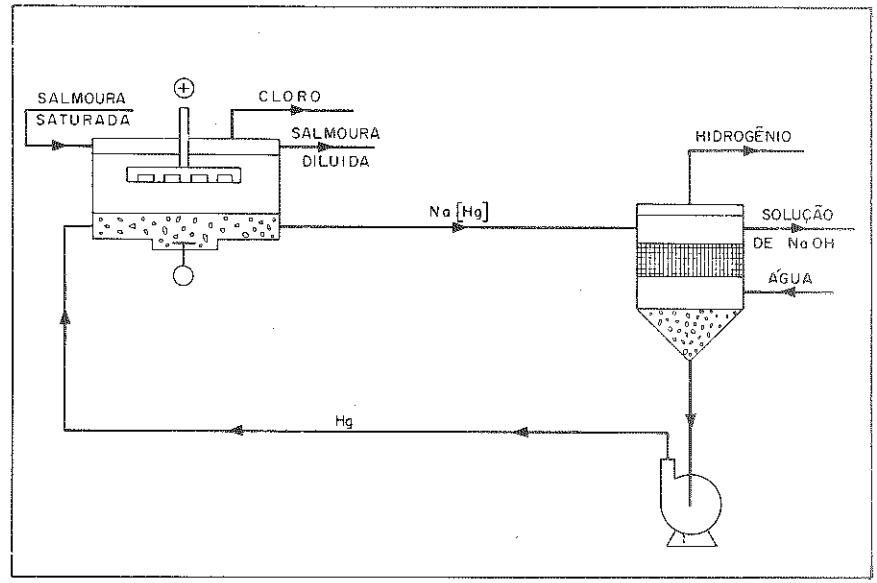


Fig. 16.2 — Células a catodo de mercúrio

Quanto ao produto final, as duas células se diferenciam pelo seguinte:
— a lixívia cáustica das células a mercúrio é concentrada (de 40% a 70% de hidróxido de sódio em peso), isenta de cloreto de sódio e, portanto, muito pura;
— as células a diafragma fornecem uma lixívia cáustica diluída (5% a 14% de hidróxido de sódio) contendo ainda 13% a 18% de cloreto de sódio, necessitando ser purificada posteriormente.

Os demais produtos (cloro e hidrogênio), não apresentam diferenças notáveis.

O processo eletrolítico das células a mercúrio apresenta basicamente os mesmos problemas de poluição das células a diafragma, acrescido daquele proveniente do emprego do mercúrio.

O processo (Fig. 16.3), consiste nas seguintes fases, considerando-se os poluentes gerados:
— **Eletrólise.** Nesta fase a salmoura entra em contato com os anodos que podem ser em grafite ou mais modernamente em titânio. No

caso da grafite, há um desgaste acarretando contaminação da salmoura com grãos muito finos em suspensão. O contato da salmoura com o mercúrio, provoca o aparecimento de grafite em suspensão e mercúrio metálico. Na pilha de decomposição, a reação da amálgama com a água é fortemente exotérmica, a ponto de contaminar o hidrogênio desprendido com elevado teor em mercúrio.

— **Secagem de cloro.** O cloro úmido produzido na célula é enviado para as colunas de secagem que empregam ácido sulfúrico a 98% como agente desidratante; este ácido, ao atingir a concentração de 45%, irá se constituir em um líquido residual.

— **Saturação e purificação da salmoura.** A salmoura diluída ao sair das células (contendo grafite e mercúrio), deve ser novamente concentrada de 300 a 315 g de NaCl/litro. Com o emprego de cloreto de sódio, obtido por evaporação da água do mar, tem-se ainda como impurezas, sais de cálcio e de magnésio.

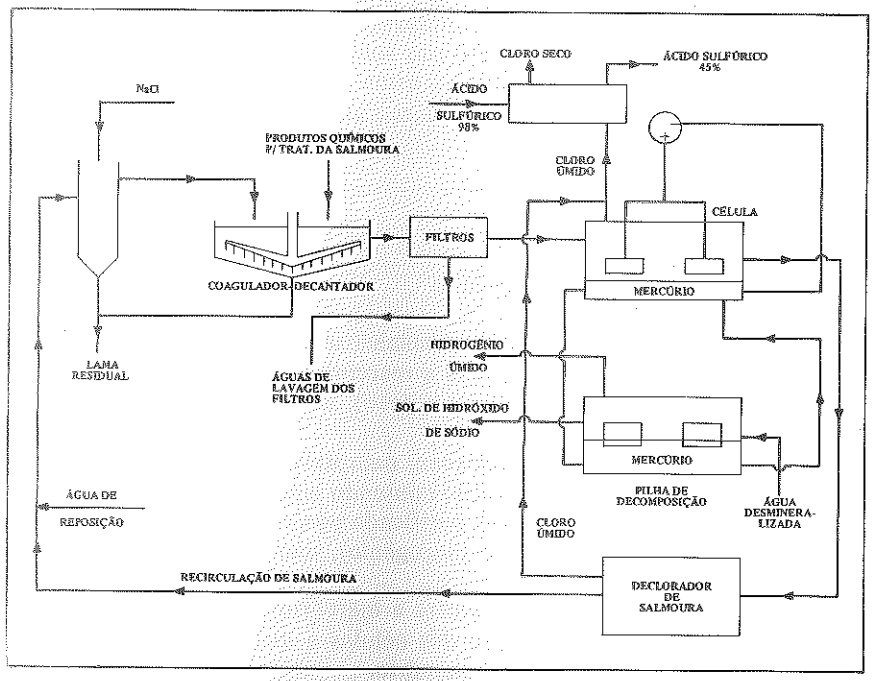


Fig. 16.3 — Fluxograma de uma indústria de álcalis e cloro

Essas impurezas serão precipitadas com emprego de carbonato de sódio e carbonato de bário, que eliminarão o cálcio, o magnésio e o íon

sulfato. O precipitado contendo aquelas substâncias, também arrasta a grafite e o mercúrio contidos na salmoura proveniente da eletrólise.

Entretanto, durante a operação da instalação, deve-se considerar os seguintes pontos que contribuem para aumentar as perdas de mercúrio, elevando os teores deste metal nos vários efluentes:

— a pressão de vapor do mercúrio a 20,2ºC é de 1,20 x 10^{-3} mm Hg; o que implica em fácil contaminação do ar ambiente;
—sua mobilidade, dificultando sua coleta em pisos ásperos ou com fendas;
— a necessidade de constante reposição do mercúrio nas células;
— sua presença em todo o circuito de salmoura. Deste modo, qualquer vazamento ou purga implicará em um efluente com mercúrio.

Método de tratamento

A primeira providência para controle da poluição por mercúrio em uma eletrólise com células a mercúrio, é a minimização do volume de despejos e redução do teor em mercúrio no líquido residual.

Conforme relatório da E.P.A. de 1970, o teor em mercúrio descarregado pelas eletrólises, variava de 50 a 85 g/t de cloro produzido. Certas legislações, têm como objetivo atingir valores entre 2 e 3 gramas de mercúrio por tonelada de cloro, até 1983.

Os métodos que contribuem para alcançar esses objetivos, são os seguintes:

— resfriamento do hidrogênio a temperatura abaixo de 0ºC a uma pressão de 2 atmosferas e retorno do condensado para a pilha;
— retorno do condensado obtido do resfriamento do cloro para a salmoura;
— separação das águas residuais e utilização de pisos em resina epoxi para evitar o aprisionamento do mercúrio no piso áspero;
— aumento e melhoria das bacias de sedimentação;
— filtração das águas residuais através de carvão ativo;
— tratamento das águas residuais com sulfeto de sódio, com subseqüente coagulação, sedimentação e filtração;
— tratamento das águas residuais por meio de resinas trocadoras de ions, provavelmente após pré-tratamento por outro método;
— melhoria dos processos de reativação dos anodos;
— recirculação da água utilizada em produção.

A Tab. 16.2 discrimina as fontes principais de perdas em mercúrio de uma instalação sueca antes de se iniciarem os processos de controle de perdas.

Tabela 16.2 — Fontes de perda de mercúrio

Fonte	*Gramas de Hg/t*
Hidrogênio	2 - 10
Condensado do hidrogênio	25 - 75
Atmosfera	15 - 25
Lama de purificação de salmoura	2 - 50
Águas de lavagem	10
Hidróxido de sódio	0,4 - 20
Varreduras e anodos usados	3 - 10
Desconhecida	5

Todos esses pontos tendem a fornecer um efluente contendo de um modo geral:

— cloreto de sódio;
— sulfatos;
— pH superior a 9 (hidróxido de sódio);
— mercúrio;
— sólidos em suspensão.

Processos de tratamento de águas contendo mercúrio nos efluentes das salas de eletrólise

Esses processos podem ser agrupados em três classes:

— redução dos ions Hg^{++} diretamente ao estado metálico;
— precipitação dos ions Hg^{++} sob forma de compostos insolúveis;
— fixação dos ions Hg^{++} sobre resinas trocadoras de ions.

Redução dos ions H^{++} diretamente ao estado metálico - Consiste em levar o mercúrio do estado iônico ao estado de mercúrio metálico que, na forma de glóbulos finos, é separado por filtração. Os redutores mais freqüentemente empregados são: hidrazina, formaldeído, borohidreto de sódio, água oxigenada e glicerina.

O custo, a eficiência do processo e as condições de operação, não têm permitido um emprego muito grande na indústria.

Outros redutores empregados são metais, como: zinco, ferro e sódio.

Neste caso, também, o custo, rendimento e condições, não tornam este processo, atualmente, muito atraente para emprego em indústrias.

Precipitação dos ions Hg^{++} sob forma de compostos insolúveis - Este processo é o mais comumente utilizado, ocorrendo a precipitação do mercúrio sob a forma de HgS, pelo emprego de ions S^{--} (Na_2S, NaHS, FeS, etc.). Por exemplo, com o NaHS, ocorre a reação seguinte:

$$HgCl_2 + NaHS + NaOH \rightarrow HgS + 2\,NaCl + H_2O$$

Apesar da reação se processar estequiometricamente, sua aplicação no tratamento das águas residuais, em escala industrial, apresenta dificuldades, tais como:

— presença de cloro ativo nos efluentes;
— difícil filtração do precipitado;
— os eletrodos utilizados no controle potenciométrico, sujam-se com facilidade.

Fixação dos ions Hg^{++} sobre resinas trocadoras - São processos baseados em captação por resinas trocadoras de ions, exigindo, porém, que os efluentes satisfaçam condições adequadas a essa captação, tornando-os muito caros frente aos outros processos.

Os mais conhecidos são:

Processo Osaka-Soda: pode ser utilizado, também, no tratamento de gases, lamas da purificação de salmoura e outras águas poluídas, com exceção dos líquidos cáusticos. As resinas deste processo não são regeneráveis.

Processo Billingsfors-Hanged: é aplicável somente aos líquidos, exigindo as seguintes fases prévias:

— acerto do pH para 11;
— filtração em filtro de areia;
— oxidação do Hg metálico com cloro;
— decloração do efluente em carvão ativo;
— passagem em resina Q 13 (Hg no efluente de 0,1 a 0,3 mg/l);
— passagem em resina Q-Sorb (não regenerável) (Hg no efluente 0,01 mg/l).

De todos os processos descritos, o processo mais adequado é a precipitação do Hg, sob a forma de sulfeto sendo o precipitado armazenado. Um esquema do processo é apresentado na Figura 16.4.

Este processo exige, para manter seu bom rendimento, um dispositivo de controle de pH e redox. Na patente da Imperial Chemical Industries (dezembro de 1963), o processo se desenvolve como segue:

- adição de sulfeto às águas residuais até que o potencial redox relativo ao eletrodo de calomelano (KCl saturado) esteja na faixa de + 0,85 volts a + 0,93 volts; elevação do pH, pela introdução de álcalis, até a zona de 7 a 9 (de preferência 8); continuação da introdução de sulfeto, até que o potencial redox esteja na faixa de 0 a -0,2 volts; floculação do precipitado obtido e sedimentação, seguida da filtração.

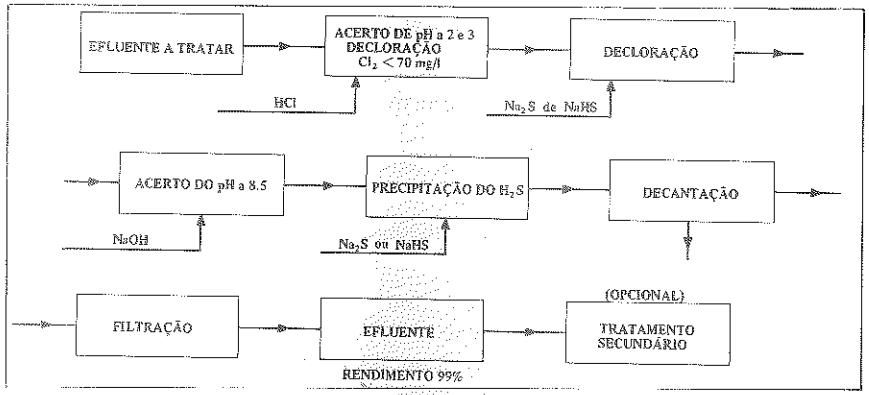


Fig. 16.4 – Fluxograma do tratamento de despejos com mercúrio

OUTROS PROCESSOS

Os demais processos descritos podem ocorrer em uma fábrica em separado, ou como um dos processos em um complexo que produza diversos produtos. Fábricas de produtos inorgânicos podem gerar produtos orgânicos de alta toxidade.

Gases

O nitrogênio, oxigênio e outros gases são extraídos do ar, por liquefação à média pressão, seguida de destilação e retificação. O problema de resíduos, é resultante do aquecimento da água de resfriamento e dos óleos lubrificantes utilizados nos compressores. A quantidade destes óleos residuais varia de fábrica para fábrica, dependendo dos compressores utilizados. O controle das descargas de óleo é executado por processos físicos (separadores de óleos) e/ou biológicos.

Ácidos inorgânicos

Uma grande parte do ácido clorídrico é obtida como subproduto da cloração de hidrocarbonetos. Os efluentes contêm HCl, sendo que o melhor tratamento consiste na neutralização. Os contaminantes do tipo clorobenzeno e fosfagênio também são encontrados no resíduo. Em instalações que utilizam o processo sintético, isto é, a queima de hidrogênio em cloro gasoso, os efluentes são geralmente utilizados para neutralizar os despejos alcalinos de usinas cloro-álcali adjacentes ou próximas.

Os efluentes típicos, a quantidade por tonelada de produto, bem como o tratamento mais utilizado, são apresentados na Tab. 16.3

As fontes de resíduos na fabricação do ácido nítrico, estão confinadas às operações de lavagem das áreas, purgas nas águas de resfriamento e amostras colhidas para controle de qualidade. Essas pequenas quantidades de águas residuais são recolhidas e utilizadas como água de processo para a fabricação de ácido nítrico e, de um modo geral, não há descargas de resíduos nesse tipo de fábrica quando em funcionamento normal. As cargas poluidoras variam de 0,04 a 0,4kg de ácido nítrico por t de ácido produzido.

O ácido sulfúrico, normalmente fabricado pela reação entre oxigênio e enxofre é, também, relativamente livre de poluição. Normalmente, a água de processo não é descarregada. Nas fábricas novas, a única fonte de poluição é proveniente dos reagentes utilizados no tratamento da água de resfriamento, vazamentos e operações de lavagem. Em diversas fábricas, as águas de lavagem são recolhidas e reutilizadas. Nas fábricas velhas as águas de lavagem são neutralizadas com cal.

O ácido fluorídrico é obtido pela reação do ácido sulfúrico com espato-flúor (CaF_2). O subproduto (gesso) é geralmente descartado. Efluentes das fábricas de ácido fluorídrico contêm $CaSO_4$ CaF_2, H_2SO_4, óxidos metálicos, sílica, H_2SiF_6 e ácido fluorídrico. O método padrão de tratamento consiste na adição de cal para neutralizar o ácido sulfúrico, reduzir o teor em fluoreto a 5 mg/l, seguindo-se uma operação de sedimentação para a separação do sulfato de cálcio e fluoreto de cálcio formados.

Fósforo

O fósforo é processado em fornos elétricos onde o minério é aquecido a alta temperatura, combinado com areia e coque. Os efluentes incluem escória dos fornos elétricos, poeira carregada com os gases de exaustão e águas fosforosas. O fósforo contido nos efluentes líquidos é tratado por clarificação, de modo a se recuperar o fósforo coloidal. As fábricas que recirculam suas águas, podem apresentar efluentes com um teor de 0,05 mg/l. Enterrar o fósforo sedimentado é um procedimento muito usado.

Peróxido de hidrogênio

O peróxido de hidrogênio é produzido seja pelo processo eletrolítico ou por um processo orgânico que usa antraquinona dissolvida em solvente ou álcool isopropílico. O processo orgânico é o mais utilizado. Os efluentes incluem água de resfriamento, de extração e de purificação, além das águas de lavagem da área. Esses efluentes contêm ácido sulfúrico, H_2O_2 e solventes orgânicos. O tratamento consiste, inicialmente, na neutralização do

Tabela 16.3 – Efluentes típicos por tonelada de produto e tratamento

Produto/Processo	*Efluente (kg/t)*	*Tratamento*
HCl (queima direta)	HCl (18,5)	Utilizado para neutralizar efluentes alcalinos.
HNO_3 (Oxidação da amônia)	HNO_3 (2,7)	Reciclagem das águas de lavagem.
H_2SO_4 (Contato)	H_2SO_4 (0,4) SO_2	Neutralização com cal. Lavagem em torres de absorção.
HF (Reator com fluorspato)	$CaSO_4$ (3200) CaF_2 (55) H_2SO_4 (220) Sílica (13,0)	Sedimentação – reciclagem da água. Tratamento com cal – sedimentação. Neutralização. Sedimentação.
Ácido fosfórico (processo úmido)	$CaSO_4$ (720) CaF_2 (31) Fosfatos (20) Silicatos (77) Ácido fosfórico (0,4)	Sedimentação – reciclagem da água Tratamento com cal – sedimentação. Tratamento com cal – sedimentação. Sedimentação. Reutilização da água de lavagem.
Ácido Fosfórico (Processo Seco)	As_2O_3 (0,1)	Torres de lavagem – coleta "land-fill".
Fósforo (Fornos elétricos)	Fósforo (5,4) Fosfatos solúveis (4,9) Fluoretos (3,6) Fosfatos sólidos (52)	Sedimentação – Aterro sanitário. Tratamento com cal, sedimentação, recirculação de água. Tratamento com cal, sedimentação, recirculação da água. Coleta a seco e reutilização.
Peróxido de hidrogênio (solvente orgânico)	Solventes orgânicos (1,8)	Biodegradação, lodo ativado
	H_2O_2 (18)	Recirculação.
Cloreto de Alumínio (Alumínio fundido)	$AlCl_3$ (14,4) Cl_2 (1,8) HCl (1,8)	Torres de lavagem com líquido alcalino, sedimentação. Idem acima. Idem acima.
Sulfato de Alumínio (Sistema ácido – via úmida)	Silicatos (122) Aluminatos (34) H_2SO_4 (4,5) Fe_2O_3 (4,9)	Neutralização com cal, sedimentação. Neutralização com cal, sedimentação. Idem acima. Idem acima.
Nitrato de Amônia Sulfato de Amônia	Ausente $CaCl_3$ (450)	– Lagoa de sedimentação.

ácido sulfúrico, seguida de um tratamento de lodo ativado para a remoção dos solventes biodegradáveis.

Carbureto de cálcio

O carbureto de cálcio é obtido pela reação do óxido de cálcio com coque em um forno a arco. No processo não se utiliza água. Os resíduos resultam, primeiramente, da lavagem dos gases e da lavagem do equipamento. São efluentes altamente alcalinos e o tratamento deve ser feito por neutralização, seguida de sedimentação, caso seja usado ácido sulfúrico.

Cal

A cal é obtida pela decomposição térmica de calcário, em fornos. Não há água de processo, sendo que o único efluente é resultante das torres de lavagem, utilizadas para a remoção de material particulado. Esse efluente contém carbonato de cálcio e hidróxido de cálcio e têm caráter alcalino.

Cloreto de alumínio

É obtido pela cloração de alumínio fundido. O processo não utiliza água, porém, o efluente líquido surge da lavagem dos gases, nas torres de absorção dos efluentes gasosos (HCl, Cl_2 e $AlCl_3$). Para melhor eficiência, essa absorção deve ser efetuada com líquidos alcalinos, resultando um efluente contendo sais de alumínio, cloretos e hipocloritos.

PIGMENTOS INORGÂNICOS

Nesta categoria, a indústria de pigmentos à base de titânio, mais especificamente do dióxido de titânio (TiO_2), é a que apresenta maiores problemas de poluição.

O titânio é um elemento considerado classicamente como um dos componentes mais comuns da crosta terrestre, sendo encontrado em quase todas as rochas.

O titânio é, atualmente, muito procurado não somente como metal para a construção aeronáutica espacial mas, também, sob a forma de dióxido de titânio que possui excelentes qualidades opacificantes, sendo empregado como pigmento branco nas pinturas, na indústria do papel, matérias plásticas, etc.

A produção do dióxido de titânio se faz, atualmente, segundo dois processos de ataque ao mineral:

— pelo cloro, o que acarreta a produção de importantes qualidades de cloreto férrico;
— pelo ácido sulfúrico puro: as grandes quantidades de sulfato ferroso resultantes são dificilmente utilizáveis, além de boa quantidade de ácido sulfúrico livre e de sulfatos e óxidos de todos os elementos presentes inicialmente no mineral.

As indústrias que processam esse produto, geralmente, localizam-se à beira mar onde lançam grande volume de efluentes ácidos, dificilmente tratáveis ou recuperáveis. Cerca de 10% desses efluentes se apresentam sob forma de lodo.

Para uma fábrica que produz 150 toneladas por dia de dióxido de titânio, o despejo pode atingir 3 000 toneladas de efluentes ácidos contendo:

— ácido sulfúrico:	330 t/dia
— sulfato ferroso:	140 "
— titânio:	7,8 "
— cádmio:	30 kg/dia
— vanádio:	710 kg/dia
— chumbo:	30 "
— cromo trivalente	100 "

Até o presente, o processo de disposição dos efluentes tem sido o lançamento ao mar, seja através de emissários submarinos, seja pelo emprego de navios especialmente equipados para esse fim.

Os estudos acerca da influência desses rejeitos sobre a vida marinha, permitem as seguintes conclusões:

— a acidez seria o fator tóxico preponderante, conforme os ensaios efetuados;
— a adsorção do hidróxido férrico sobre as larvas plantônicas de crustáceos poderia ter uma influência sobre seu desenvolvimento;
— em exames relativos à toxidez indutiva, avaliada em 3 níveis de uma cadeia alimentar do tipo pelágio, não foram constatadas mortalidades e nem acumulação significativa de ferro, zinco, cobre e cádmio.

Contudo, os estudos sobre o assunto prosseguem e nada de definitivo foi concluído. É certo, porém, que este tipo de efluente permanece ainda como um desafio e mesmo seu lançamento ao mar necessita de técnicas mais aperfeiçoadas.

17
PETRÓLEO

BREVE HISTÓRICO

O petróleo já era conhecido há, mais ou menos, 3.000 anos antes de Cristo quando, sucessivamente, os habitantes de Suméria, Assíria e Babilônia começaram a utilizar o betume.

Tanto para os persas quanto para os árabes a palavra "nafta" tem o significado de óleo cru e destilados leves, empregados há vários séculos para iluminação, clarear a seda e outros tecidos, na medicina e com finalidades bélicas.

Alexandre, o Grande, em Timur e Nadir Shah, aniquilou o inimigo queimando petróleo embaixo dos elefantes que, em pânico, "estouraram" na direção de seus amos.

Na batalha das "Termópilas", no ano de 480 AC, o rei espartano Leônidas, com apenas 300 soldados, lutou encarniçadamente contra o exército persa comandado por Xerxes, contendo seu avanço contra a Grécia por 3 dias. Ponto alto da batalha foi quando Xerxes enviou a guarda real, tropa completamente descansada, para aniquilar os espartanos que, então, queimaram petróleo esparramado no solo em que deveriam passar os persas, infligindo-lhes pesadas perdas.

Na China, foi encontrado petróleo numa perfuração em busca de sal, no século 3 AC.

No princípio da era Cristã os árabes aperfeiçoaram alguns métodos de destilação que mais tarde foram transladados para a Europa Ocidental via Espanha.

ORIGENS DOS DESPEJOS

Os despejos originam-se das seguintes fontes:

— óleos usados para aquecimento ou produção de energia;
— óleos usados para lubrificação;

— emulsões oleosas usadas para fins de resfriamento ou corte;
— fluídos de petróleo para limpeza;
— quaisquer compostos obtidos com base no petróleo ou asfalto;
— navios de carga e de passageiros;
— equipamentos para transportes e armazenagem de óleos;
— indústrias;
— garagens e postos de gasolina;
— refinarias de petróleo.

ANÁLISE DAS PELÍCULAS FLUTUANTES

O lançamento de produtos petrolíferos e outros líquidos insolúveis na água, muitas vezes resulta em uma camada de óleo ou película gordurosa na superfície das águas receptoras.

A determinação analítica dos óleos ou graxas é baseada na sua extração com um solvente orgânico volátil. A seguir, o solvente é evaporado deixando um resíduo de graxa que pode ser pesado. Podem ocorrer pequenos erros devido à solubilidade de outros materiais agregados à graxa ou, também, devido à falta de solubilidade de algumas graxas verdadeiras sob as condições de teste. Nesse caso, o resultado do teste deve ser considerado como algo arbitrário. A escolha do solvente constitui um fator importante nessas solubilidades relativas; o "Standard Methods", recomenda o éter de petróleo ou hexano. Quando se trata de baixas concentrações, os métodos ópticos podem ser empregados ao invés da pesagem, após o óleo ter sido retirado em um solvente apropriado. A espectofotometria infravermelha é sensível a 0,1 mg/l de hidrocarbonetos oleosos; como padrão comparativo é empregada uma mistura de cetona, iso-octana e benzeno.

DIVISÕES DA INDÚSTRIA PETROLÍFERA

As operações das indústrias petrolíferas, desde a produção até o estudo de mercado, produzem despejos industriais de várias composições. Todavia, todas são caracterizadas pelo conteúdo de óleo. É unânime a opinião de que é muito prejudicial e desagradável a poluição por óleo; esse problema tem sido estudado continuamente por entidades estatais, paraestatais e de iniciativa privada. Indústrias outras que não a petrolífera, incluindo a de acabamento de metais, produção de óleo vegetal, frigoríficos e fabrico de substâncias químicas, também produzem despejos oleosos. Para separá-los têm sido utilizadas as técnicas aperfeiçoadas pela indústria petrolífera.

A indústria petrolífera tem 4 divisões principais:
— produção (ou mineração);
— transporte;
— refino;
— comercialização.

Às divisões acima adiciona-se um campo especial que é o da indústria petroquímica, um segmento da indústria de produtos químicos orgânicos, na qual o petróleo é utilizado como matéria-prima básica.

PRODUÇÃO DE PETRÓLEO

A produção de petróleo envolve sua recuperação das fontes subterrâneas, na forma de óleo cru. Gás natural é obtido junto com o óleo em poços separados, mas sua recuperação e purificação são relativamente livres de problemas com despejos industriais.

Os despejos provenientes da produção consistem de:
— Lodos, que aparecem no processo de perfuração.
— Óleos, que aparecem devido a perdas ocasionais durante a perfuração e manuseio.
— Salmoura, que, inevitavelmente, acompanha o óleo cru. A quantidade de salmoura em certos campos petrolíferos é aproximadamente 3,3 vezes a quantidade de petróleo bombeado e em sua composição existe 32,5% de sólidos totais e 20% de cloretos. A sua carga de sólidos pode, na verdade, ser 10 vezes superior a da água do mar normal. A menos que exista nas redondezas um curso d'água de grande porte, para que a salmoura seja eliminada após a remoção do óleo, poderá causar problemas sérios de poluição. O destino final econômico da salmoura permanece um problema. Contudo é comum adotarem-se as seguintes providências:
  - armazenagem em lagoas para evaporação e infiltração; deve-se tomar especial cuidado, pois poderá causar contaminação do lençol freático;
  - recarga das camadas profundas por bombeamento, muitas vezes como artifício para aumentar a produção de óleo;
  - lançamento no subsolo.

TRANSPORTE

O transporte de petróleo inclui a movimentação do óleo cru das regiões produtoras para as refinarias e daí para os pontos de consumo. Os problemas de poluição aparecem, inicialmente, com acidentes e falhas de

equipamentos. Os acidentes são, até certo ponto, inevitáveis. Todavia, podem ser diminuídos e os processos para recuperação dos cursos d'água, após os derrames, devem ser do conhecimento de todo o pessoal que trabalha no ramo.

A água usada como lastro nos petroleiros vazios deve estar razoavelmente livre do óleo antes de ser descarregada no oceano ou cursos d'água. O bombeamento de água com óleo, quando necessário, pode ser feito suficientemente distante das praias, de modo a que a contaminação esteja dissipada antes que possa causar danos. Despejos provenientes da limpeza dos equipamentos de transporte necessitam de um tratamento especial, mas que não é complexo.

A fonte mais comum de poluição por óleo, todavia, é sem dúvida o sistema usado para lastreamento de navios. Para conservar a estabilidade, água do mar é admitida aos compartimentos de óleo compensando o óleo consumido. Esta água deverá depois ser bombeada para fora a fim de permitir um novo carregamento. Com esta operação, lança-se ao mar uma certa quantidade de borra que se eleva a 250 mil toneladas por ano em todo o mundo. Convenções internacionais existentes proíbem a lavagem de tanques dentro de uma faixa de 70 km da costa, mas muitos comandantes não respeitam essa lei. Mesmo que houvesse um perfeito cumprimento não seria suficiente para permitir que a ação do ar e das bactérias decompusessem as moléculas de óleo antes de atingirem a costa.

Os efeitos do óleo sobre a flora e fauna marinhas variam muito. Por exemplo, o óleo recobre as penas e rouba dos pássaros seu isolante natural; mais pesados, incapazes de voar, com menos capacidade de flutuar na água os pássaros poderão morrer de frio ou simplesmente afundar em sua tumba aquática.

As ostras parecem ser mais resistentes ao óleo, ainda que também elas morram se o óleo as encontra na faixa de entre marés. Na maré baixa, o óleo deixado atrás, recobre as ostras, sufocando-as. Da mesma forma, o óleo pode matar os peixes por entupimento de suas guelras.

Existe, também, a possibilidade de acidentes com os petroleiros, ensejando problemas de poluição por óleo, de grande monta, sendo que o pior desses acidentes ocorreu com o superpetroleiro SS Torrey Canyon.

Às 08:50 h do dia 18 de março de 1967, sábado, o SS TORREY CANYON ficou encalhado nas rochas Seven Stones (50° 02,5' N, 06° 07,5'0), a 16 milhas a oeste de Lands Ends, ao ir em direção a Milford Haven e vindo do Golfo Pérsico. No momento em que encalhou, o Torrey Canyon estava navegando a 16 nós na direção norte e a plena luz do dia. Sua carga era 119000 t de óleo cru do Kuwait.

O Torrey Canyon chocou-se no lado oeste da Pollard Rock e seu impulso levou-o para frente, danificando-o por baixo, em pelo menos na metade de seu comprimento. Imediatamente bombeou-se óleo ao mar como tentativa para fazer o navio flutuar novamente. Esse expediente foi tentado durante as primeiras horas do encalhe, depois essa medida foi abandonada face à inundação das caldeiras do navio. Na proa do navio e na parte mais estreita do porão a vante, existiam 5 tanques profundos com óleo combustível. Na popa e entre esses 5 tanques existiam 18 tanques de carga, 16 dos quais com petróleo. A estimativa de perda de petróleo nas primeiras horas foi de 30,000 toneladas, incluindo o óleo bombeado ao mar.

Duas horas após o acidente, um helicóptero da Royal Navy já sobrevoava o navio. De imediato todos se conscientizaram tratar-se de uma enorme poluição por óleo sem paralelo na história. Ao meio-dia, chegou um rebocador holandês e, mais tarde, outros três para ajudarem a salvar o navio. À tarde, dois navios da Royal Navy começaram a espalhar detergentes na crescente camada de óleo flutuante.

No dia 20 de março, 2.ª feira, uma frota de navios da Royal Navy e outros alugados, passaram a espalhar detergentes, ao mesmo tempo que se realizava intenso reconhecimento aéreo quanto ao movimento do óleo no mar. Os encarregados do salvamento do navio, chegaram à conclusão de que havia uma boa possibilidade de salvar o navio, pois o mesmo não havia quebrado e ainda havia força a bordo gerada em fontes auxiliares.

Na manhã do dia 21 de março, 3.ª feira, houve uma explosão na parte dianteira da superestrutura do navio, matando o chefe holandês da operação de salvamento. As tentativas de salvamento continuaram apesar das novas dificuldades advindas da falta de força no navio e do perigo de novas explosões devido aos gases voláteis do petróleo.

A tabela das marés indicava marés altas para os dias 26 e 27 de março, por isso no dia 22, quarta-feira, foram colocados 3 compressores em helicópteros e planos foram feitos para bombear ar nos tanques com o fim de dar ao navio flutuação suficiente para sair da rocha. No dia 22 o "Chief Scientific Adviser" fez uma reunião de emergência com o "Committee of Scientists" e encarregou-o de estudar as soluções para o problema com o Torrey Canyon supondo o pior, ou seja, que pudesse quebrar-se e em seguida ter seu carregamento espalhado no mar. O problema foi subdividido em 6 partes:

— o que fazer com o óleo remanescente no navio;
— o que fazer com o óleo no mar;
— como prevenir que o óleo chegasse à costa;
— como limpar as praias que pudessem ser contaminadas;
— como minimizar os perigos à fauna e flora marinhas;
— como coordenar os esforços das várias organizações dedicando-se ao problema Torrey Canyon.

No dia 23 de março, quinta-feira, o vento que soprava no sentido oeste-noroeste, aumentou para 20 nós. Vinte e quatro navios estavam nesse dia espalhando detergente nas lâminas oleosas e os preparativos finais de salvamento já estavam prontos.

No dia 24 de março, sexta-feira, o vento mudou para sudoeste, empurrando as lâminas oleosas para as praias de Cornwall.

No dia 25 de março, sábado, o óleo chegou às praias de Cornwall. Além das 30000 t de óleo perdidas nas primeiras horas do dia 18, outras 20 000 t foram perdidas por vazamentos entre os dias 19 a 25, sobrando ainda 69 000 toneladas a bordo do Torrey Canyon.

No domingo, dia 26 de março, soprou um vento forte em direção sudoeste, provocando o adiamento do salvamento do Torrey Canyon durante todo o período da tarde. Os tanques de proa foram novamente pressurizados e o cabo ligando-o aos dois rebocadores de maior porte partiu-se. As 18:00 h desse mesmo dia, o Torrey Canyon partiu-se em dois e as tentativas de salvamento foram abandonadas. Ao partir-se, o Torrey Canyon deixou vazar mais 50 000 t de óleo no mar.

A maior parte do óleo vazado do navio dirigiu-se, sob a ação de um vento forte oeste-noroeste, no sentido das praias de Cornwall, mas no dia 29 de março, o vento mudou para a direção sul, levando a lâmina oleosa para a França.

Com o navio partido em dois, e condições atmosféricas desfavoráveis, foi considerado como impraticável a recuperação do Torrey Canyon, deixando como única alternativa a queima do óleo remanescente no local. A força aérea inglesa (RAF) bombardeou, com precisão, nos dias 28, 29 e 30 de março, os dois pedaços do navio, queimando as 19 000 t restantes.

A Marinha Inglesa continuou espargindo detergente nas lâminas de óleo no mar até 4 de abril, quando completou 18 dias de trabalho.

O óleo atingiu as praias da Inglaterra em 9 de abril, domingo e continuou chegando até 28 de abril, numa extensão de 60 milhas desde a "Baía de Lannion" no oeste até o "Point de L'Arcouest" no leste. O óleo também atingiu as praias de várias ilhas. A poluição na Inglaterra foi muito pior que a de Cornwall e praticamente contínua ao longo das praias mais atingidas. Em alguns locais, a camada de óleo tinha mais de 30 cm de profundidade. O óleo removido das praias até 28 de abril somou 4 200 t. A recuperação foi feita principalmente por meios mecânicos, embora houvesse também trabalho manual efetuado por numerosos voluntários.

Os britânicos apelaram também para a ajuda do "Slickbar", um equipamento de varas flexíveis construído pela "Neirad Industries of Saugatuck, Con.". Sustentado por bóias de polietileno, o equipamento consiste em tiras de plástico que mergulham pouco abaixo da superfície da água. Seções de 3 metros são ligadas para formar uma barreira contínua ao redor da mancha de óleo. O equipamento é então fechado sobre si mesmo como um laço e a mancha contraída de óleo é retirada da água por meio de sifonagem ou bombeamento.

Outro combatente empregado foi o barco "Waterwisser" (Limpa Água) que raspa a superfície da água com duas lâminas em V. As películas de óleo raspadas pelas lâminas são encaminhadas para seu vértice por onde entram para os tanques.

A Marinha Francesa preferiu empregar palha de madeira para recuperação de óleo, recusando-se a empregar detergentes. As últimas lâminas de óleo foram finalmente afundadas pela Marinha Francesa nos primeiros dias de junho de 1967 na Baía de Biscay, em águas com profundidade de 300 m. Com o acidente do Torrey Canyon, estima-se que pelo menos 100.000 pássaros marinhos morreram.

A Tab. 17.1, indica as principais características dos despejos da indústria do petróleo.

REFINARIAS DE PETRÓLEO

Do petróleo são obtidos centenas de produtos. Os principais são os combustíveis, lubrificantes, graxas, óleos e gorduras, e matéria-prima para as indústrias química e petroquímica.

Tabela 17.1 – Despejos de petróleo[1]

	Origem do despejo					
	Perfuração de poços	*Armazenagem de óleos*	*Destilação*	*Tratamento*	*Recuperação*	*Diversos*
Composição dos despejos	Óleo, salmoura, sódio, cálcio, magnésio, cloro, sulfato, bromo.	Compostos orgânicos com enxofre, ácidos, gás sulfuroso; sais inorgânicos, cloro, magnésio, cálcio, enxofre, emulsões e ácido sulfídrico.	Compostos orgânicos com enxofre e nitrogênio, sais inorgânicos e álcalis, fenóis, sabões, emulsões.	Os mesmos encontrados na destilação e chumbo, cobre, cálcio e ácido naftênico.	Os mesmos encontrados na destilação e mercaptans, *ésteres* orgânicos, ferro e compostos de enxofre.	Oleos, produtos químicos inorgânicos, ácido fluorídrico (alquilação).
Métodos de Tratamento	Separadores, tanques separadores de escuma, evaporadores, infiltração e emprego para dar pressão aos poços.	Os mesmos empregados na perfuração.	Tanques de sedimentação, filtros, aproveitamento da soda cáustica e evaporação.	Os mesmos empregados na destilação e recuperação por destilação.	Os mesmos empregados no tratamento.	Os mesmos empregados na perfuração e neutralização do ácido fluorídrico com cal.
Observações sobre os despejos	A cal pode ser usada para quebrar as emulsões oleosas; o óleo separado é enviado para áreas de infiltração ou usado para dar pressões aos poços.			Compostos orgânicos gastos na recuperação dos produtos químicos. A cal pode ser empregada para neutralizar o ácido sulfúrico e o lodo, caso a recuperação não seja possível.	A cal pode ser empregada para remoção de ferro e de enxofre.	Incluem os compostos empregados no abrandamento da água, trocadores de calor e drenagem geral.

Na modernização dos equipamentos, inclui-se a expansão e instalação de unidades de grande eficiência para tratamento dos despejos. A expansão da capacidade de refino tem sido acompanhada de uma redução significativa do uso da água.

Uma refinaria de petróleo é uma combinação complexa de processos e operações interdependentes.Consideram-se vinte processos como fundamentais:

Armazenagem de óleo cru e de produtos

É feita em tanques de tamanhos variados com a finalidade de garantir o abastecimento adequado de óleos crus para o fracionamento primário, durante um tempo de operação considerado econômico, para uniformizar as vazões de produção, para a armazenagem de materiais destinados às unidades de processamento intermediário e para a armazenagem dos produtos finais antes da sua expedição em conformidade com as demandas do mercado consumidor.

Durante a armazenagem há separação de água, sendo esta drenada e encaminhada aos esgotos.

Dessalgação do óleo cru

Efetua-se por processos eletrostáticos e químicos para a remoção de sais inorgânicos e sólidos em suspensão do óleo cru, antes do fracionamento. O óleo cru é emulsionado com água sendo a emulsão quebrada por meio de um campo eletrostático ou por desemulsificantes químicos específicos. A água se apodera dos sais e demais impurezas do óleo, decanta para o fundo e é descarregada no sistema de coleta.

Fracionamento do óleo cru

É a destilação que visa separar do resíduo denso do óleo (cauda), das partes mais voláteis, como gases e gasolina, querosene, óleo combustível, óleo diesel, óleos lubrificantes e outras frações destiladas. A tendência caminha em direção de combinações mais complexas de torres sob pressão atmosférica ou a vácuo, com maior produção de outros destilados. As colunas de fracionamento de óleo cru providenciam a alimentação para as unidades de processamento a jusante e produzem alguns produtos finais.

Craqueamento térmico

As frações pesadas são decompostas pelo calor e pressão em frações mais leves, tais como óleo combustível doméstico, material para craqueamento catalítico, etc. Combustíveis pesados ou coque são produzidos do resíduo não craqueado. O craqueamento convencional, importante operação no passado, está sendo substituído paulatinamente pelo craqueamento catalítico, mas há unidades de craqueamento térmico modificado que estão sendo instaladas em um número significativo de refinarias nos EUA, esperando-se que sua aplicação cresça.

Craqueamento catalítico

Neste processo, assim como no de craqueamento térmico, as frações mais pesadas são decompostas em frações mais leves. Provavelmente é esta a chave para a produção de grandes volumes de material para a manufatura de gasolina com alto teor de octana.

Produzem-se, também, óleos combustíveis e destilados médios. O emprego de catalisadores permite operar a temperaturas e pressões mais baixas do que as empregadas no craqueamento térmico, evitando, ainda, a produção de produtos polimerizados indesejáveis. Os processos de craqueamento catalítico "fluidizado", no qual o catalisador muito finamente pulverizado é manipulado como se fosse um fluido, substituíram largamente os processos de leito fixo e leito móvel, que empregam o catalisador granulado ou peletizado.

Craqueamento hidrogenado

É basicamente o craqueamento catalítico em presença de hidrogênio, utilizando temperaturas mais baixas e pressões mais elevadas. Os produtos se assemelham aos do craqueamento catalítico, porém, o craqueamento hidrogenado tem maior flexibilidade no ajuste das operações para atender a alterações da demanda de produtos.

É um dos processos em mais rápido desenvolvimento.

Reforma

É um processo de rearranjo molecular para a conversão de frações de baixo teor de octana em frações para gasolina de alta octanagem ou para a produção de compostos aromáticos para a indústria petroquímica. Há muitas variedades, mas a diferença essencial e, muitas vezes, a única diferença, reside na composição do catalisador empregado.

Polimerização

É um processo para converter as olefinas intermediárias (especialmente o propileno) em gasolina com polímeros de peso molecular não elevado. É considerado um processo marginal, pois o teor de octana não é significativamente mais elevado do que o da fração mista usada na produção de gasolina básica, de modo que não pode provocar a melhoria da qualidade do conjunto de combustíveis para motor.

Também é assim considerado pelo fato de que o rendimento por unidade de fração de olefina é muito melhor do que o rendimento da polimerização.

Por conseguinte, espera-se que o declínio do emprego do processo atual de polimerização continue.

Alcilação

É a reação de uma isoparafina (geralmente isobutano) com uma olefina (propileno, butileno, etc), na presença de um catalisador, a fim de se obter um alcilato de elevada octanagem, que constitui um dos mais importantes componentes das gasolinas para automóveis.

O catalisador mais empregado é o ácido sulfúrico, seguido de ácido fluorídrico e cloreto de alumínio.

Espera-se que continue crescendo a capacidade do processo de alcilação, em decorrência da demanda por gasolinas de alto teor de octana.

Isomerização

É outro processo de rearranjo molecular muito semelhante ao de reforma. Geralmente a alimentação é feita com fração mais leves e mais específicas (butano, pentano e hexano normais).

Os produtos desejados são o isobutano como intermediário para alcilação e isômeros com alto teor de octana, contidos no material de alimentação, como combustível para motores.

Refinação de solventes

Inclui grande número de subprocessos alternativos destinados à obtenção de intermediários para óleos lubrificantes de alta qualidade e de aromáticos, a partir de intermediários contendo substâncias indesejáveis, tais como compostos naftênicos, ácidos, organometálicos e outros. Trata-se, basicamente, de um processo de extração por solventes, valendo-se da diferença entre as solubilidades dos componentes desejáveis e indesejáveis. As fases principais são: extração por solventes em contracorrente, a separação entre solvente e produto por aquecimento e fracionamento, a remoção de traços de solventes do produto e a recuperação do solvente.

Desparafinagem

É a remoção da parafina dos intermediários da fabricação de óleos lubrificantes, geralmente após a remoção de asfalto e refinação com solvente, a fim de produzir lubrificantes de baixo ponto de escoamento e de recuperar parafina microcristalina. Para conseguir a cristalização da parafina, os vários processos de desparafinagem empregam solventes (principalmente metiletilcetona), excetuando-se apenas a prensagem e exsudação, que são processos estritamente físicos, raramente empregados atualmente. O solvente é introduzido no fluxo destilado contendo parafina em pontos selecionados do aparelhamento de resfriamento, sendo a parafina removida em filtros a vácuo. Através da seleção do material de partida e da variação das condições de operação, esta pode ser deslocada da desparafinagem de um intermediário de fabricação de óleo lubrificante, para a desoleificação de um intermediário da parafina.

Hidrogenação

É um processo de remoção de compostos sulfurados, de materiais produtores de cheiro, cor e gomosidades, além de outras impurezas de uma grande variedade de frações do petróleo, por meio de ação catalítica em presença de hidrogênio. Na maior parte dos subprocessos, os intermediários são misturados com hidrogênio, aquecidos e levados ao reator catalítico. Os produtos da reação são resfriados, separando-se então o hidrogênio, as impurezas e o produto de alta qualidade. A hidrogenação era primitivamente utilizada em intermediários mais leves, porém, o avanço na tecnologia de operação e o aperfeiçoamento dos catalisadores fizeram com que a aplicação se estendesse a frações cada vez mais densas, tais como são os lubrificantes e as parafinas. Ao lado do craqueamento hidrogenado, a hidrogenação constitui um dos processos de refinação em mais rápido desenvolvimento.

Desasfaltagem

É a remoção de asfalto ou resinas das frações viscosas de hidrocarbonetos, como o é o óleo cru reduzido, a fim de produzir intermediários adequados aos processos de obtenção de lubrificantes ou de craqueamento catalítico. É um processo de extração por solvente, empregando, geralmente, o propano para dissolver os materiais asfálticos.

Após provocar o contato do propano com os remanescentes na cuba da coluna de fracionamento ou com outros produtos pesados em uma coluna de extração, o óleo desasfaltado é removido pelo topo e os produtos asfálticos pela cuba, sendo ambas as porções submetidas à recuperação de propano.

Secagem e desodorização

Compõe-se de uma categoria ampla de processos destinados principalmente à remoção de compostos sulfurados, água e outras impurezas da gasolina, querosene, combustível para reatores a jato, óleos para calefação doméstica e de outros destilados médios. A desodorização é obtida pela remoção de gás sulfídrico, mercaptãs e enxofre elementar que emprestam um cheiro mefítico e/ou diminuem a susceptibilidade da gasolina a chumbotetraetila.

As principais operações de desodorização são a oxidação dos mercaptãs a bissulfato, a remoção de mercaptãs e a destruição e remoção de todos

os compostos sulfurados (assim como também do enxofre elementar). A secagem é realizada por meio de filtros salinos ou de leitos de argila adsorvente. Para facilitar a separação do produto e da solução de tratamento, empregam-se, às vezes, campos elétricos.

Manufatura de parafina

O processo de fracionamento mais empregado para a produção de parafina (às vezes microcristalizada) de baixo teor de óleos, é, em muitos aspectos, semelhante à desparafinagem com metiletilcetona. As principais diferenças residem na seleção de um solvente ou de uma mistura de solventes que seja adequada à cristalização e separação de parafina e um fluxo mais complexo de cristalização-filtração, compreendendo a redissolução e recristalização.

Manufatura de graxas

Este processo de fabricação de vários tipos de graxas lubrificantes compreende a preparação de uma base saponificada oriunda da ação de um hidróxido alcalino-terroso sobre um ácido graxo, seguido da adição de óleo e de aditivos especiais. O equipamento principal consiste de um aquecedor de óleo, de um recipiente de contato de alto poder de dispersão, de um caldeirão com raspadores e um purificador de graxa. Devido ao desenvolvimento de peças seladas, com lubrificação permanente e de graxas de maior durabilidade, deve-se esperar um declínio na produção deste material.

Refinação de óleo lubrificante

Os produtos intermediários refinados por solvente e desparafinados, sofrem um tratamento posterior por meio de argila ou de ácido para remover os materiais responsáveis pela cor e outras substâncias indesejáveis. A filtração contínua de contato, na qual se aquece uma lama de óleo e de argila seguida de filtração a vácuo, assim como a filtração por percolação, em que o óleo é filtrado através de leitos de argila, são os subprocessos mais comumente empregados. A percolação compreende também lavagem com nafta e a calcinação da argila residuária em fornos, para eliminar os depósitos carbonáceos e outras impurezas.

Padronização e embalagem

A padronização é a fase final na manufatura de produtos de petróleo acabados a fim de satisfazer às especificações de qualidade e às exigências do mercado. A operação de maior volume é a mistura de vários tipos de gasolina (inclusive alcilatos e outros componentes de alta octanagem) e aditivos antidetonantes, antiferrugem, anticongelantes e outros. Óleo diesel, óleos lubrificantes, parafinas e asfaltos são outros produtos do petróleo que, normalmente, compreendem a mistura de vários componentes e/ou aditivos. A embalagem nas refinarias é, geralmente, altamente automatizada e restrita a produtos de grande saída destinados ao consumidor, como é o caso dos óleos para motores.

Produção de hidrogênio

O rápido crescimento das técnicas de hidrogenação e de craqueamento hidrogenado, provocou um aumento na demanda de hidrogênio nas refinarias mais modernas, a ponto de ultrapassar a disponibilidade deste gás como subproduto das operações de reforma e outros processos da refinação. O hidrogênio também é usado como intermediário para a produção de amônia e de metanol. O subprocesso mais empregado é a reforma com vapor, no qual os gases dessulfurados da refinação são convertidos em hidrogênio, monóxido de carbono e anidrido carbônico, através de uma reação catalítica; geralmente há ainda uma operação adicional para transformar o monóxido de carbono em anidrido carbônico. Na Figura 17.1 é apresentado um esquema de refinaria.

DESPEJOS DAS REFINARIAS DE PETRÓLEO (ver Fig. 17.2)

Contêm óleos que podem vir separados, emulsificados ou dissolvidos; produtos químicos, inclusive ácidos, álcalis, sulfetos, mercaptans, amônia e fenóis; e ainda sólidos em suspensão. Têm origem durante o processamento: vazamentos ou derrames dos equipamentos de refrigeração, condensado das operações de retificação dos vapores, águas de lavagem da dessalinização do óleo cru e tratamento de outros subprodutos. Ainda: perdas durante o fechamento ou abertura dos equipamentos, esgotamento dos tanques de armazenagem, equipamento para limpeza da água, descarga

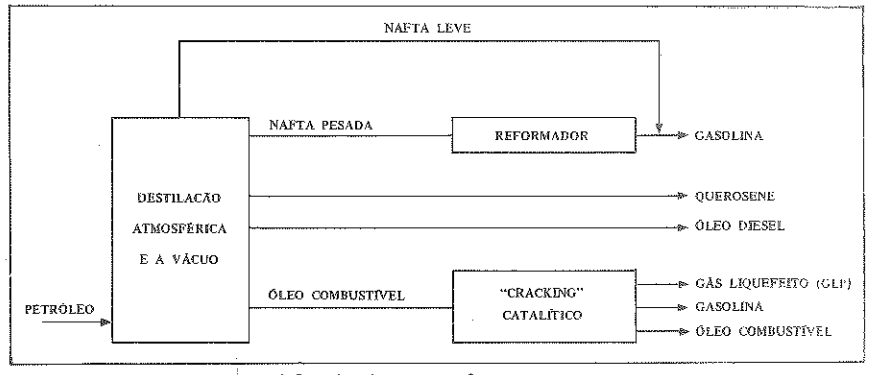


Fig. 17.1 — Esquema simplificado de uma refinaria

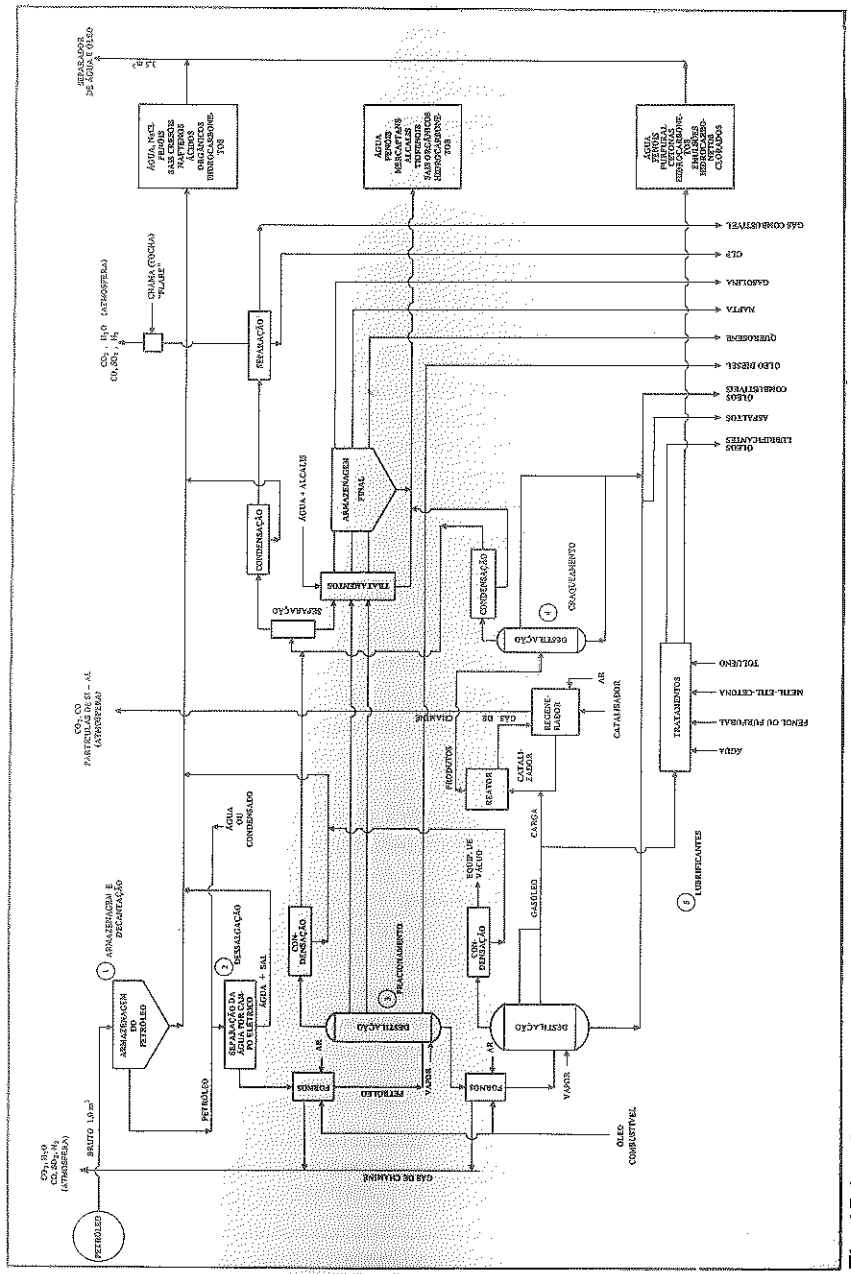


Fig. 17.2 – Origem, natureza, volume e destino dos despejos das refinarias de petróleo

da torre de resfriamento, despejos dos condicionadores de água, água escoada das chuvas e diversas outras fontes tais como lavagens de áreas ou equipamentos, água de resfriamento das gaxetas das bombas utilizadas na refrigeração da água e esgotos domésticos.

A utilização principal da água em uma refinaria é para refrigeração. Quantidades relativamente pequenas são empregadas para produção de vapor d'água, diretamente no processo, proteção contra incêndio, uso doméstico e outros fins. Uma refinaria típica tratando 50 000 barris/dia produz até 1 bilhão de BTU por hora; 50% desta carga térmica é removida pela água. Supondo um aumento de temperatura de 15°C nas águas do resfriamento, são necessários 2 500 l/s de água para remover estas calorias.

A água empregada nas operações de uma refinaria é consumida ou não nas operações de refino. Evaporação, perdas devido à influência de ventos nas torres de resfriamento e lançamento do vapor gasto na atmosfera, constituem o maior consumo d'água. Água para refrigeração, drenagem das torres de resfriamento e descarga do vapor condensado são exemplos típicos de água não empregada diretamente nas operações. O consumo total de água, água fresca mais água recirculada, varia de 3 a 11 m^3 por barril de óleo cru refinado. A perda de água fresca varia de 2 a 5% do total usado.

Até que ponto a água nas refinarias pode ser recirculada depende, como em outros setores industriais, da existência de fontes de suprimento d'água satisfatórias quanto à qualidade, quantidade e preço.

Após o resfriamento, o maior gasto de água é para alimentação das caldeiras. O vapor obtido é usado para retificação e destilação. Como o vapor entra em contato com os subprodutos de petróleo, o condensado muitas vezes fica contaminado. Os despejos resultantes dos vários processos são usualmente caracterizados como qualquer água ou vapor condensado que esteve em contato direto com óleo, em estado líquido ou vapor, e que, portanto, contêm óleo ou algum poluente químico, incluindo soda cáustica exaurida, soluções ácidas, produtos de lavagens do óleo cru, água empregada na dessalinização do cru, condensados da retificação a vapor, destilação, limpeza do vapor ou do regenerador catalítico e argilas. As águas escoadas das chuvas poderão estar ou não contaminadas, dependendo da área da refinaria drenada.

Óleo separado ou emulsificado pode ser encontrado em qualquer das fontes de despejos acima mencionadas. Sulfetos podem aparecer na água empregada na dessalinização do cru, nos recipientes de condensado de gasolina, na destilação e nas unidades de craqueamento. Despejos com fenóis podem ser encontrados nas águas condensadas provenientes do craqueamento catalítico, nas águas de lavagens de gasolina após tratamento cáustico, nos óleos lubrificantes e nos processos de produção de solventes que utilizem fenóis.

Fontes de despejos ácidos nas refinarias:
— destilação do óleo cru e produtos intermediários;
— tratamento com ácidos e manuseio de lodo ácido;
— craqueamento catalítico;
— limpeza de equipamentos que contribuem para formar sulfeto de hidrogênio e outros compostos ácidos.

A alcalinidade nos despejos sob a forma de sódio, cálcio, hidróxido de amônio e carbonatos, pode ser originária do tratamento cáustico dos destilados nos processos de dessulfuração e purificação do gás, no controle da corrosão com agentes neutralizadores, nos despejos da estação de tratamento d'água, nas unidades de refrigeração com amônia e na conversão de nitrogênio, durante o craqueamento catalítico.

Solutos oxidáveis, incluindo alguns dos componentes acima descritos, podem estar presentes nos despejos das refinarias, contribuindo assim para aumentar a demanda de oxigênio. São originários, principalmente, dos drenos do acumulador do condensado do craqueamento, da água refrigerada proveniente dos condensadores barométricos e de contato, dos produtos químicos gastos no tratamento do destilado, da fabricação de produtos petroquímicos, drenagens de água do óleo cru dos tanques intermediários de armazenagens e dos esgotos domésticos. Substâncias tais como fenol e compostos naftalênicos, compostos nitrogenados e orgânicos sulfurados, provocam o aroma característico dos despejos das refinarias.

As principais fontes desses despejos são as operações para remoção de enxofre, nitrogênio, compostos oxigenados do cru e dos produtos destilados, produtos da decomposição, da destilação e do craqueamento catalítico, água condensada nos barômetros e água de lavagem para dessalinizar o cru.

Não é possível generalizar pois não existem duas refinarias que sejam similares em tamanho, tipo de óleo cru refinado, tipo e seqüência no modo de trabalhar, idade, eficiência no emprego da água e dos equipamentos de controle dos despejos. A quantidade de poluentes, expressa em termos de produção por unidade convencional — barris de óleo cru refinado — pode levar a erros grosseiros. Por exemplo, um grande complexo de refinaria pode reusar o óleo duas ou três vezes para produzir muitos subprodutos, enquanto que uma refinaria simples de craqueamento, reusa apenas parte de sua carga original de óleo cru refinado. Obviamente, o efluente da refinaria completa possui uma maior gama de substâncias e um despejo maior que o efluente de uma refinaria simples funcionando apenas com o processo de craqueamento por destilação.

Os despejos das refinarias contêm compostos tóxicos com composição extremamente variável. A Tab. 17.2, fornece as características desses despejos mais comumente encontradas na literatura.

Tabela 17.2 – Características dos despejos de refinarias

Parâmetro	*Limites*	
	Mínimo	*Máximo*
Temperatura (0°C)	22	41
pH	6,2	10,6
DBO (mg/l)	17	280
DQO (mg/l)	140	3 340
Sulfetos (mg/l)	0,0	38
Dureza como $CaCO_3$ (mg/l)	139	510
Alcalinidade como $CaCO_3$ (mg/l)	77	356
Óleo (mg/l)	23	200
Fósforo (mg/l)	0,0	97
NH_3 (mg/l como N)	0,0	120
Cloretos (mg/l)	19	1 080
Sulfatos (mg/l)	0,0	182

Muitos compostos tóxicos dos despejos das refinarias de petróleo, mesmo presentes em concentrações inferiores às letais, podem causar danos à flora e à fauna devido à toxidez advinda dos efeitos sinérgicos da interação dos diversos compostos tóxicos, mesmo se estiverem presentes em concentrações letais, poderão não exibir o grau de toxidez esperado devido aos efeitos não tóxicos antagônicos entre os compostos misturados.

A Tab. 17.3, fornece a relação dos compostos tóxicos normalmente encontrados nos despejos de uma refinaria de petróleo e as concentrações em que se tornam tóxicos aos peixes.

Soda exaurida

Muitas frações intermediárias e produtos do petróleo contêm uma variedade de compostos indesejáveis que devem ser eliminados. As gasolinas craqueadas, por exemplo, contêm H_2S, mercaptans, fenóis e tiofenóis, necessitando de tratamento cáustico, que é feito com soluções de NaOH de 5 - 15% em peso. Outras frações contêm fenóis e ácidos naftênicos, que também são removidos por este tratamento.

A soda exaurida contém vários destes poluentes e seu despejo constitui problema.

Tabela 17.3 – Compostos tóxicos normalmente encontrados nos despejos das refinarias de petróleo

Composto tóxico	*Concentração média (mg/l)*	*Limite de toxidez aos peixes (mg/l)*
Cádmio	0,04	0,10
Cromo	0,28	0,70
Cobre	0,07	0,15
Chumbo	0,23	2,50
Níquel	0,11	1,50
Fenol	154	40
Sulfetos (como H_2S)	24	4
Zinco	0,17	1

As Tabs. 17.4 e 17.5, mostram efluentes típicos de soda exaurida de refinarias.

Borras de chumbotetraetila (CTE)

O CTE é um aditivo líquido que se mistura à gasolina para aumentar seu poder antidetonante, isto é, seu índice de octana.

É altamente tóxico e deve ser manuseado com cuidados especiais.

A limpeza periódica dos tanques de gasolina etilada, é uma fonte de borra de CTE de alta toxicidade. Análises dessas borras, indicam um teor médio de 0,012% de CTE. Esta borra não deve ser despejada em sistemas de esgotos, devendo ser tratada por procedimento especial.

Tabela 17.4 – Características típicas dos componentes da soda exaurida

Refinaria	*H_2S mg/l*	*Na OH gasta mg/l*	*Enxofre de RSH mg/l*	*NaOH gasta mg/l*	*Fenóis de P.M. 108 mg/l*	*NaOH gasta mg/l*	*NaOH gasta (total) mg/l*	*NaOH de outras fontes mg/l*	*NaOH total mg/l*
A	7 400	8 700	25 800	32 300	45 000	16 700	57 700	82 300	140 000
B	53 600	63 100	2 560	3 200	2 000	740	67 040	41 960	109 000
C	5 500	6 500	–	–	253 000	93 600	100 100	75 900	176 000
D	50 000	58 900	–	–	–	–	58 900	–	–
E	10 000	11 780	–	–	90 000	33 300	45 080	79 920	125 000
F	2 200	2 600	13 440	16 800	175 000	64 800	84 200	45 800	130 000
G	21 000	25 000	–	–	2 800	1 030	26 030	–	56 580

Tabela 17.5 – Porcentagens de soda gasta pelo H_2S, RSH, fenóis e total

Refinaria	*% NaOH gasta pelo H_2S*	*% NaOH gasta pelo RSH*	*% NaOH gasta pelos fenóis*	*% NaOH gasta com H_2S+RSH+fenóis*
A	6,2	23,1	11,9	41,2
B	57,8	2,9	0,7	61,4
C	3,7	–	53,3	57,0
–	–	–	–	–
E	9,4	–	26,7	36,0
F	2,0	12,9	49,8	64,7
G	44,2	–	1,8	46,0
H	61,3	14,9	0,0	76,2

Remoção de óleos nos separadores API, PPI e CPI

Nos separadores API, parte do óleo se acumula na superfície da lâmina líquida por possuir gravidade específica menor que a da água. Óleo emulsionado e pequenas partículas de óleo com diâmetro inferior a 150 micra não são separados. Os sólidos encharcados com óleo irão sedimentar no fundo do separador. A fim de evitar a formação de partículas muito diminutas, é importante que os efluentes na rede de esgotos e canais de drenagem, sejam esgotados cuidadosamente e que movimentos turbulentos, como os causados por bombas e por pequenos desníveis, sejam evitados. Sempre que possível, também deve ser evitada a presença de substâncias emulsificantes.

São, geralmente, aceitas as normas para projeto do manual "Disposal of Refinery Wastes", podendo-se, nesse caso, colocar para funcionar em série com o separador API um separador PPI (Parallel Plate Interceptor) ou um tipo de separador ainda mais moderno, o separador CPI (Corrugated Plate Interceptor) que, além de separar o óleo da água, separa também parte da matéria sólida. Com os separadores do tipo PPI ou CPI, é possível obter-se a separação de partículas de óleo com tamanhos de até 75 micra, o que representa uma recuperação adicional de 10-30 mg de óleo por litro.

Do que foi acima explicado, deduz-se claramente que a remoção total de óleo dos despejos jamais poderá ser completamente obtida apenas por meio de separadores por gravidade. As partículas menores de óleo, permanecerão na água e sólidos em suspensão muito finos, encharcados de óleo, terão densidade próxima a da água e passarão pelos separadores.

Despejos dos separadores API (ver Fig. 17.3)

O separador tipo API, um dos mais usados, quando operado adequadamente pode remover de 50 a 70% do óleo emulsionado.

A Tab. 17.6 dá uma idéia da eficiência do separador API.

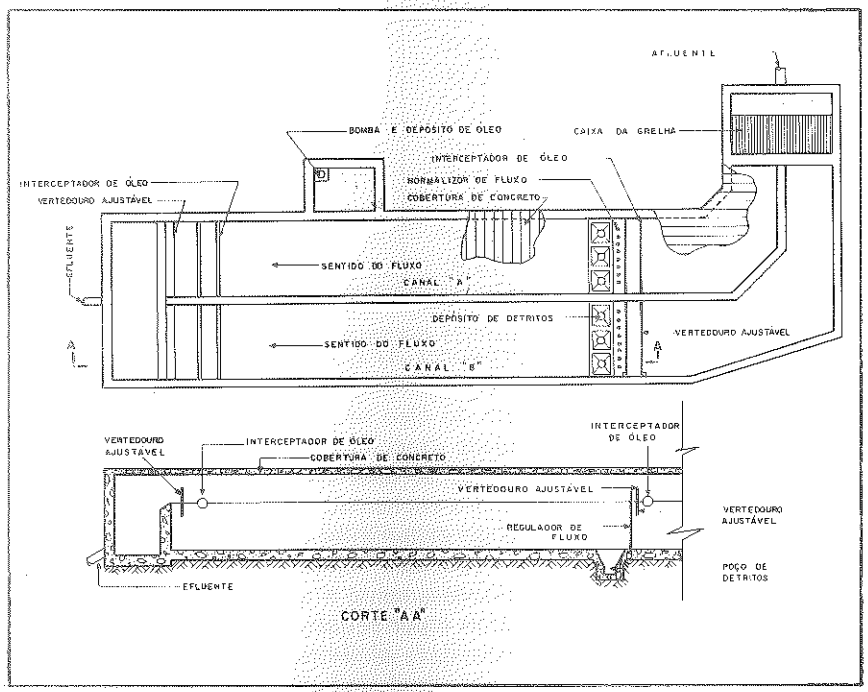


Fig. 17.3 – Separador de óleo tipo API

Dados de projeto do API

O projeto de separadores de óleo por gravidade, como especificado pela API, é baseado na remoção das partículas de óleo livre com glóbulos maiores de 150 micra.

Os glóbulos de óleo, abrangem um número de Reynolds menor que 0,5 e sua velocidade ascencional é regulada pela lei de Stokes aplicada a glóbulos de 150 micra:

$$V_t = 0{,}76 \frac{pw - po}{n}$$

Tabela 17.6 – Remoção de óleos em separadores API

Teor de óleo (mg/l)		*% Remoção*	*Forma*
Afluente	*Efluente*		
–	20 - 70	–	Retangular
–	20	–	”
–	80 - 115	–	”
–	75	–	”
50 - 100	20 - 40	60	”
90 - 98	20 - 44	55	”
42	20	52	”
108	20	54	Circular*

(*) A rigor, uma unidade circular não é um separador API.

onde:
V_t = velocidade ascencional;
pw = peso específico da água;
po = peso específico do óleo;
n = viscosidade em poises.

A área mínima horizontal, nos separadores API, é dada pela fórmula:

$$A_H = F \frac{Q_m}{v_H}$$

onde:
A_H = área em m^2;
$F = F_1 \times F_2$;
F_1 = fator de curto circuito = 1,2;
F_2 = fator de turbulência.

O fator de turbulência (F_2), é função da velocidade do fluxo horizontal e da velocidade (V_H) ascencional final das partículas de óleo. O valor de F_2 é selecionado na Tab. 17.7.

O comprimento do separador API é fornecido pela fórmula:

$$L = F \frac{v_H}{v_t} d$$

Tabela 17.7 – Escolha do fator F_2

v_H/v_t	F_2
20	1,45
15	1,37
10	1,27
6	1,14
3	1,07

onde:
L = comprimento do separador;
v_H = velocidade ascencional final das partículas de óleo, onde:

$$v_H = 15 \times v_t$$
$$v_H \leqslant 1,5 \text{ cm/s}$$

d = profundidade da lâmina líquida.

A área mínima da seção transversal é dada pela relação:

$$A_c = \frac{Qm}{v_H}$$

Exemplo de cálculo de um separador API

Dados:

Qm = 400 l/s
t = 40°C
pw = 0,0159 g/cm³
n = 0,0065 poise
Do = 150 micra
po = 0,0147 g/cm³

Obtém-se:

$$v_t = 0,76 \frac{pw - po}{n} = 0,76 \frac{0,0159 - 0,0147}{0,0065}$$

$$v_t = 0,14 \text{ m/s}$$

v_H máximo = 15 x 0,4 = 6,0 cm/s. Como 1,51 cm/s é a velocidade máxima, faz-se a correção para a turbulência:

$$\frac{v_H}{v_t} = \frac{1,51}{0,14} = 10,8$$

Da Tabela 17.7 obtém-se: $F_2 = 1,29$

$F = F_1 \times F_2 = 1,2 \times 1,29 = 1,55$

temos que 400 l/s = 4000.10,8 cm³/s, pois 1 l = 1000,027 cm³

$$Ac = \frac{4000 \times 10,8}{1,51} = 264\,907,8 \text{ cm}^2$$

$$Ac = 26,5 \text{ m}^2$$

A área horizontal, caso sejam adotados dois separadores, seria:

$$\frac{400 \text{ ℓ/s}}{2} = 200 \text{ ℓ/s} = 200\,005,4 \text{ cm}^3/\text{s}$$

$$A_H = 1,5 \frac{200\,005,4}{0,14} = 2\,214\,345,5 \text{ cm}^2$$

$$A_H = 221,5 \text{ m}^2$$

Floculação química

Para remoção de pequenas quantidades de óleo e MS, a floculação química pode ser empregada com o auxílio de sais de ferro ou alumínio.

Quando o pH dos despejos é controlado dentro de certos limites, os hidróxidos formarão flóculos. Os óleos, a matéria coloidal e em suspensão serão absorvidos e os flóculos irão sedimentar.

Polieletrólitos são muitas vezes empregados para melhorar a floculação. A DBO praticamente não sofrerá redução.

Flotação

É um processo muito usado; o ar é dissolvido no efluente à pressão de 2-4 atmosferas. Pouco antes, ou mesmo dentro do tanque de separação, há um escape de pressão, resultando a formação de grande quantidade de bolhas de ar que irão arrastar as partículas de óleo e matéria em suspensão para a superfície, de onde serão retiradas.

Esse processo é, às vezes, empregado em conjunto com a floculação química para maior rapidez no tratamento. Diminui a DBO e melhora consideravelmente a aparência dos efluentes.

Quebra de emulsão

Separadores por gravidade, baseados nos princípios de sedimentação, não separam os óleos emulsionados dos despejos. Na verdade, a presença de óleos emulsionados pode atrasar sua recuperação. Contudo, as emulsões oleosas poderão ser coletadas separadamente, tão perto das fontes quanto possível e tratadas por métodos de quebra de emulsão para obter-se a coalescência das gotas de óleo. Após a coalescência, os óleos nos despejos são suscetíveis de serem separados pelos métodos de gravidade diferencial.

A indústria petrolífera, emprega a palavra "emulsão" com muita facilidade, incluindo misturas estáveis de óleo e água, de densidade aproximadamente iguais. As emulsões verdadeiras ou emulsões água-óleo, consistem de minúsculas gotas de óleo completamente dispersas na água e que permanecem em suspensão estável por meio de álcalis ou outros agentes químicos emulsionantes; elas são turvas, de cor cinza pérola ou mais escura. Esse tipo de emulsão é comum nos despejos das refinarias de petróleo, despejos das fábricas de gás e efluentes de outras indústrias. Menos comum, mas mais importantes, são as emulsões óleo-água, onde o óleo é a parte contínua e a água existe em minúsculas gotas. As emulsões óleo-água existem, por exemplo, no fundo dos tanques de armazenagem de produtos petrolíferos. As emulsões óleo-água, podem existir mesmo na ausência de qualquer agente químico emulsionante e são estáveis devido ou à alta viscosidade do óleo ou porque os pesos específicos do óleo e água são aproximadamente iguais. Tais misturas são instáveis e podem ser quebradas por estagnação prolongada ou por diminuição da viscosidade do óleo. No caso dos pesos específicos serem exatamente iguais, as minúsculas gotas não se sedimentarão, mesmo após a coalescência.

Muitas técnicas têm sido empregadas para quebrar as emulsões dos efluentes das indústrias. A escolha da que deve ser usada para qualquer despejo em particular deverá ser baseada nos experimentos de laboratório e levando em consideração os custos correlatos. A aplicação de calor geralmente ajuda, porque reduz a viscosidade, acelera as taxas de sedimentação e provoca trocas físicas e químicas no sistema coloidal. A destilação tem sido empregada em algumas emulsões particularmente resistentes. A ajustagem do pH pode destruir o colóide protetor e permitir a sedimentação; o mesmo resultado pode, às vezes, ser obtido pela aeração ou coagulação química. A centrifugação é um método para aumentar as forças de sedimentação e pode ser empregada só ou junto com calor ou adição de produtos químicos. A filtração com terra diatomácea ou outro elemento auxiliar de filtração é, normalmente, uma técnica funcional. Contudo duas técnicas completamente distintas na manipulação de despejos com óleos emulsionados são freqüentemente empregadas. Uma, é por meio de equipamento de flotação e aeração, instalado no centro do sistema de distribuição de óleos solúveis, para manter os óleos em condições de serem reusados por muito tempo. A segunda técnica, consiste no emprego de reagentes químicos para quebrar as emulsões oleosas e destruir os agentes emulsionantes. O óleo sobe para a superfície, porém, pequena parte fica agregada aos reagentes químicos sendo removida por sedimentação.

Dados para projeto

Na coagulação de uma carga de 4 m³ de óleo emulsionado a 1000 mg/l, gasta-se de 1 a 1,5 kg de alúmen e 2,5 kg de produtos cáusticos.

O período de detenção no primeiro estágio é de 30 a 60 minutos e no segundo de 20 a 30 minutos. Antes do destino final, os despejos são sedimentados durante 1 a 2 horas.

TRATAMENTO DOS DESPEJOS DAS REFINARIAS

Métodos biológicos de purificação

Os compostos fenólicos são conhecidos como os principais contaminantes, junto com traços de outros derivados de hidrocarbonetos. O tipo e quantidade dessas substâncias, depende inteiramente do processo de refino utilizado. A DBO dos despejos fenólicos varia entre 17 e 280 mg/l.

É pratica internacional o emprego de processos bio-oxidativos para remoção dessas substâncias orgânicas.

O emprego dos processos de oxidação biológica é, algumas vezes, limitado a determinados despejos previamente selecionados; como existe uma tendência para diminuir o consumo de água, torna-se cada vez maior a necessidade de tratar todos os efluentes da refinaria, excluindo apenas as águas de drenagem de áreas livres de óleo.

O tratamento biológico é feito, geralmente, por três processos: lagoas de oxidação, lodos ativados e filtros biológicos.

Lagoas de oxidação

As lagoas de oxidação, via fotossintética, são algumas vezes empregadas; apesar de requererem grandes áreas, constituem o processo de mais baixo custo. Possuem capacidade tampão para horas de vazão máxima e despejos altamente tóxicos. As algas mortas devem ser periodicamente removidas. Algumas vezes, há necessidade de transformá-las em lagoas aeradas com tempo de detenção de 2 a 3 dias.

Lodos ativados

Consiste basicamente de um tanque aerado, contendo microrganismos numa mistura esgoto-lodo ativado e de um tanque de decantação.

Filtração biológica

Os microrganismos ativos, são concentrados formando uma camada de limo na superfície de pedras ou plástico, em um tanque aberto, tendo o fundo perfurado.

A escolha entre o lodo ativado e o filtro biológico, para tratamento dos efluentes das refinarias, depende de circunstâncias locais e de custos. Os desempenhos são aproximadamente os mesmos. A eficiência na remoção de substâncias com fenol é de 95% e DBO 90%. Normalmente, é aconselhável examinar a tratabilidade do efluente em uma estação-piloto. Ainda se desconhece a quantidade de óleo que é absorvida e removida junto com o lodo e qual parte é assimilada e oxidada em uma maneira similar às substâncias orgânicas solúveis. Geralmente se consegue um efluente com óleo abaixo de 5 mg/l.

Nos casos em que a quantidade de substância orgânica solúvel nos despejos das refinarias for pequena, é possível eliminá-la pela oxidação em uma torre de resfriamento, de acordo com as experiências realizadas em uma refinaria em Sun Oil, em Ohio, EUA. O efluente dessa refinaria é recalcado para a torre de refrigeração onde a água percola, de cima para baixo, sobre o lodo biologicamente ativo existente nas partes internas das estruturas e em contra-corrente com o ar. Desse modo, a torre de refrigeração funciona como um filtro biológico. Após 8 anos de medições, foram conseguidas remoções médias de 99,9% dos compostos fenólicos, 90% de DBO e 80% de DQO, a cargas de 40 mg/l (fenol), 200 mg/l (DBO) e 500 mg/l (DQO).

Adicionou-se polifosfato de sódio, com dupla finalidade: diminuir a corrosão e servir como nutriente para as bactérias. Não houve problemas de corrosão, transferência de calor ou deterioração da madeira.

Disposição de lodos

Um problema difícil , ao se tratar de despejos de refinaria, é o manuseio e disposição de lodos. Os sólidos contidos nos lodos varia entre 1% e 2%. Adensando cuidadosamente o lodo, nos tanques de decantação, o teor de sólidos aumenta para 5% até 9%. A secagem desse lodo pode ser obtida por centrifugação ou por filtração, com ajuda de reagentes químicos mais calor; com isso, os sólidos no lodo se elevam de 25% a 30% e o lodo é incinerado.

Outra possibilidade é o emprego do lodo seco como aterro, da mesma forma que o lodo do esgoto doméstico, mas o conteúdo de óleo deverá estar razoavelmente baixo. A digestão anaeróbia somente poderá ser empregada para tratar os lodos das refinarias quando a quantidade de óleo, no lodo, for razoavelmente baixa.

Exemplo de tratamento de despejos de refinarias

De 1962 a 1964, foram construídas 4 refinarias de petróleo no sudeste da Alemanha, às margens do rio Danúbio, perto da cidade de Ingolstadt. Todas as quatro refinarias estão localizadas em uma área pequena e densamente povoada. As águas receptoras, por lei, devem permanecer limpas para serem usadas como fonte de água potável.

A legislação local (Bavária) no que concerne à higidez das águas do rio Danúbio é bastante rígida:

DBO $\leqslant$ 20 mg/l
Óleo $\leqslant$ 1 mg/l
Fenóis $\leqslant$ 0,1 mg/l
pH entre 6,5 e 8,5
Mercaptans e sulfetos = zero

O complexo de refinarias de Ingolstadt recebe o óleo cru por meio de 3 oleodutos: o Reno-Danúbio, o ENI e o Transalpino ou TAL. O TAL é o maior oleoduto da Europa, com diâmetro de 1 m. De maneira análoga à linha ENI, a linha TAL cruza os Alpes vindo do Mediterrâneo.

As 4 refinarias são do tipo "hydro-skimming" e entraram em operação simultaneamente em 1964. Em 1967, entrou em funcionamento uma nova refinaria.

Tratamento dos despejos

A Fig. 17.4, mostra as várias unidades de tratamento dos despejos da refinaria que entrou em funcionamento em 1967. .

O sistema de drenagem desta refinaria é primeiramente dividido em 4 redes principais: águas pluviais, águas de processo contaminadas com óleo,

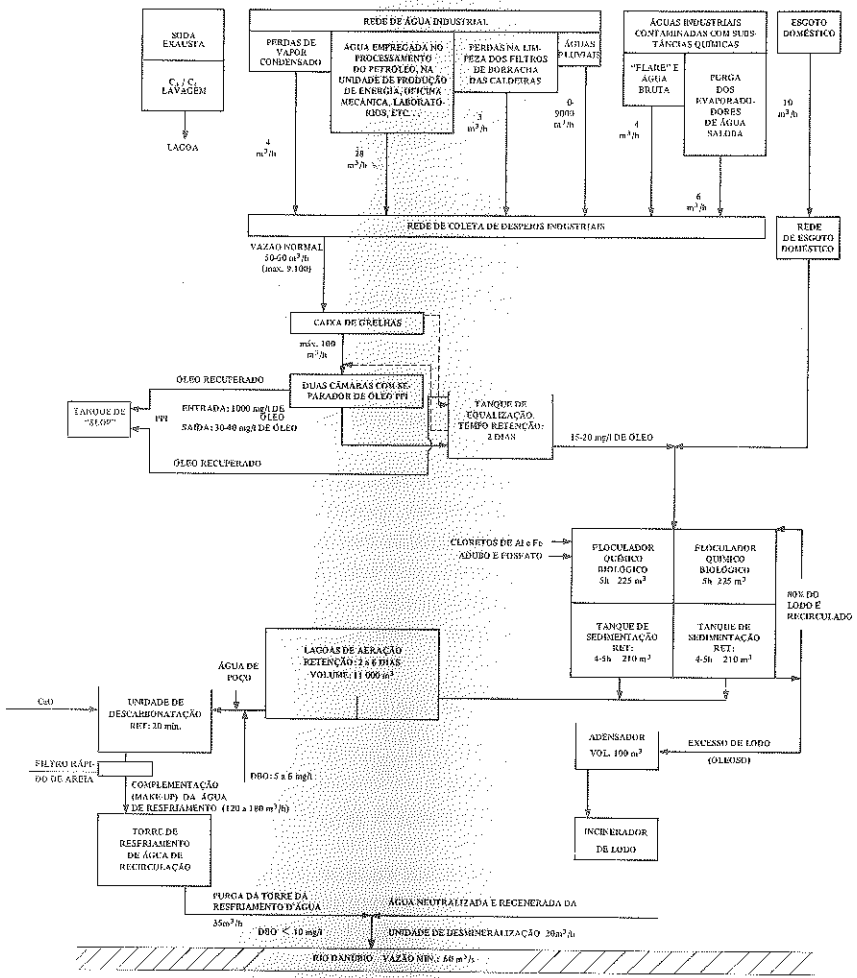


Fig. 17.4 – Fluxograma do tratamento das águas residuárias de uma refinaria em Ingolstadt às margens do Rio Danúbio

água de processo com sulfetos e esgotos domésticos. Para o tratamento dos despejos com sulfetos e fenóis a refinaria descobriu um novo processo baseado na evaporação desses condensados contaminados reduzindo-os a 10% de seu volume original. A mistura vapor com poluentes volatilizados, é usada como vapor atomizante nos queimadores das unidades de destilação, obtendo dessa maneira a destruição dos poluentes.

O efluente do evaporador é absorvido pelo despejo contaminado com óleo e bombeado para uma caixa de grelhas para remoção dos sólidos sedimentáveis grosseiros. A água de *runoff* entra no mesmo sistema, após a passagem por um tanque para equalização e retirada do material sobrenadante.

Após a caixa de grelhas, todos os despejos são recalcados a duas câmaras com separador de óleo PPI. O recalque é feito por meio de uma bomba parafuso, que minimiza a emulsificação do óleo.

O efluente do PPI é recalcado para o tanque de equalização com separador de óleo. O tempo de detenção é de 2 dias. Neste tanque são niveladas as flutuações de fluxo e as variações das características dos despejos; o óleo flutuante é removido por dispositivos de sucção oscilante.

A seguir, os despejos são enviados a duas unidades paralelas de lodo ativado. Cada unidade consiste de um tanque de aeração retangular seguido de um tanque de decantação também retangular. Essas unidades foram projetadas para tratar 27,5 l/s com tempo de detenção de 5 h e uma carga média de DBO de 1000 mg/l. O oxigênio necessário à biodegradação é suprido por meio de 2 aeradores superficiais montados sobre duas pontes. A taxa de transferência de O_2, por unidade, é de 350 kg/d. A taxa de recirculação de lodo varia entre 50 e 100%. Para prevenir a sobrecarga dos SSTA com material oleoso ou outros hidrocarbonetos, é feita a adição de floculantes no tanque de aeração em quantidades de 5 mg/l de sais de ferro ou alumínio. Esse processo é chamado de precipitação simultânea. Como os despejos das refinarias são deficientes em fosfato, é adicionado fosfato monossódio para estabelecer uma relação de DBO: P de 100:1. Esgotos domésticos triturados provenientes de toda a refinaria são também transferidos para os tanques de aeração, a fim de acrescentar mais nutrientes.

O tempo de retenção no tanque de sedimentação com fluxo horizontal e coletor de lodo com blindagem especial, é de 4-5 h.

A água clarificada é enviada a uma lagoa de aeração com dois aeradores superficiais flutuantes. Cada unidade tem uma capacidade de oxigenação de 50 kg/d. O tempo de retenção mínimo é de 2 dias. Essa aeração prolongada favorece a biodegradação suplementar de algumas substâncias mais dificilmente biodegradáveis.

O efluente da lagoa aerada, misturado com água limpa, alimenta uma unidade de descarbonatação com leite de cal, para ser finalmente usado

como água de complementação para o sistema de refrigeração. De 40 a 65% do total de água de complementação do sistema de refrigeração é obtida pelo sistema de tratamento dos despejos acima descrito.

O efluente da unidade de descarbonatação é clorado, para controle de bactérias e do crescimento de algas. A concentração é feita até existir 0,5 mg/l de cloro livre no afluente à torre de refrigeração. Em intervalos irregulares é feita uma cloração adicional de choque.

Dificuldades operacionais devidas à existência de grandes quantidades de SS provenientes das algas, induziram a refinaria a construir filtros de areia para filtração da água de refrigeração circulante. Para isso, 2 a 5% do fluxo total passa através de um filtro rápido de areia para remoção de sólidos em excesso. A recuperação de todas as águas de refrigeração, resulta que somente a purga das torres de refrigeração constitui o efluente final da refinaria.

Os lodos contendo óleo e sólidos dos separadores água-óleo, caixas de areia, fundo de tanques, tratamento biológico e por coagulação química, são coletados e enviados para adensadores de lodos contínuos. Com tempo de retenção de 7 a 9 h, o lodo é concentrado até 15% de sólidos secos. O tratamento do lodo é feito por centrifugação e incineração. Os incineradores operam com temperaturas entre 800 a 900°C.

REGRAS PARA REDUÇÃO DOS DESPEJOS DE PETRÓLEO

Navios

Jamais deverão ser lançadas ou descarregadas nas águas territoriais: a água do porão ou lastro, despejos e outros materiais contendo óleo, em qualquer quantidade.

Equipamentos para transportes e armazenagem de óleo

Durante a transferência de óleo do navio para o cais, as conexões deverão ser tais que evitem vazamento ou descarga de óleo nas águas. Toda a precaução deverá ser tomada no sentido de prevenir acidentes com transbordamento de óleo, tanto do navio como dos equipamentos de terra e, também, para que seja possível a recuperação do óleo transbordado, caso haja algum. Devem ser instalados coletores de óleo nas conexões das mangueiras, durante as operações por bombeamento e, também, onde quer que exista algum vazamento. Petroleiros, tanques de estrada de ferro ou outros equipamentos usados para carga, descarga, armazenagem e transporte de óleo, deverão estar equipados com aparelhos para coletar as gotas que caem das mangueiras ou das conexões. O óleo em excesso contido nas mangueiras e nas tubulações, deve ser cuidadosamente coletado. Deverão ser tomados cuidados especiais também na coleta dos transbordamentos acidentais. Os equipamentos deverão ter capacidade suficiente para recolher o máximo possível de óleo proveniente de qualquer derrame. Todas as válvulas usadas para controle do transbordamento de óleo dos tanques, rampas para carregamento ou outros equipamentos, deverão ser mantidas fechadas, exceto quando os sulcos de drenagem se dirigirem para um separador de óleo.

Indústrias

Todos os despejos provenientes de operações industriais contendo óleos e lubrificantes deverão ser coletados em recipientes para lançamentos apropriados. As emulsões oleosas provenientes das máquinas de cortar e ferramentas de corte deverão ser coletadas, tratadas e, se possível, usadas novamente. No caso dessas emulsões serem rejeitadas, deverão ser quebradas para a recuperação de óleo e destino apropriado. Caso os despejos gerais dos processos contenham qualquer quantidade de óleo, deverão, primeiramente, passar através de um separador de óleo bem operado, antes de serem descarregados nos cursos d'água.

Garagens e postos de gasolina e oficinas

Postos de serviço com saída direta para um corpo d'água não deverão jogar óleo direta ou indiretamente. As rotundas das locomotivas deverão estar equipadas para recolher óleo em emulsão água-óleo e um separador deverá ser instalado para a separação e recuperação das misturas de óleos leves e pesados. Esses separadores deverão ser operados de modo tal que seja assegurada e sua eficiência máxima.

Ação imediata

Deverão ser tomadas providências imediatas, no caso de derrame acidental, para impedir que o óleo se espalhe e para retirá-lo da superfície das águas. Nos grandes derrames têm sido usados o "Slickbar", o "Waterwisser" ou improvisada uma barreira de troncos a fim de manter o óleo sem se espalhar, permitindo o seu bombeamento da superfície da água. O óleo resultante de pequenos derrames e o óleo remanescente após o bombeamento nos grandes, pode ser removido por meio de estopa ou serragem. Esses materiais são depois queimados.

Relatórios

Há necessidade de que as autoridades competentes obriguem os responsáveis por derrame de óleo a apresentarem relatório completo, por escrito, no prazo máximo de 3 dias. Esse relatório deverá incluir os fatos que motivaram o acidente e as providências que serão tomadas para que o fato não se repita. Para o caso do derrame feito propositadamente, ao infrator deverão ser cominadas pesadas multas, sem prejuízo da ação penal que couber.

18

INDÚSTRIA PETROQUÍMICA

RESÍDUOS DE INDÚSTRIAS PETROQUÍMICAS

A multiplicidade de processos utilizados e de produtos obtidos na indústria petroquímica, nos dá uma visão da complexidade do problema dos efluentes nela gerados.

Os principais processos petroquímicos e os resíduos que poderão ocorrer, estão relacionados na Tab. 18.1

Como se pode ver, as atividades de uma indústria petroquímica acarretam muitos tipos de efluentes líquidos e os métodos de tratamento empregados cobrem toda uma gama de técnicas especiais.

Os controles dentro da própria fábrica, constituem um dos primeiros passos a serem dados, antes da instalação de uma estação de tratamento. Tais controles incluem a recuperação de substâncias que não reagiram, recuperação de subprodutos, recirculação de água, redução de vazamentos e respingos e mudança nos métodos de processamento.

Esses controles podem redundar em uma redução das concentrações de quase todos os poluentes potenciais, além de reduzir os volumes de águas residuais a serem tratadas, o que é muito importante.

CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUAIS

A poluição provocada pela indústria petroquímica, não pode ser medida em termos de níveis quantitativos de contaminantes específicos, mas por métodos genéricos de caracterização.

Poluentes tais como, alcatrões, óleos e hidrocarbonetos, são, na realidade, misturas de muitas substâncias de difícil separação, identificação e quantificação.

A utilização, por outro lado, de parâmetros genéricos e padronizados, permite que efluentes de diferentes procedências possam ser comparados em suas potencialidades de contaminação.

Tabela 18.1 — Principais processos petroquímicos e resíduos produzidos

Processo	*Fonte*	*Resíduos*
Alquilação: etilbenzeno	—	Alcatrão, ácido clorídrico, soda cáustica, óleo.
Produção de amônia	Desmineralização; regeneração; condensados do processo	ácidos, bases amônia
Recuperação de aromáticos	Água de extração; purificação de solvente	Hidrocarbonetos aromáticos, solventes, SO_2, dietileno glicol.
"Cracking" catalítico	Regeneração do catalisador	Catalisador exaurido, finos do catalisador (sílica, alumina), hidrocarbonetos, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio.
Catálise por "reforming"	Condensados	Catalisador (particularmente Pt, Mo), hidrocarbonetos aromáticos, sulfeto de hidrogênio, amônia.
Processamento do cru	Lavagem do cru	Sais inorgânicos, óleos, hidrocarbonetos solúveis em água.
	Destilação primária	Hidrocarbonetos, alcatrões, amônia, ácido, sulfeto de hidrogênio.
Desidrogenação		Gases residuais, alcatrões, óleos, hidrocarbonetos solúveis.
Butadieno a partir do butano e butileno	Água de têmpera	
Produção de cetona	Resíduos de destilação	Hidrocarbonetos poliméricos, hidrocarbonetos clorados, glicerina, cloreto de sódio.
Estireno a partir do etilbenzeno	Catalisador	Catalisador exaurido.
	Condensados da torre de lavagem	(Fe, Mg, K, Cu, Cr, Ni) Hidrocarbonetos aromáticos, incluindo estireno, etilbenzeno e tolueno, alcatrões.
Dessulfuração	—	Sulfato de hidrogênio, mercaptans.
Extração e purificação Isobutileno	Resíduos ácidos e alcalinos	Ácido sulfúrico, hidrocarbonetos C_4, soda cáustica.
Butileno	Lavagens ácidas e alcalinas	Acetona, óleos, hidrocarbonetos C_4; soda cáustica, ácido sulfúrico.
Estireno	"Caudas" de destilação	Alcatrões pesados.
Absorção do butadieno	Solvente	Acetato cuproamoniacal, hidrocarbonetos C_4, óleos.
Destilação extrativa	Solvente	Furfural, hidrocarbonetos C_4.
Halogenação (principalmente cloração)		
Adição em olefinas	Separador	Soda cáustica exaurida.
Substituição	Absorvedor de HCl, torre de lavagem	Cloro, ácido clorídrico, soda cáustica, hidrocarbonetos isoméricos e produtos clorados, óleos.
	Desidro-halogenação	Solução diluída de cloreto de sódio.

Tabela 18.1 — (Continuação)

Processo	*Fonte*	*Resíduos*
Hidrocarboxilação	"Fundos" de destilação	Hidrocarbonetos solúveis, aldeídos.
Hidrocianação (para acrilonitrila ácido adípico, etc)	Efluentes do processo	Cianetos, orgânicos e inorgânicos.
Isomerização em geral	Efluentes do processo	Hidrocarbonetos, alifáticos, aromáticos e alcatrões.
Nitração Parafinas Aromáticos	 — —	 Aldeídos, cetonas, ácidos, álcoois, olefinas. Ácido sulfúrico, ácido nítrico, aromáticos.
Oxidação Fabricação do óxido de etileno e glicol	Efluentes do processo	Cloreto de cálcio, água de cal, hidrocarbonetos poliméricos, óxidos de etileno, glicóis.
Fabricação de aldeídos, álcoois e ácidos a partir de hidrocarbonetos	Efluentes do processo	Acetonas, formaldeído acetaldeído, metanol, álcoois superiores, ácidos orgânicos.
Ácidos e anidridos a partir da oxidação de aromáticos	Condensados, resíduos de destilação	Ácido fórmico, hidrocarbonetos.
Fenol e acetona a partir da oxidação de aromáticos	Decantador	Ácido fórmico, hidrocarbonetos.
Negro de fumo	Resfriamento	Negro de fumo, partículas, sólidos dissolvidos.
Polimerização Alquilação	Catálise	Catalisadores ácidos exauridos (ácido fosfórico), cloreto de alumínio.
Polimerização (polietileno)	Catalisadores	Cromo, níquel, cobalto, molibdênio.
Borracha butílica	Resíduos de processo	Borracha "fora de especificação", óleo, hidrocarbonetos leves.
Borracha (copolímero)	Resíduos de processo	Butadieno, água da polimerização, estireno, lamas.
Náilon 66	Resíduos de processo	Produtos da oxidação do ciclohexano, ácido succínico, ácido adípico, ácido glutárico, hexametileno, diamina, adiponitrila, acetona, metil-etilcetona.
Sulfonação de olefinas	—	Álcoois, hidrocarbonetos polimerizados, sulfato de sódio, éteres.
Sulfonação de aromáticos	Lavagem com soda cáustica	Soda cáustica.
"Cracking" térmico para produção de olefinas (incluindo fracionamento e purificação)	Efluente do forno e tratamento cáustico	Ácidos, sulfeto de hidrogênio, mercaptans, hidrocarbonetos solúveis, produtos de polimerização, soda cáustica, compostos fenólicos, fases residuais, alcatrões e óleos pesados.

Tabela 18.1 (continuação)

Processo	Fonte	Resíduos
Utilidades	Purga de caldeira Purgas do sistema de resfriamento Tratamento de água	Fosfatos, liguina, calor, sólidos dissolvidos, taninos. Cromatos, fosfatos, algicidas, calor Cloretos de cálcio e magnésio, sulfatos e carbonatos

Uma das maneiras de se expressar as características de um resíduo, é em termos de quantidade de poluente produzido por quantidade de produto manufaturado. Entretanto, no caso das indústrias petroquímicas, as informações disponíveis são muito escassas e imprecisas.

As características dos efluentes de unidades típicas são relacionadas, a seguir, constando apenas de valores indicativos, pois, como afirmado anteriormente, são baseados, algumas vezes, sobre uma só unidade.

Acidez

Nas indústrias petroquímicas, a acidez pode surgir sob a forma inorgânica. É muito comum a presença de ácidos inorgânicos fortes (ácido sulfúrico, nítrico, fosfórico).

Um efluente ácido, típico de processamento petroquímico, é visto na Tab. 18.2.

Tabela 18.2 – Efluente ácido, típico de processamento petroquímico

Características	*Ácido de lavagem (Alquilação)*	*Ácido de lavagem (Resíduos fenólicos)*	*Ácidos de lavagem (Ortofenil-fenol)*	*Sulfito de lavagem (Ortofenil-fenol; destilação)*
Acidez (mg/l)	1,05 - 12,3	–	24,0	670
DBO (mg/l)	31	20 800	13 600	105 000
DQO (mg/l)	1 200	248 000	23 400	689 000
Sólidos dissolvidos (mg/l)	–	340 500	81 300	176 800
Óleo (mg/l)	131	–	–	–
pH	0,6 - 1,9	1,0	1,1	3,8
Fenóis (mg/l)	–	3 400	1 500	16 400
Sulfatos (mg/l)	–	–	54 700	–
Sulfitos (mg/l)	–	34 800	2 920	74 000
Sólidos totais (mg/l)	–	403 200	81 600	175 900

Alcalinidade

Sua presença nos efluentes deve-se aos álcalis exauridos, contendo sódio, cálcio e potássio na forma de sais.

Valores típicos são vistos nas Tabs. 18.3 e 18.4. Além das soluções alcalinas, outros processos geram efluentes do mesmo gênero (nitrogênio na forma de amônia). Além das conseqüências adversas ao meio ambiente, os sais de sódio, potássio e cálcio, em solução, tornam a água do corpo receptor inadequada para certos usos industriais, como por exemplo, para a alimentação de caldeiras.

Cor e turbidez

Muitos dos produtos da indústria petroquímica, são substâncias coloridas. A cor pode ser verdadeira ou aparente, podendo ser atribuída a fenômenos físicos de dois tipos:

— alguns materiais em solução ou em suspensão na água, absorvem a luz incidente e os comprimentos de onda absorvidas vão determinar a cor do líquido;
— o outro efeito da cor é causado pelo espalhamento da luz incidente, por material coloidal ou em suspensão.

Em cursos d'água, a cor e turbidez diminuem a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese.

Demanda bioquímica de oxigênio

O efeito dos resíduos petroquímicos pode, também, ser avaliado em relação à DBO, a qual é utilizada como um dos principais parâmetros de poluição. Determinadas substâncias reagem quimicamente com o oxigênio livre e criam uma demanda de oxigênio imediata.

Deve-se prever uma compensação por essa demanda, quando se utiliza o teste de DBO. Certas substâncias orgânicas da indústria petroquímica, quando em altas concentrações, são tóxicas aos microrganismos, porém exercem alta demanda de oxigênio em teores não tóxicos, isto é, em baixas concentrações.

Muitos dos produtos químicos originais da indústria petroquímica, não são encontrados na natureza; portanto, é necessário utilizar, como semeadura, nos testes de DBO, uma população microbiana, devidamente adaptada para o efluente em estudo, para obtenção de um resultado preciso. Por exemplo, se a DBO_5 do monômero de acrilamida for determinada, utilizando-se uma semeadura aclimatada e uma semeadura de esgoto, re-

sulta que a DBO obtida da semeadura de esgoto será 17% menor que a DBO obtida com microrganismos adaptados ao monômero.

Valores típicos deste parâmetro, são vistos nas Tabelas 18.2 e 18.3.

Demanda química de oxigênio

Certos poluentes petroquímicos, tal como o benzeno, não aparecem nesse teste, pois não são oxidados por nenhum dos oxidantes utilizados na análise.

É pois necessário cautela na interpretação dos resultados da DQO.

Valores típicos podem ser vistos nas Tabs 18.2 e 18.4

Atividade superficial

É provocada por substâncias que se acumulam na interface, formando uma película. Essa atividade provoca redução da tensão superficial, emulsificando sujeira e material oleoso.

Toxidez

Vários dos compostos químicos, presentes nos resíduos petroquímicos, são tóxicos para vida aquática. Os derivados petroquímicos podem, também, exercer efeitos tóxicos nas plantas e animais superiores, podendo tornar a água residual insatisfatória para a agricultura e pecuária. São necessários ensaios biológicos para medir a toxidez dos efluentes. Inclui-se, neste item, a identificação das substâncias carcinogênicas, amplamente estudadas e catalogadas.

Tabela 18.3 — Características de efluentes diversos

Característica	*Sulfonação do benzeno*	*Lavagem do orto-fenilfenol*	*Lavagem do alquilado*	*Polimerização*	*Vários processos de refino*
Alcalinidade (mg/l)	33 800	18 400	46 250	209 330	–
DBO (mg/l)	53 600	18 400	256	8 440	–
DQO (mg/l)	112 000	67 600	3 230	50 350	–
H_2S (mg/l)	–	–	–	–	2200-53600
pH	13,2	9-12	12	12	–
Fenóis (mg/l)	8,3	5 500	50	22	2000-25000
NaOH (peso %)	1	0,2-0,5	–	–	4-8
Na_2SO_4 (peso %)	1,5-2,5	–	–	–	–
Sulfatos (mg/l)	3 700	2 440	–	–	–
Sulfetos (mg/l)	7 100	4 720	–	–	–
Sólidos totais (mg/l)	90 300	40 800	–	–	–

Tabela 18.4 — Características de efluentes diversos

Características	*Fabricação de náilon*	*Borracha sintética*	*Butadieno (Após separador de óleo)*	*Produção de hidrocarbonetos clorados*	*Produção de olefinas*
Alcalinidade (mg/l)	22500-40700	37-40	370	–	1490
Cloretos (mg/l)	475-3340	2670-2800	1275-1350	116000-123000	–
DQO (mg/l)	74000-87700	173-192	290-359	33400	500-1500
Óleo (mg/l)	152-367	–	–	–	10-300
pH	7,4-12,0	6,4-6,7	8,4-8,5	12,6	9,8-10
PO_4 (mg/l)	5-78	19-22	38	–	10
SO_4 (mg/l)	0-194	1425-1470	910	–	180
Carbono total orgânico (mg/l)	19600-37200	97-110	131-165	–	60-2150
Nitrogênio (Kjeldahl) (mg/l)	4630-10500	74-89	63		
Sólidos totais (mg/l)	41700-123500	7420-12000	3730		

Óleos

Estão sempre presentes nos resíduos petroquímicos. As concentrações nos afluentes aos processos de tratamento biológico, devem ser limitados a 50 mg/l. Uma avaliação desse contaminante, irá indicar onde localizar os separadores de óleo, antes dos tratamentos adicionais.

Fenóis

São de difícil determinação, entretanto, quase sempre estão presentes nos efluentes petroquímicos, como se pode observar nas Tabs. 18.2 e 18.3.

PROCESSOS DE TRATAMENTO FÍSICO

Os tipos de tratamento físico mais comumente usados na depuração de resíduos petroquímicos são os seguintes:

— Separação por gravidade.
— Flotação.
— Processos de "stripping".
— Adsorção.
— Extração.

Separação por gravidade

É o processo de remoção de materiais menos densos que a água, tais como óleos e partículas arrastadas pelo ar, além da remoção de materiais em suspensão mais densos que a água, por sedimentação.

A separação do óleo por gravidade é um processo muito comum nas indústrias petroquímicas. Alguns dos processos petroquímicos que fornecem efluentes com óleo são relacionados na Tab. 18.5

De um modo geral, a remoção do óleo livre é mais fácil quando sua concentração é alta. Daí o interesse em separar o óleo antes de misturá-lo com os efluentes não contaminados.

Vários tipos de separadores podem ser empregados. Um dos mais conhecidos é o concebido pela American Petroleum Institute, ("API"). Atualmente, a eficiência dos separadores é aumentada pelo emprego de placas paralelas. Estes separadores, também atuam como bacias de sedimentação. A eficiência de separação desses equipamentos está indicada na Tab. 18.6

Os dados desta tabela têm valor relativo, pois para uma real comparação, certos parâmetros deveriam ser mantidos iguais, por exemplo:

— peso específico do óleo;
— peso específico da água residual;

Tabela 18.5 – Principais processos petroquímicos que fornecem efluentes contendo óleo

Produto	*Efluentes que necessitam de separação*
Acrilonitrila	
Detergentes sulfonados de cadeia linear alquilada	Efluentes do processo
Borracha – butadieno	Efluentes provenientes das Áreas de processo Áreas de recuperação Áreas de reservatórios
Hidrocarbonetos a partir do craqueamento de crus leves	Condensados
Hidrocarbonetos em geral (processos gerais de refino)	Destilação – Craqueamento térmico e catalítico "Reforming" – Alquilação – Isomerização.

Tabela 18.6 – Eficiência apresentada por alguns tipos de separadores de óleo por gravidade

Teor em óleo		*Remoção %*	*Tipo*
Afluente (mg/l)	*Efluente (mg/l)*		
7000-8000	125	98-99	circular
3200	10-50	98-99	circular
400-200	10-40	90-95	placas paralelas
220	49	78	API
108	20	81,5	circular
108	50	54	circular
90-98	40-44	55	API
50-100	20-40	60	API

— temperatura da água;
— presença ou não de emulsões;
— concentração de sólidos em suspensão.

A presença de substâncias tais como ácidos sulfônicos, ácidos naftênicos e ácidos graxos, é nociva à separação do óleo, pois tais substâncias comportam-se como agentes emulsificantes.

Os sais de cálcio e magnésio desses ácidos, formam sólidos em suspensão finamente divididos, tendo um efeito de estabilização das emulsões.

Sedimentação

Este processo é empregado, nos tratamentos primários, quando a concentração de sólidos é elevada. No caso de material em forma coloidal, a sedimentação deve ser feita com auxílio de um tratamento químico de floculação.

Um dos empregos da sedimentação primária é na separação do chumbo, nas águas residuais da fabricação de chumbo tetraetila.

A Tab. 18.7, apresenta dados operacionais de alguns efluentes petroquímicos para esse processo de separação.

"Stripping"

Este processo é utilizado para a remoção de materiais voláteis de efluentes líquidos normalmente pouco concentrados. Os dois tipos de agentes de "stripping" são: vapor e gases inertes. Neste último caso, deve-se cuidar para não se provocar uma poluição atmosférica.

Tabela 18.7 – Eficiência no processo de sedimentação em termos de SS e DBO para alguns resíduos

Resíduos	*Sólidos em suspensão*			*DBO*		
	Afluente mg/l	*Efluente mg/l*	*Remoção %*	*Afluente mg/l*	*Efluente mg/l*	*Remoção %*
Aminas						
Amidas	30	3	90	150	140	6,7
Farmacêuticos	–	200	–	–	500	–
PVC	500	20-40	92-96	150	60	60
Refinaria	100	25	75	125	90	28
Resinas	8000	8	99	130	125	3,8

Esse processo é utilizado para retirar sulfeto de hidrogênio e amônia de águas residuais, sendo realizado em colunas de recheio.

Na Tab. 18.8, são fornecidas informações sobre o processo de "striping" para a remoção de H_2S e NH_3, empregando-se vapor, gás carbônico e gás natural. O mais empregado é o vapor, pois como o sulfeto de hidrogênio se concentra no condensado, pode ser tratado posteriormente ou recuperado na forma de composto de enxofre. Nesse processo acidifica-se previamente a solução, fixando-se a amônia como sal.

O vapor d'água é usado como "stripper" na remoção de outros compostos petroquímicos. Os fenóis podem ser removidos de águas residuais por ação do vapor direto com eficiências de até 30%, durante a remoção de sulfeto de hidrogênio.

Extração

Utiliza-se, neste processo, a solubilidade preferencial de materiais em um solvente selecionado. Os critérios adotados para o tratamento com um solvente são:

- — baixa solubilidade em água;
- — diferença de densidade maior que 0,02 entre solvente e água residual;
- — baixa volatilidade;
- — resistência à degradação térmica se for utilizada destilação para a separação.

Os equipamentos utilizados variam entre torres em contra-corrente, tanques agitadores seguidos de separadores e extratores centrífugos.

Adsorção

O adsorvente mais utilizado é o carvão ativo. É usado principalmente na remoção de traços de produtos orgânicos nas fases finais de tratamento.

Tabela 18.8 – Remoção de H_2S e NH_3 pelo processo "stripping"

Tipo de "Stripper"	*Vazão do "Stripper" m³/litro*	*Remoção*		*Torre*	
				Temperatura	
		H_2S %	*NH_3 %*	*Alimentação °C*	*Base °C*
Vapor					
S/ácido	0,06-0,2	96-100	69-95	65-115	110-132
C/ácido	0,03-0,04	97-100	0	93	110-120
CO_2					
C/vapor	0,1	88-98	77-90	113	113
S/vapor	0,09	99	8	57	60
Gás natural					
C/ácido	0,06	98	0	38	38

O tratamento terciário, é utilizado, por exemplo, na remoção de benzeno sulfonado que não pode ser tratado por métodos biológicos.

PROCESSOS DE TRATAMENTO QUÍMICO

Os mais empregados são:

- — Neutralização.
- — Precipitação - coagulação.
- — Oxidação.
- — Combustão.

Neutralização e ajuste do pH

É o processo usado com maior freqüência pois deve anteceder as outras fases de tratamento, como, por exemplo:

- — preparação do resíduo para tratamento biológico;
- — preparação para descarga direta;
- — pré-tratamento para coagulação eficiente;
- — precaução contra o ataque do equipamento;
- — precaução contra a precipitação indesejável de componentes do resíduo.

Coagulação e precipitação

São processos usados para a remoção de materiais residuais em estado de suspensão ou em estado coloidal. Algumas aplicações são dadas na Tab. 18.9.

Tabela 18.9 – Aplicações do processo de coagulação e precipitação

Produto ou processo	*Componente no resíduo*	*Coagulante*
Fibras acrílicas	Zinco	Cal, sulfato ferroso
PVC	PVC	Sulfato de alumínio
Chumbo tetraetila	Chumbo, cloreto de etila, sulfetos, sulfatos.	Sulfato ferroso

Tabela 18.10 – Aplicações do processo de oxidação

Produto ou processo	*Componente no resíduo*	*Tipo de processo de oxidação*	*Observações*
Fibras acrílicas, nitrilas	Cianetos	Ozona	pH ótimo: 11-12
Óxido de etileno	—	Oxidação catalítica	Catalisadores cobre-cromita; 97% de remoção dos orgânicos
Borracha sintética	Provavelmente hidrocarbonetos insaturados (alguns clorados)	Ozonização	pH ótimo: 12,6; redução de DQO: 90%
Fenol	Licores sulfíticos	Cloro	—
p. Cresol	"	Ar	Agitador tipo turbina com anel de aeração
Intermediários para fabricação do náilon	16% NaCl, 0,5% sais metálicos	Ar	Conversão dos metais em hidróxidos insolúveis
p. Naftol	Licores sulfíticos	Ar	Agitador tipo turbina com anel de aeração.

Oxidação

Além da combustão do tipo catalítica, outros processos de oxidação são utilizados com o emprego de oxigênio ou outros agentes oxidantes, como os relacionados na Tab. 18.10.

A oxidação de sulfetos para sulfatos, pode ser realizada com vapor ou ar. Os cianetos podem ser oxidados por cloração. O pH deve ser mantido acima de 8,5 de modo a evitar desprendimento de clorocianeto. Para os tratamentos em batelada emprega-se hipoclorito de sódio; em alguns tratamentos contínuos pode-se usar cloro gasoso. Algumas pesquisas revelam que a ozonização de resíduos oriundos da fabricação de hidrocarbonetos clorados pode provocar uma redução de DQO de até 90%.

Combustão

Empregada na disposição de resíduos petroquímicos muito concentrados ou demasiadamente tóxicos.

Pode ser uma combustão direta ou catalítica, por incineração ou por submersão.

A lista de produtos petroquímicos destruídos por métodos de combustão é vasta e alguns exemplos são dados a seguir na Tab. 18.11.

Tabela 18.11 – Exemplos de processos de combustão de produtos petroquímicos

Processo de Combustão	*Resíduo*	*Observações*
Incineração	Resíduos líquidos da fabricação de amônia, náilon, etileno, glicol, metacrilatos.	Resíduos concentrados a 50% de orgânicos; não há necessidade de combustível.
Incineração a 2 900 °C	Resíduo líquido da fabricação acrilonitrila contendo acetonitrila, cianetos, óleos.	Resíduos com alto valor combustível; porém necessitando combustível auxiliar.
Incineração	Ácidos orgânicos anidridos hidrocarbonetos clorados.	Gás natural com maçarico vortex. Os resíduos gasosos devem ser neutralizados.

TRATAMENTO BIOLÓGICO

É um dos processos mais econômicos para reduzir o teor de matéria orgânica, toxidez e aparência desagradável do despejo.

O tratamento de resíduos petroquímicos pelo uso de métodos biológicos é consideravelmente mais complexo que o tratamento de resíduos domésticos e outros resíduos industriais.

Determinadas estruturas moleculares, especialmente aquelas que não têm ocorrência natural, são difíceis de serem degradadas biologicamente. A facilidade como um determinado composto é degradado biologicamente, depende do meio, fatores de crescimento de microrganismos, nutrientes, pH e temperatura.

Tabela 18.12 – Classificação de biodegradabilidade

Compostos orgânicos biodegradáveis	*Compostos geralmente resistentes à degradação biológica*
Ácido acrílico	Éteres
Ácidos alifáticos	Etileno cloridrina
Álcoois alifáticos (normal, iso, secundário)	Isoprene
Aldeídos alifáticos	Metil-etil-cetona
Alquil-benzeno-sulfonatos, (com exceção de benzaldeído baseado em propileno)	Morfolina
Aminas aromáticas	Óleo
Diclorofenóis	Compostos poliméricos
Etanolaminas	Sulfonato
Glicóis	Hidrocarbonetos (específicos)
Cetonas	Alifáticos
Ácido metacrílico	Aromáticos
Metil metacrilato	Grupos aril-alquílicos
Monoclorofenóis	Álcoois terciários alifáticos
Nitrilas	Triclorofenóis
Fenóis	Benzeno sulfonatos terciários
Aminas alifáticas primárias	
Estireno	
Acetato de vinila	

No caso dos óleos, um dos fatores responsáveis pela sua fraca biodegradabilidade é a insolubilidade que apresentam na água. Uma aclimatação adequada é muito importante, pois, compostos orgânicos biodegradáveis para microrganismos aclimatados resistem perfeitamente a microrganismos não aclimatados.

A classificação de biodegradabilidade exposta na Tab. 18.12, é estritamente arbitrária sendo baseada na biodegradabilidade de compostos orgânicos selecionados, por microrganismos aclimatados.

O fator tempo é mais significativo, ao se considerar um sistema biológico adaptável.

As informações para estabelecer uma relação entre a estrutura molecular de um composto e sua biodegrabilidade são numerosas porém muito contraditórias:

- Alifáticos e cíclico-alifáticos são, normalmente mais suscetíveis à degradação biológica do que os aromáticos.
- Alifáticos insaturados tais como acrílicos, vinílicos e compostos carbonílicos são, geralmente, biodegradáveis.
- O tamanho da molécula é um fator importante no que concerne à biodegradabilidade.
- As várias possibilidades de isomerismo estrutural nos compostos de carbono, afetam a biodegradabilidade relativa de muitas classes de substâncias.

Por exemplo, álcoois secundários e primários são extremamente biodegradáveis, enquanto que os álcoois terciários são resistentes à biodegradação. Os alquil-benzeno-sulfonados, usando propileno como base, contêm um carbono terciário sendo, por conseqüência, resistentes à degradação enquanto os alquil-lauril-sulfonados sem carbono terciário podem ser completamente degradados.

A adição ou remoção de um grupo funcional, afeta a biodegradabilidade de uma substância orgânica. A substituição de um anel benzênico por uma hidroxila ou amina, torna a substância mais biodegradável que a anterior, enquanto que uma substituição com um halogênio torna-a menos degradável.

Muitos compostos orgânicos, são completamente biodegradáveis a baixas concentrações e biostáticos ou biotóxicos a altas concentrações.

O fenol é um exemplo: em concentrações periódicas de 50 mg/l, o fenol provoca um efeito tóxico nos tratamentos biológicos, entretanto com mistura perfeita e tamponando-se as flutuações, é possível manter o sistema em funcionamento.

Deve-se, também, considerar que a biodegradabilidade de um composto orgânico, quando em mistura com outros, pode ser alterada, devido à formação de complexos, polímeros, etc. Por outro lado, a aclimatação de

microrganismos para uma dada água residual contendo uma ou mais substâncias, deve ser realçada por um estudo de biodegradabilidade muito preciso. Além disso, a complexidade de certos resíduos petroquímicos aliada ao grau de tratamento requerido, normalmente impede a adoção de um tratamento biológico de um só estágio. Várias combinações de processos biológicos são pois utilizadas, freqüentemente, para tratar resíduos petroquímicos. Sua escolha depende das características das águas residuais, considerações econômicas e, naturalmente, requisitos quanto ao efluente final. Na Tab. 18.13, são mencionados alguns exemplos de tratamentos combinados.

Tabela 18.13 – Sistemas múltiplos de tratamentos biológicos para resíduos petroquímicos

Produtos e/ou processos	*Tratamento biológico*			*Remoção*	
	1º Estágio	*2º Estágio*	*3º Estágio*	*DBO %*	*DQO %*
Butadieno, borracha butílica, refinarias	Lagoa aerada	Lagoa facultativa		> 80	> 67
Pentaeritritol	Filtro biológico	Filtro biológico	Lodo ativado	95-96	–
Resinas, álcoois, aminas, ésteres, estireno, etileno	Lagoa anaeróbia	Lagoa anaeróbia	Lagoa aeróbia	97-99	–

OUTROS TIPOS DE TRATAMENTO

Além dos tratamentos já mencionados, convém citar que, em uma instalação petroquímica, os resíduos podem ser uma fonte secundária de matérias-primas e um estudo técnico-econômico do reaproveitamento, leva, muitas vezes, a resultados bastante interessantes. Assim, podem-se citar, entre outros, a recuperação de enxofre, resinas, cloro (no caso de hidrocarbonetos clorados), etc.

O CONTROLE DA POLUIÇÃO DE UM COMPLEXO PETROQUÍMICO - PRINCÍPIOS BÁSICOS

Generalidades

O controle da poluição de águas residuárias da indústria petroquímica, depende do conhecimento dos processos industriais geradores do efluente, dos métodos disponíveis para projetar os tratamentos necessários e, finalmente, do impacto dos resíduos — após o tratamento — no meio ambiente.

Em um polo petroquímico, faz-se necessário o tratamento dos efluentes e a disposição dos resíduos sólidos, pois não existem processos com

descarga zero. O processamento da matéria-prima, o tratamento dos resíduos e outros fatores, devem ser inter-relacionados, visando reutilização e reciclagem dos despejos.

Parte do custo necessário para tratar os resíduos industriais pode ser absorvida, com vantagens, com uma melhor tecnologia de processo e conseqüente redução da carga poluente pelo uso de unidades de produção mais eficientes.

Os poluentes das águas residuais de um polo petroquímico, de um modo geral, são reduzidos pela aplicação eficiente dos seguintes processos de tratamento:

— Tratamento primário:
  Separação por gravidade
— Tratamento intermediário:
  Neutralização
  Coagulação química-sedimentação
  Filtração
  Flotação
— Tratamento final (físico - químico - biológico):
  Lodos ativados
  Lagoas aeradas
  Filtros biológicos
  Lagoas de estabilização
  Torres de oxidação
  Filtração
  Adsorção em carvão ativo
  Osmose reversa

Uma análise econômica visando atingir índices satisfatórios de qualidade do meio ambiente, implica na consideração dos seguintes elementos:

— variáveis de produção;
— redução do líquido residual e sua influência na produção de resíduos secundários;
— quantidade de energia necessária;
— área necessária para armazenagem de lodos;
— efeito dos resíduos líquidos obtidos pelo controle dos efluentes atmosféricos;
— variações da qualidade e quantidade de resíduos e comportamento da unidade de tratamento;
— efeito do índice pluviométrico na obtenção de uma descarga mínima de poluentes.

Uma vez definidas as características dos sistemas industriais, a seqüência lógica para a previsão das cargas poluidoras contribuintes à uni-

dade de tratamento e, por consequência, ao meio ambiente, é a seguinte:

— estimativa das cargas poluidoras geradas durante a operação do complexo, no presente e no futuro;
— estimativa da parte da carga poluidora que poderá ser removida pelo tratamento;
— elaboração de cronogramas de implantação da tecnologia escolhida.

Fontes de contaminação e análise de qualidade

A primeira fase na conceituação de um projeto de posterior "engineering", consiste no estudo dos despejos e levantamento de suas características. Essa estimativa deve levar em conta, também, as possíveis expansões. Os despejos podem-se originar das seguintes atividades:

— operações normais dos processos — descargas provenientes diretamente das unidades de produção;
— operação das utilidades como: purgas de caldeira e sistemas de resfriamento;
— esgotos sanitários provenientes das áreas administrativas, casas de controle, vestiários e refeitórios;
— água pluvial contaminada ("runoff" das áreas de processo que necessitam tratamento);
— água das purgas dos transportes (lastro sujo dos transportes que recebem ou entregam produtos);
— descargas diversas resultantes de descargas desordenadas, inesperadas, vazamentos, operações de emergência, lavagem dos equipamentos para manutenção, laboratórios, acidentes, etc.; estes componentes estão indicados na Fig. 18.1.

Comentários sobre as diferentes fontes

Operações normais de processo. - Uma lista geral dos poluentes gerados pela indústria petroquímica é relacionada na Tabela 18.1.

Operação das utilidades. - As utilidades são parte integrante de qualquer complexo petroquímico. Compreendem geradores de vapor, tratamento de água (clarificada, desmineralizada, potável), ar comprimido, gases inertes, etc. Para esses processos emprega-se uma variedade bastante grande de produtos: algicidas, coagulantes, sais orgânicos e inorgânicos, etc. Além disso, estas águas podem conter um alto teor de sólidos em suspensão (purgas dos decantadores) e metais (Cr^{6+}) de torres de resfriamento.

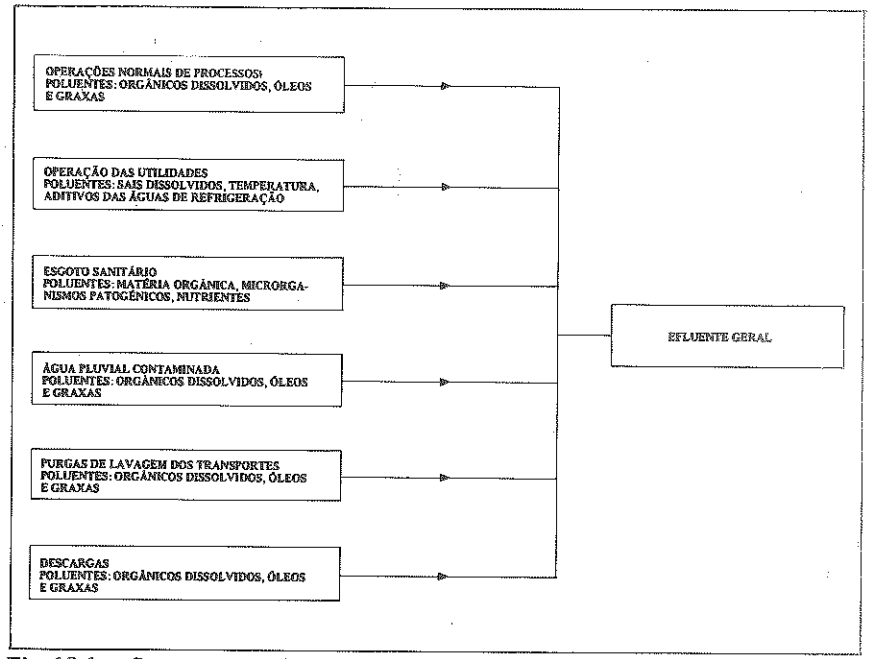


Fig. 18.1 – Componentes dos efluentes de petroquímicas

Esgotos sanitários - São provenientes das áreas administrativas, cabines de controle, vestiários, sanitários e lavatórios. Devem ser coletados em separado e tratados individualmente ou em conjunto com os efluentes industriais.

Água pluvial contaminada - Nos projetos de controle de poluição, estas águas são de grande importância sendo intermitentes e imprevisíveis, dependendo inclusive da geometria das unidades. No planejamento do complexo, deve-se investigar os dados pluviométricos com o objetivo de se obter os seguintes dados:

— volume provável a ser coletado;
— características de qualidade;
— vazões máximas.

Águas das purgas - Os veículos transportadores tanto os de operação de carga e descarga constituem fonte potencial bastante grande de poluentes devido a purgas, derramamentos, atividades de lavagem, etc.

Descargas diversas - Resultam dos mais diferentes pontos e sem qualquer previsão. Compreendem esvaziamento de reservatórios, limpezas, vazamentos, produtos fora de especificação que devem ser despejados, quebra de tubulações e acidentes.

Controle de poluição em um complexo petroquímico em fase de instalação.

No desenvolvimento de um projeto de um sistema de tratamento de águas residuais, deve-se adotar uma metodologia seqüencial. A primeira fase compreende a definição dos processos de produção, tendo em vista as características quantitativas e qualitativas dos efluentes resultantes.

A partir desses dados deve-se executar os estudos de tratabilidade para avaliação dos possíveis tratamentos, passando-se, a seguir, aos estudos de conceituação dos processos, tendo-se em vista a eficiência de remoção e o impacto que os efluentes finais irão provocar no meio ambiente.

De um modo geral, as diretrizes visando o tratamento de resíduos de um complexo petroquímico consistem em:

— Coleta de efluentes em redes de esgotos segregadas: domésticos, inorgânicos, orgânicos, pluviais limpos e pluviais contaminados. Os efluentes devem ter um pré-tratamento na fonte: acerto de pH, remoção de óleos, sedimentação, coagulação química e sedimentação.

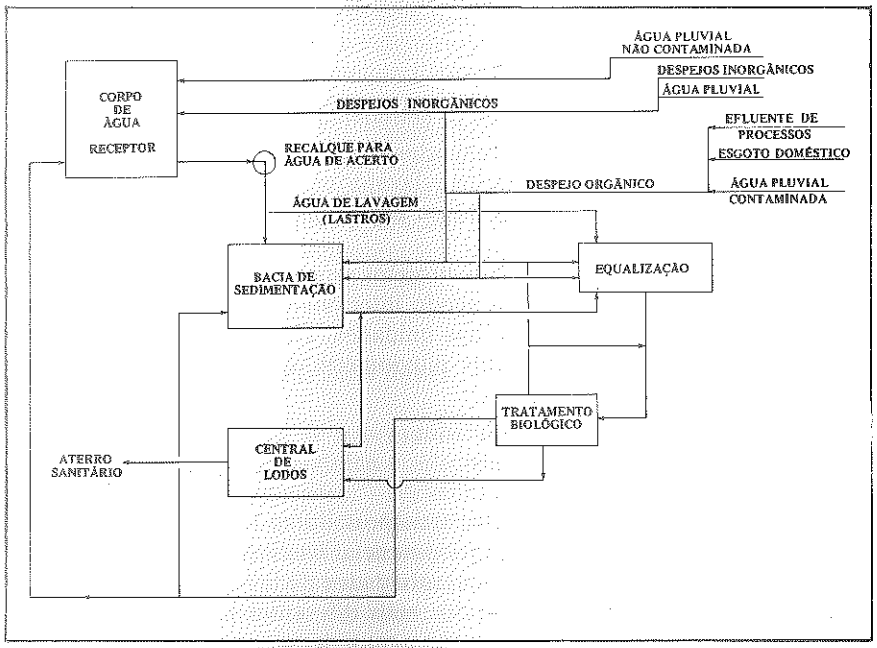


Fig. 18.2 – Fluxograma de estação de tratamento de resíduos de indústria petroquímica

— Uma instalação de tratamento biológico, do tipo lodo ativado.
— Lagoa de estabilização e lagoa de armazenagem para "polir" o efluente do tratamento e obter melhor flexibilidade.

A Figura 18.2 ilustra um esquema geral de uma estação de tratamento. Convém frisar que esse sistema variará em função dos tipos de indústrias petroquímicas a serem instaladas.

19
DETERGENTES

INTRODUÇÃO

O consumo de detergentes sintéticos vem se expandindo de forma considerável nos últimos anos. Parece desnecessário compulsar estatísticas para respaldar semelhante afirmativa, uma vez que a propaganda nos jornais, no rádio, na televisão ou uma simples visita a um supermercado são suficientes para mostrar a existência de verdadeira avalanche de novas formulações desses produtos no mercado nacional.

Data de 2.000 anos o uso do sabão, e, ainda hoje, é o detergente mais barato a serviço do homem. Todavia, aos poucos, o sabão cede terreno a seus modernos competidores.

As razões principais, limitantes do uso universal do sabão, são:

— O sabão é um sal de base forte, formado por ação de ácido graxo fraco, insolúvel na água, sofrendo dissociação em solução ácida, não podendo ser usado em processos de limpeza cujo pH operacional esteja muito abaixo de 8.

— É incapaz de atuar em águas duras. O sabão só produz espuma e exerce a sua ação de limpeza, após haver realizado, da forma mais antieconômica possível, o abrandamento da água. Além disso, os precipitados formados mancham a roupa, banheiras, lavatórios, embaciam a vidraria, etc.

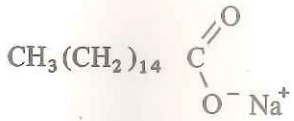
TIPOS DE DETERGENTES

Três tipos gerais de detergentes são conhecidos: aniônicos, catiônicos e não-iônicos.

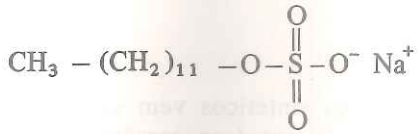
Detergentes aniônicos

São aqueles em que o radical orgânico tem carga negativa. Deste grupo fazem parte sabões comuns (sais sódicos de ácidos carboxílicos de cadeia longa) e produtos sintéticos semelhantes aos sabões, sendo que nestes últimos o grupo carboxila é substituído por um grupo sulfato ou sulfônico.

Exemplificando:

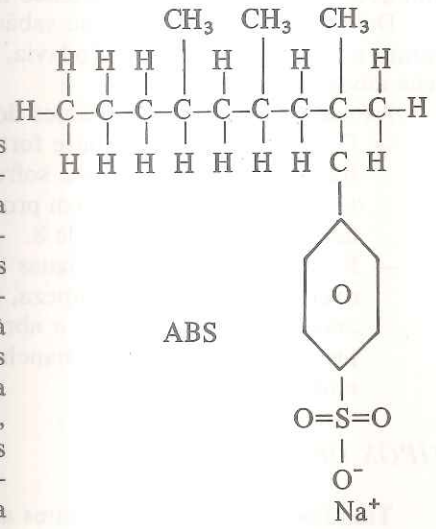


Sal sódico do ácido palmítico: um sabão

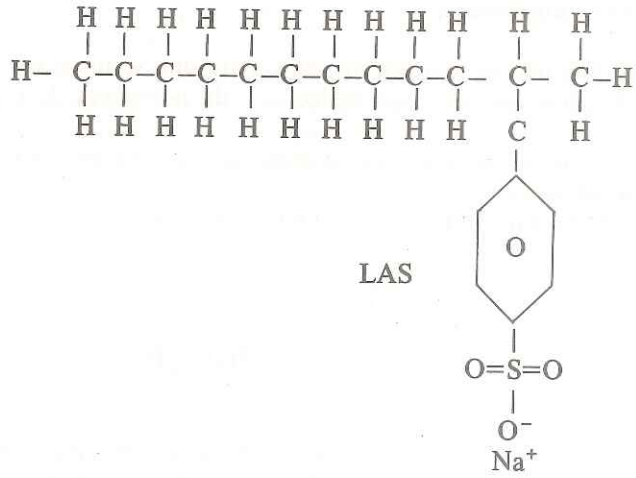


Laurilsulfato de sódio: um detergente sintético.

Os álcoois sulfatados foram os primeiros agentes tensoativos empregados comercialmente e, ainda hoje, são usados em algumas formulações em combinação com outros detergentes. Posteriormente, a indústria passou a utilizar produtos à base de alquil-benzeno-sulfonatos (ABS) que possuem o grupo alquila bastante ramificado. Na atualidade, por motivos que serão discutidos mais tarde, o ABS tem sido substituído pelo LAS (sulfonato de alquila linear).



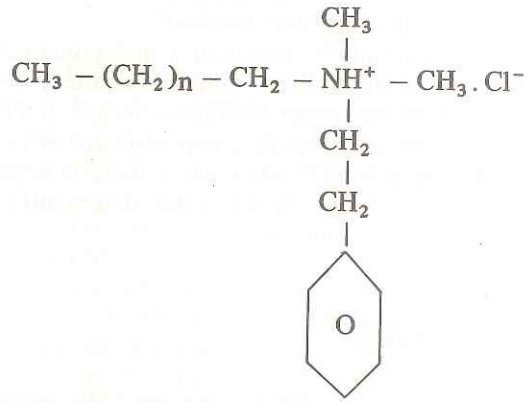
C.E.F.E.T.N. - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA



Detergentes catiônicos

São aqueles em que o radical orgânico possui carga positiva. Todos eles são sais quaternários de amônia.

Exemplo:



Cloreto de alquil - dimetil - benzil - amônio.

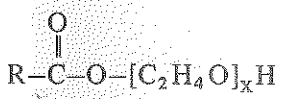
É interessante assinalar que os detergentes catiônicos são dotados de poder bactericida, tendo larga aplicação em processos médico-cirúrgicos como desinfetantes.

Detergentes não-iônicos

São os que não se ionizam na água. Para que se tornem solúveis, necessitam da presença, em suas moléculas, de polímeros de óxido de etileno.

Existem, nessa categoria de detergentes, diferentes tipos tais como: éster, arila, amida, etc.

Exemplo de um detergente não-iônico tipo éster:



$$R-\overset{\overset{O}{\|}}{C}-O-[C_2H_4O]_xH$$

Os detergentes não-iônicos constituem, provavelmente, cerca de 10% do volume de agentes tensoativos. Muitas vezes são usados como adjuvantes, nos detergentes comerciais. A receptividade desse tipo de detergente por parte do público não tem sido boa, porque os produtos à base de detergentes não-iônicos, praticamente não espumam e as pessoas, erroneamente, estão acostumadas a associar a quantidade de espuma formada com o poder de limpeza.

No presente trabalho, os comentários ficarão mais restritos à área dos detergentes aniônicos, pelos seguintes motivos:

— Os detergentes catiônicos, possuem a inconveniência de perder a sua eficácia em águas duras ou com elevado teor de matéria orgânica. Só recentemente, essas limitações foram superadas pela descoberta de uma nova família de compostos quaternários de amônia que não é afetada pelo pH, salinidade e matéria orgânica da água.

— A maioria absoluta (mais de 80%) dos detergentes sintéticos em uso, pertence ao tipo aniônico.

ORIGEM DOS DESPEJOS

Os detergentes são, na atualidade, usados indiscriminadamente em todos os lugares que chamamos de "civilizados e evoluídos". Houve quem dissesse, no passado, que o grau de desenvolvimento de uma nação se media pela quantidade de ácido sulfúrico consumida. Poder-se-ia dizer o mesmo, hoje, com referência aos detergentes ou tensoativos.

O maior emprego de detergentes, sem dúvida, continua sendo nas indústrias, principalmente as que utilizam uma etapa chamada "limpeza ou lavagem" em sua linha de produção. Para citar as principais, podemos relacionar as indústrias têxteis e de fibras em geral, indústrias de alimentos, frigoríficos, curtumes e muitas outras que fazem uso de detergentes em maior ou menor escala. Porém, analisando-se o problema em termos de consumo total, sem dúvida, o consumo doméstico supera o industrial, uma vez que a grande maioria dos lares consome, no mínimo, um litro mensal de detergentes para limpeza, observando-se, a cada dia, o incremento desse hábito.

Os detergentes domésticos são, geralmente, os mais difíceis de serem biodegradados. A razão é muito simples, pois, devido à concorrência do mercado, cada fabricante procura lançar o produto pelo melhor preço e os detergentes não-biodegradáveis são de menor custo.

CARACTERÍSTICAS DOS DESPEJOS E BIODEGRADABILIDADE DOS DETERGENTES

As numerosas formulações de detergentes sintéticos ganharam rápida popularidade porque, sendo capazes de aumentar, dispersar e emulsionar, como os sabões, não tinham algumas de suas limitações; assim é que não se precipitam nas águas duras. Nessas formulações, o teor do agente tensoativo, responsável pela limpeza (detergente), varia muito de acordo com a sua finalidade principal (lavar roupa, remover tintas, graxas, etc.).

Nos produtos destinados a lavandarias e fins caseiros, o teor de detergente oscila, em geral, entre 10 a 15% do peso total do produto. O restante é constituído pela chamada "carga", mistura de polifosfatos, perboratos, silicatos, carbonato de sódio, carboximetilcelulose, etc.

Kresta e Koubik (1969), informam que os detergentes sintéticos empregados na Tchecoslováquia, para fins domésticos e industriais, continham elevados teores de fosfatos como "carga", chegando a totalizar uma vez e meia a quantidade do agente tensoativo.

Os fosfatos possuem a propriedade de formar quelatos (complexos solúveis) com o cálcio e magnésio, principais ions responsáveis pela dureza, impedindo a formação de precipitados. Assim, para a atuação dos detergentes sintéticos, não há discriminação entre águas duras e brandas.

Pela acessibilidade do preço e excelente detergência, os produtos à base de sulfonatos de alquilbenzila (ABS), há alguns anos atrás, predominavam, por larga margem, nos mercados europeu e norte-americano. Em 1964, a produção anual de detergentes, nos EE.UU., girava em torno de 2 bilhões de quilos; deste total, 75% do ingrediente ativo era ABS. Entretanto, as populações de certas regiões começaram a defrontar-se com problemas atribuídos àquele detergente: gosto e odor na água e formação abundante de espuma nos lagos e rios.

Os padrões de potabilidade, por questões de ordem puramente estética, fixaram o teor máximo dos sulfonatos de alquilbenzila (ABS) na água, em 0,5 mg/l.

Estudos intensivos da biodegradabilidade do ABS, vieram comprovar que os sulfonatos de alquilbenzila, ofereciam grande resistência à degradação biológica; essa resistência deve-se ao fato de que somente poucos microrganismos são capazes de romperem ligações de átomos de carbono quaternário e qualquer cadeia ramificada de alquila possui átomos de carbono terciário e/ou quaternário. Assim, frações consideráveis do detergente atravessavam incólumes as estações de tratamento de esgoto, persistindo, por longos períodos, nas águas receptoras (ver Tabela 19.1).

O clamor levantado pela opinião pública cedo se fez sentir e, nos meados de 1965, os industriais norte-americanos, após investirem mais de 150 milhões de dólares em pesquisas, lograram substituir o ABS (sulfonatos de alquilbenzila) pelo LAS (sulfonatos de alquila lineares), mais suscetível à degradação biológica.

O IX Relatório do Comitê Permanente sobre Detergentes Sintéticos da Grã-Bretanha, informa que, também naquele país, completou-se a substituição dos produtos tensoativos aniônicos "duros", por material mais facilmente degradável, o que resultou numa substancial redução do teor de detergentes nos efluentes das estações de tratamento de esgotos e nos rios. Convém lembrar que, além do LAS, outros detergentes como o laurilsulfato de sódio e o N-alquil-3-sulfopropionamida sódica (NASP) são, também, biodegradáveis e que, em geral, sua degradação se processa em meio aeróbio.

Pesquisas muito bem conduzidas mostraram que o LAS, em sistemas anaeróbios — como os das fossas sépticas — exibiu pouca ou nenhuma

Tabela 19.1 – Remoção do ABS e do LAS por alguns processos de tratamento de esgoto

Processo	*Percentagem de remoção média*	
	ABS	*LAS*
Sedimentação primária	2 - 3	2 - 3
Lagoa de estabilização aeróbia	15	56,2
Lagoa de estabilização facultativa	30	93,1
Filtros biológicos (Standard)	35	84,7
Lodo ativado	45 - 50	90

vantagem em relação ao ABS. Já o NASP, é degradável tanto em aero como em anaerobiose.

Países como a Alemanha, França e Estados Unidos, têm procurado desenvolver técnicas para a determinação da biodegradabilidade de compostos químicos capazes de atuarem como agentes poluidores. O chamado método de Husmann já foi oficializado na Alemanha; a lei alemã de 19 de dezembro de 1962, exige que os detergentes fabricados no país sejam, pelo menos, 80% biodegradáveis quando submetidos ao ensaio de Husmann.

Os despejos contendo detergentes podem apresentar-se com vários aspectos, sendo que a característica principal é a formação de espuma quando submetidos à agitação. Esta característica não é necessariamente restrita ao esgoto, pois já foram examinadas águas de poços contendo detergentes. Dada a extrema resistência de alguns tipos à biodegradação, podem atingir o lençol freático depois de terem sido lançados sobre solos muito permeáveis.

A rigor, nenhum detergente é biodegradável. Uma substância é realmente biodegradável quando é assimilada perfeitamente pelos microrganismos, sendo utilizada integralmente como fonte de carbono nas oxidações biológicas. É o caso dos açúcares, alguns ácidos graxos e mesmo proteínas. Os detergentes, nunca são perfeitamente assimilados, sendo necessário seu desdobramento pela atividade de microrganismos os quais são forçados a produzir enzimas específicas (aclimatação). Nem todos os microrganismos são capazes disto e quando o são nunca o fazem completamente. Portanto, não há detergente 100% biodegradável dentro do meio ambiente natural. Abaixo de 100%, tem-se percentuais que variam até zero, pois existem detergentes praticamente não-biodegradáveis.

Derivados primários

Denomina-se biodegradação primária, o processo inicial de degradação em que a molécula do detergente é quebrada ou modificada, de modo a não mais apresentar as características de um tensoativo, embora sua estrutura básica ainda exista. Esta modificação não se processa numa única etapa, existindo fases onde a característica do tensoativo vai desaparecendo lentamente. Esta fase é importante, pois, ao dar início a biodegradação primária, os efeitos do detergente (espuma, baixa tensão superficial) não são mais notados e sua detecção analítica deve ser feita de outro modo. Por conseguinte, só podemos considerar o produto degradado, quando se completa a degradação final, ou seja, a completa conversão da molécula em CO_2, água e minerais.

Detergentes com moléculas de cadeia longa, degradam-se melhor que os de cadeia curta, embora posições de grupos funcionais e ramificações também influenciem fortemente na velocidade de degradação. O pH, temperatura e a concentração do detergente são fatores importantíssimos na biodegradação.

Atualmente, existem várias empresas que já investiram e continuam investindo milhões de dólares em pesquisas e desenvolvimento de detergentes biodegradáveis. Infelizmente, os detergentes biodegradáveis existentes, na prática, são muito ineficientes para muitas finalidades. Mas, dentro de um período relativamente curto, certamente haverá detergentes bastante biodegradáveis para quase todas as finalidades.

TRATAMENTO DOS DESPEJOS

O tratamento de despejos contendo detergentes é um dos grandes problemas da Engenharia Sanitária. As influências negativas dos detergentes, já foram estudadas por muitos pesquisadores, nas diversas fases de tratamento, tal como a ineficiência na remoção de graxas dificultada pela presença de detergentes sintéticos na superfície da água. Verifica-se, ainda, a diminuição da taxa de transferência de oxigênio, principalmente em sistemas de lagoa aerada. Os detergentes provocam alterações físico-químicas na superfície da água, dificultando a transferência de oxigênio. Além disso, a espuma transporta uma série de microrganismos, principalmente bactérias, exercendo o papel de veículo de parasitas, constituindo um problema sanitário grave. A espuma emulsiona grande quantidade de óleos e graxas e já constatou-se a presença de até 90% de graxas em espumas secas depositadas nas paredes de tanques de aeração.

A maior dificuldade causada pelos detergentes ocorre em estações de tratamento que utilizam lagoa aerada (por aeradores de superfície ou por difusores de ar) que constitui o tratamento por lodos ativados. O turbilhonamento causado na água, provoca, em decorrência da presença de detergentes, a formação de tal quantidade de espuma que muitas vezes chega a envolver a estação de tratamento de esgotos. Quando o efluente da estação é submetido a sistemas de chicanas, formam-se flocos de espumas que entram no corpo receptor.

Quando a quantidade de detergente é grande, a influência na aeração é tão grande que o tratamento aeróbio torna-se anaeróbio. Mesmo quando o detergente é biodegradável, o problema persiste. Isto também depende da velocidade de biodegradação do detergente e do tempo de detenção do esgoto na estação de tratamento.

Em vista disso, existem algumas opções para o tratamento de esgotos que contenham detergentes:

— dentro do sistema de lodos ativados, deve-se instalar um sistema de remoção de espuma (adsorção ou concentração-remoção);
— pode-se usar o sistema de filtros biológicos ou mesmo o valo de oxidação, conforme o caso;
— um sistema bom para grandes quantidades de detergentes e volumes relativamente pequenos de despejos, é a lagoa de estabilização;
— os sistemas anaeróbios, apesar de mais lentos, são muitas vezes vantajosos.

A melhor solução, no entanto, seria o uso de detergentes biodegradáveis, pois isto não só ajudaria o tratamento do esgoto, como, principalmente, solucionaria os problemas relacionados com o lançamento do esgoto depurado no corpo receptor.

MÉTODOS PARA AVALIAÇÃO DA BIODEGRADAÇÃO DE DETERGENTES

Ainda persiste, no momento, a falta de um bom método para avaliação do grau de biodegradação dos detergentes.

A determinação da DBO do detergente é um método analítico grosseiro, com erros e desvios que chegam a 100% e, em muitos casos e dependendo do tipo de despejo, não constitui um método seguro.

O método *manométrico*, também conhecido por *respirométrico*, é mais trabalhoso, mas é um método que, bem conduzido, pode ser considerado o melhor. Utiliza o respirômetro de Warburg, um sistema constituído de frascos em agitação, nos quais a qualidade da amostra, o suprimento de nutrientes minerais e de oxigênio, a fonte de nitrogênio, o inóculo, a temperatura, a agitação e outras condições são cuidadosamente controladas. Existem muitas variações deste sistema.

A biodegradação dos detergentes sintéticos, nesse sistema, é medida pelo oxigênio consumido pelos microrganismos. Desse modo, utiliza-se manômetros para medir o consumo de oxigênio durante os ensaios dos detergentes. Pode-se, também, medir o consumo de detergentes por métodos químicos.

O meio mais comum para crescimento dos microrganismos é o indicado pelo "Groupe d'Experts", colocando-se nesses meios o detergente ou detergentes que se quer medir ou comparar a biodegradação.

O microrganismos são escolhidos de acordo com as necessidades, devendo-se utilizar os microrganismos do esgoto onde está sendo lançado o detergente. O esgoto é ativado por aeração, colocando-se uma pequena quantidade (1 a 2 ml) no meio de nutrientes.

Os frascos devem ser mantidos em agitação constante, contínua e uniforme e o oxigênio consumido deve ser determinado durante uma semana. Empregando-se potassa (KOH) a 2%, elimina-se o CO_2 desprendido na respiração das bactérias.

O meio de cultura normalmente usado, recomendado pelo "Groupe d'Experts" é constituído por 4 soluções: A, B, C e D, cujas composições são as seguintes:

Solução A: KH_2PO_4 ..... 8,50 g
K_2HPO_4 ..... 21,75 g
$Na_2HPO_4.2H_2O$ ..... 33,40 g
NH_4Cl ..... 1,70 g
Água destilada (pH final = 7,2) ..... 1000 ml

Solução B: 22,5 de $MgSO_4.7H_2O$, dissolvidos em 1 000 ml de água destilada.

Solução C: 27,5g de $CaCl_2$, dissolvidos em 1 000 ml de água destilada.

Solução D: 0,25 g de $FeCl_3.6H_2O$, dissolvido em 1 000 ml de água destilada.

Um terceiro método para se determinar a biodegradação de um detergente, consiste em se utilizar a relação DBO/DQO do detergente em estudo, com microrganismos do despejo onde existe o detergente. Este estudo consiste em avaliar, através do conhecimento da relação DBO/DQO, a biodegradabilidade dos despejos, classificando-os em três grupos:

$\frac{DBO}{DQO} \geqslant 0{,}6$: há degradação, sem aclimatação ou indução dos microrganismos;

$\frac{DBO}{DQO} \geqslant 0{,}2$: há degradação com aclimatação ou indução dos microrganismos;

$\frac{DBO}{DQO} \cong 0{,}0$: não é possível a degradação biológica, mas há possibilidade de aumentar a biodegradabilidade com a aclimatação ou indução de microrganismos.

A aclimatação é um processo reversível, imprevisível, onde se tenta conduzir as funções vitais dos microrganismos para determinado fim e, portanto, um processo que exige atenção e cautela. Esse método, que também utiliza DBO como parâmetro, também é grosseiro mas dá uma boa idéia do tipo de despejo. Além disso, é bastante prático.

ELIMINAÇÃO DOS DETERGENTES

Os detergentes sintéticos podem ser eliminados ou diminuídos em um despejo. A maneira mecânica é a mais fácil, consistindo na produção de espuma, seguida de sua remoção. Provoca-se uma aeração na célula de tratamento de esgoto por agitação ou difusão de ar; a espuma formada é removida para uma canalização metálica e destruída por leve aquecimento. A adsorção por materiais em suspensão é um bom sistema (minerais, carvão). A maneira biológica já é mais difícil. Sabe-se que muitos microrganismos, principalmente bactérias dos gêneros *Pseudomonas, Enterobacter, Proteus, Alcaligenes* e *Escherichia*, são capazes de utilizar os detergentes ABS como fonte de carbono e fósforo. Essa capacidade pode ser aumentada desde que se induza as bactérias a utilizarem o detergente como fonte de carbono, através de contínuo oferecimento do mesmo como substrato mais abundante. Pode-se antever os problemas e o trabalho de um esquema deste tipo. Entretanto, é viável industrialmente, uma vez que muitas bactérias desenvolvem grande capacidade de metabolização destes produtos. Os parâmetros de controle devem ser rigidamente seguidos, do contrário, o sistema jamais funcionaria.

Os despejos contendo detergentes sintéticos, sempre causam sérios problemas de tratamento. O sistema de lagoa aerada é o que mais sofre, devido à aeração forçada que provoca turbulência e espuma abundante. Esta espuma, interferindo na transferência de oxigênio, chega a anular a ação dos aeradores, transformando o tratamento aeróbio em anaeróbio, pois o esgoto torna-se séptico. Muitas vezes, chega-se a ter um processo misto de tratamento totalmente incontrolável. Nestes casos, os problemas de controle de efluente industrial se avolumam e se complicam, escapando aos requisitos exigidos pela classificação da maioria dos rios.

A Tab. 19.2, mostra os resultados obtidos por Bogans e equipe, os quais concluíram que os detergentes sintéticos não iônicos ETHOFAT C/15 e ETHOMID HT/15 derivados do polietilenoglicol de baixo peso molecular, são sujeitos à rápida estabilização biológica. Verificaram, também, que o detergente sintético NEUTRON YX/600, do tipo alquilfenóxido de óxido de polietileno e os detergentes sintéticos derivados polietilenoglicólicos de amidas (ETHOMID HT/68), de ésteres (ETHOFAT C/60) e com éter (PLURONIC F/68), são sujeitos a um grau de degradação biológica de leve a moderado.

DETERGENTES SINTÉTICOS E SAÚDE

Em 1968, Swisher, fazendo uma revisão de estudos realizados em animais, chegou à conclusão de que o teor de substâncias tensoativas na água potável, não constitui uma ameaça à saúde do homem. Certa quantidade de detergentes do esgoto, apesar do tratamento, têm acesso ao abastecimento de água potável; além disso, a ingestão de detergentes pode

Tabela 19.2 — Grau de estabilização biológica de alguns detergentes sintéticos

Detergentes não iônicos	*Demanda Teórica de Oxigênio para completa oxidação (mg/l)*	*20°C DBO_5*					
		Esgoto (semente)		*Lodo ativado e aclimatado (semente)*		*Técnica de Warburg*	
		DBO (mg/l)	*% Demanda Teór. de O_2*	*DBO (mg/l)*	*% Demanda Teór. de O_2*	*O_2 útil. pelo detergente em 6 h (mg/l)*	*% Demanda Teór. de O_2*
Cíclico:							
Neutron YX/600	2 160 000*	0	0	11 600	5,4	254 000	11,8
Não Cíclico:							
Ethofat C/15	2 200 000*	1 000 000	46,5	880 000	40	640 000	29,1
Ethofat C/60	1 880 000*	220 000	11,8	240 000	12,8	160 000	8,5
Ethomid HT/15	2 100 000*	996 000	47,5	880 000	42,0	412 000	19,5
Ethomid HT/60	1 950 000*	92 000	4,7	700 000	3,6	0	0
Pleuronic F/68	1 840 000*	124 000	6	20 000	1,1	67 000	3,6

* Estimado.

dar-se pelo uso de dentifrício e enxaguadura inadequada de panelas, louças e copos.

Aparentemente, essa ingestão parece ser destituída de maior significado, uma vez que a dose letal dos detergentes comuns, em uma única administração, é de cerca de 25 g por quilo de peso corporal.

Alguns autores norte-americanos, chegam a afirmar que a utilização intensiva, antes de 1965, de detergentes refratários à degradação, foi, até certo ponto, benéfica para aquele país, pois os detergentes "duros" funcionavam como verdadeiros indicadores inócuos da poluição de origem humana. Milhões de americanos são abastecidos por poços públicos e particulares e quando aparecia "espuma" na água, os interessados apressavam-se em mandar analisá-la. Concentrações de detergentes da ordem de 1 mg/l já produzem fraca evidência de sua presença e, quanto à inocuidade, foi demonstrado que teores de até 5 000 mg/l não provocam qualquer resposta fisiológica no organismo humano.

No mercado brasileiro, ultimamente, têm sido introduzidas formulações de detergentes com substâncias enzimáticas. Curioso é que, em seus países de origem, os detergentes com biocatalisadores estão sendo progressivamente retirados da circulação pelas próprias indústrias. Foi verificado que, apesar de apresentarem indiscutível vantagem na lavagem dos tecidos, pela remoção de manchas de sangue, gorduras e outras, esses produtos podem provocar, nos usuários, manifestações de natureza alérgica como dermatite e asma.

ANEXO

Recomendações do Seminário sobre Subsídios para uma Política de Detergentes, realizado na CETESB - Cia. de Tecnologia de Saneamento Ambiental, na cidade de São Paulo, de 6 a 9 de dezembro de 1976.

MÉTODOS DE ENSAIOS E TESTES DE BIODEGRADABILIDADE

1. Os detergentes e/ou produtos saneantes que contenham surfactantes sintéticos em suas formulações sejam submetidos a teste de biodegradabilidade em laboratórios reconhecidos oficialmente. A classificação do produto quanto à biodegradabilidade será em função dos resultados do teste.
2. O método estabelecido em maio de 1976 pela *Organization for Economic Cooperation and Development* — OECD (Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento), como teste de biodegradabilidade para surfactantes aniônicos (sulfonatos e sulfatos) e para surfactantes não-iônicos (etoxilatos e propoxilatos), é o método recomendado.
3. Para que o produto detergente seja considerado biodegradável, ele deverá atingir, pelo menos, 80% de biodegradabilidade pelo método recomendado.
4. Em se tratando de surfactantes aos quais não se aplica o método da OECD, recomenda-se às instituições interessadas desenvolverem estudos e pesquisas visando ao estabelecimento de métodos adequados, tais como espectrofotometria do infravermelho, ressonância nuclear magnética, carbono orgânico total, etc.
5. Recomenda-se que os órgãos de defesa do meio ambiente promovam intercâmbio de metodologia com as indústrias e, também, com as organizações internacionais encarregadas do estabelecimento dos métodos analíticos de vigilância e avaliação de detergentes sintéticos.
6. Os órgãos de defesa do meio ambiente são instados a exercer, por amostragem, a vigilância sobre os detergentes sintéticos e/ou produtos saneantes, no que se refere à sua biodegradação

REMOÇÃO DE DETERGENTES EM SISTEMAS DE TRATAMENTO

7. Recomenda-se que a formação de espuma em corpos de água seja eliminada por meio de aspersores de água nos pontos de geração da própria espuma.
8. No caso de uma emergência, e tendo-se em vista o processo de potabilização de água, devem ser estudados métodos de remoção dos detergentes sintéticos não biodegradáveis a nível de não produzirem espu-

mas nas torneiras, como será enfatizado nos aspectos ecológicos.

9. Sejam realizadas, tanto quanto possível, simultaneamente a construção de sistemas de tratamento de esgotos e a introdução de detergentes sintéticos biodegradáveis, para atender aos requisitos de viabilidade econômica, tecnológica e científica exigidos pela inter-relação existente entre tais fatores.
10. A construção de sistemas de tratamento de esgotos deve incorporar processos biológicos.
11. No caso dos despejos líquidos, notadamente os industriais, com altos teores de detergentes sintéticos, seja verificada a possibilidade de separação e concentração dos mesmos detergentes para sua disposição final adequada.

ASPECTOS ECOLÓGICOS: EFEITOS DOS DETERGENTES NO AMBIENTE E NOS ORGANISMOS VIVOS

12. Também neste capítulo dos aspectos ecológicos e biológicos recomenda-se a substituição do ABS por um componente biodegradável, o qual deverá reduzir sensivelmente o problema de formação de espuma. Todavia, como se vem acentuando em outros itens, a solução definitiva do problema deverá incluir obrigatoriamente a coleta, o tratamento, e a disposição adequada dos esgotos domésticos e industriais. A tônica desta recomendação visa, sobretudo, as águas de abastecimento.
13. Enfatiza-se a necessidade da formação de uma Comissão Permanente de Trabalho, constituída por representantes das entidades das seguintes áreas:
    a) responsáveis pelo tratamento e suprimento de água
    b) responsáveis pelo tratamento e disposição dos esgotos
    c) controle de poluição e defesa do meio ambiente
    d) indústrias de matéria-prima
    e) indústrias de detergentes
    f) instituições de pesquisa e universidade
    g) governo estadual e/ou federal.

    A coordenação de tal grupo deverá estar afeta a algum representante da área de administração de recursos hídricos, e terá como função assessorar, em caráter permanente, técnica e cientificamente, os poderes públicos no equacionamento de problemas e soluções, bem como na implantação de medidas administrativas.
14. Propõe-se sejam levados avante estudos, por quem de direito, com vistas a mudanças da regra de operação do Sistema Alto Tietê (represas)

como alternativa imediata para a solução do problema de espumas em águas de abastecimento.

15. Recomenda-se também aos órgãos responsáveis, que mantenham um monitoramento constante sobre a qualidade da água e a integridade de ecossistemas regionais, tendo em vista as alterações que podem ocorrer através da utilização de agentes surfactantes.

ASPECTOS INSTITUCIONAIS: PRODUÇÃO, REMANEJAMENTO DE PRODUÇÃO DOS DETERGENTES

16. Deve-se enfatizar que, observado o prazo suficiente (1981) para viabilizar as modificações necessárias no sistema atual de produção, toda a produção nacional de detergentes sintéticos deverá ser do tipo biodegradável.
17. Nas decisões a curto prazo, e tendo-se em vista o aproveitamento da capacidade de produção instalada atual, o limite máximo da produção do *dodecilbenzeno ramificado* deverá ser fixado em até 42 mil toneladas por ano.
18. No que tange à distribuição de *alquilbenzeno linear*, na hipótese de haver disponibilidade desse produto, deverá ser dada prioridade para sua colocação nas áreas consideradas críticas quanto à poluição das águas.
19. Sugere-se às autoridades competentes, e aos órgãos interessados, que proponham à Petrobrás a produção de *alfaolefinas lineares*, em uma de suas refinarias, provavelmente na Landulfo Alves (Mataripe, BA), e seja colocada esta matéria-prima à disposição dos produtores nacionais do LAS.
20. Dado que no Brasil as águas são brandas, verificou-se que se deve ter na devida conta o uso preferencial de sabões, como alternativa para áreas consideradas críticas. Para tanto é necessário também ter em vista o fator hábitos e comportamento de nossas populações.
21. Recomenda-se à comissão especial para operação das represas do Alto Tietê ("Comitê Executivo do Acordo do Ministério das Minas e Energia e Governo do Estado de São Paulo", com representantes do DNAEE, ELETROBRÁS, DAEE São Paulo, SABESP, CETESB e LIGHT), promover o estabelecimento de regras de operação que eventualmente conduzam a concentrações mais baixas de detergentes nos pontos de descarga, quando tal medida necessária se impuser.
22. Recomenda-se, também, aos órgãos estaduais de saneamento básico, em convênio com entidades científicas de renome, a realização de estudos em estações de tratamento de água, visando a reduzir, através de

técnicas adequadas, as concentrações de surfactantes em águas de abastecimento.

23. Evidencie-se que deve ser encarada a necessidade de *sistemas de tratamento de esgotos*, especialmente em áreas consideradas críticas, para uma solução completa dos problemas provocados pelos detergentes.
24. Na tentativa de oferecer uma solução de mudança imediata e total do ABS pelo LAS, este Seminário propõe as seguintes referências básicas:
    a) Sua concepção baseou-se no fluxo esquemático de produção de detergentes.
    b) Esses elementos mostram que para a produção de 300 mil toneladas anuais de detergentes acabados são necessárias 99 mil toneladas por ano de sulfonados na base de 50% de material ativo, estes por sua vez provenientes de 36 mil toneladas anuais de DDB que, no caso ramificado, provêm de 36 mil toneladas anuais de tetrâmero de propileno.
    c) O tetrâmero de propileno é o elemento causador da não-biodegradabilidade dos detergentes, e tem como um dos sucedâneos biodegradáveis a alfaolefina linear, a qual poderá ser processada imediatamente em instalações existentes no país.
    d) Por não haver ainda produção nacional de alfaolefina linear, a implantação imediata desse plano dependeria de importação desta matéria-prima, operação esta que poderia ser compensada com um ou mais dos seguintes destinos possíveis para o tetrâmero:
        — exportação de tetrâmero de propileno na medida das possibilidades de absorção pelo mercado internacional;
        — o uso do tetrâmero misturado à gasolina de veículos automotores. O tetrâmero apresenta um alto índice de octanagem e assim permitirá a redução do consumo de chumbo tetraetila, que hoje é importado. Esta sugestão também trará redução no nível do teor de chumbo (tóxico cumulativo) na atmosfera dos grandes centros urbanos;
        — usar o tetrâmero para a produção de álcool isotridecílico, que tem aplicação na produção de plastificantes.
    e) A médio prazo a alfaolefina linear importada poderá ser substituída pela produção nacional, conforme proposto na recomendação número 19.
25. A solução a longo prazo deverá ocorrer pela escolha de uma ou mais opções preconizadas, segundo disponibilidades regionais ou nacionais dos insumos.

20

INDÚSTRIA FARMACÊUTICA

INTRODUÇÃO

O despejo da indústria farmacêutica em si, pode ser considerado um despejo modesto e de fácil tratamento. Entretanto, muitas vezes, dependendo dos tipos de produtos farmacêuticos e da quantidade produzida, a necessidade de dar-se um destino adequado aos resíduos do produto ou de intermediários do produto, pode tornar-se problema bastante complicado.

Pode-se dizer que os despejos de indústrias farmacêuticas constituem um tipo particular de despejos químicos, porque, muitas instalações industriais farmacêuticas englobam, também, a síntese de sua matéria-prima através da síntese química direta ou através de fermentações e extrações.

Além de serem considerados como um tipo particular de despejos químicos, os despejos da indústria farmacêutica apresentam características muito próprias e com uma elevada multiplicidade de variações. As observações válidas para um caso, quase nunca são válidas para outro.

As indústrias que se dedicam à preparação de especialidades farmacêuticas (medicamentos), têm maior facilidade para controlar os seus despejos do que aquelas que, além dessa atividade, produzem sua própria matéria-prima por via fermentativa, extrativa ou sintética. Estas, por necessitarem instalações bem mais complexas e mais caras, existem em menor número. Em 1964, dos 1300 produtores de produtos farmacêuticos nos Estados Unidos, apenas cerca de 150 eram responsáveis por 95% dos produtos farmacêuticos industrializados. No Brasil, existem cerca de 600 indústrias farmacêuticas; deste total, cerca de 20 detêm 90% do mercado dos produtos que, em 1974, somaram 800.000.000 de dólares, sendo a quinta maior receita governamental daquele ano.

ORIGEM DOS DESPEJOS

Os despejos da indústria farmacêutica, no que concerne à fabricação de especialidades farmacêuticas, provêm, principalmente, das áreas de

produção que se inicia na pesagem de matéria-prima e termina na embalagem e acondicionamento dos produtos. Na linha de produção, a matéria-prima passa por misturadores, secadores, granuladores, máquinas de encapsular, máquinas de comprimir, drageamento, máquinas de enchimento, filtros, hipodermia (líquidos parenterais), etc, terminando na linha de embalagem.

Em geral, não se espera poluição desses tipos de operações, uma vez que dificilmente algum componente entra e sai do processo, tornando-o apenas um processo aditivo, de composição, não se rejeitando materiais em toda a operação.

Entretanto, tratando-se de material biologicamente ativo, que pode interferir no meio ambiente, modificando-o, poderá haver risco de poluição da água através das seguintes operações:

— lavagem e limpeza de tanques misturadores;
— lavagem da área de fabricação;
— lavagem das áreas de pesagem;
— lavagem e limpeza de máquinas em geral;
— emprego de detergentes.

Por outro lado, pode-se esperar possibilidade de poluição do ar através de exaustores das áreas de drageamento e "cross-contamination" na área de fabricação interna e até graves problemas na área externa.

A Figura 20.1, indica as várias etapas da fabricação de produtos farmacêuticos.

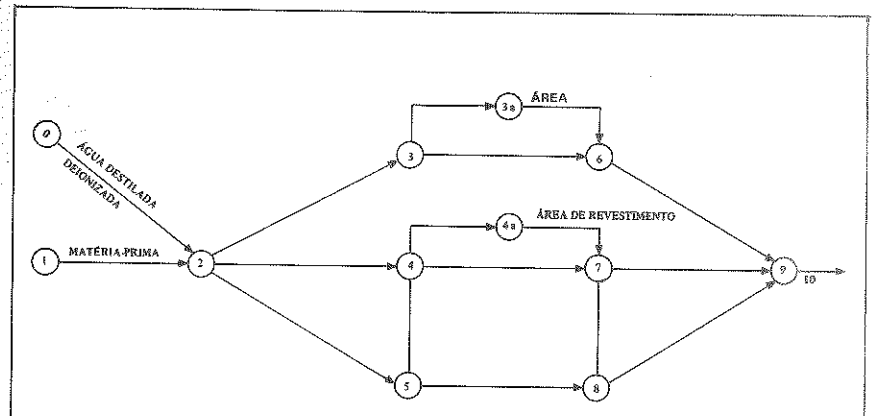
CARACTERÍSTICAS DOS DESPEJOS

O despejo de uma indústria farmacêutica é o que se pode chamar de "esgoto limpo". O principal problema não vem da carga de matéria orgânica, pois a DBO, embora extremamente variável, é sempre pequena. Nem mesmo existe o problema de material de difícil degradação, pois, com poucas exceções, são facilmente degradados aeróbia ou anaerobiamente.

Os problemas vêm do fato de as substâncias que estão presentes nos despejos, serem biologicamente ativas, isto é, podem provocar modificações do meio ambiente, mesmo quando estiverem presentes em pequenísimas concentrações. Citam-se como exemplo de tais substâncias, os hormônios esteróides e os antibióticos.

Atualmente, existe uma preocupação no sentido de evitar a contaminação cruzada ("cross-contamination") por penicilina, por exemplo, da qual já se tem experiências de casos de sensibilização por contaminação cruzada ou diretamente pela aspiração do pó em pequenas quantidades.

Os antibióticos, quando presentes em concentrações consideráveis na água ou mesmo no ar, induzem o fenômeno da seleção de bactérias resis-



1 - Depósito de matéria-prima.
2 - Pesagem (fabricação).
3 - Produção de líquidos orais (suspensões, emulsões, líquidos simples).
3a - Produção de líquidos parenterais (hipodermia).
4 - Produção de sólidos (pós, granulados, cápsulas, comprimidos).
4a - Produção de revestidos (drágeas e "film-coated").
5 - Outras fórmulas farmacêuticas (pomadas, cremes, supositórios).
6 - Ampolamento e esterilização.
7 - Inspeção e embalagem.
8 - Enchimento e embalagem.
9 - Acondicionamento.
10 - Depósito de produtos acabados.

Fig. 20.1 – Fabricação de produtos terapêuticos

tentes a essas substâncias. Sabe-se que a transferência genética entre espécies, subespécies e mesmo gêneros de bactérias, é possível através de certos processos tais como conjugação e transdução, pelos quais o fator de resistência de uma bactéria é incorporado ao conteúdo genético de outra. Deste modo, o número de antibióticos do arsenal terapêutico, que ainda age contra os processos infecciosos mais comuns, tende a decrescer.

Resta lembrar a possível contribuição de produtos mercuriais e arseniais, compostos orgânicos metálicos solúveis que hoje têm sua fabricação restrita a poucos fabricantes, mas que ainda contribuem para manutenção desses poluentes no ciclo biológico.

Além disso, alguns despejos podem conter derivados clorados e fenólicos sintéticos que, muitas vezes, são utilizados como desinfetantes de máquinas ou em produtos de uso farmacêutico.

No mais, os despejos de indústrias farmacêuticas são constituídos por excipientes e veículos que dificilmente podem causar problemas de poluição, devido ao seu pequeno volume.

TRATAMENTO DOS DESPEJOS

Os despejos podem ser tratados biologicamente por lodos ativados, filtros biológicos ou através de processos anaeróbios, dependendo do volume e das características.

Deve-se, entretanto, segregar a água de lavagem dos tanques que forem necessários e a limpeza de máquinas em geral, deve ser feita por bombas de vácuo e o pó proveniente dessa operação, assim como o pó retirado pelos exaustores, deve ser recolhido e incinerado, desde que contenha os princípios ativos que não devam ser lançados ao meio ambiente em qualquer concentração.

Indústrias que têm possibilidade, podem neutralizar devidamente seus despejos e lançá-los diretamente na rede pública de esgotos. É um bom sistema quando se trata de pequeno volume.

PRINCIPAIS TIPOS DE DESPEJOS NA INDÚSTRIA FARMACÊUTICA

Já foi dito que as matérias-primas farmacêuticas são produzidas por síntese química direta, por via fermentativa ou extrativa, sendo que esta última pode ser feita a partir de órgãos vegetais ou animais.

Grande parte das indústrias farmacêuticas prepara, senão desde o início, pelo menos a última etapa da síntese de muitas de suas matérias-primas.

As indústrias que obtêm matéria-prima por fermentação ou extração, executam todo processo que, normalmente, envolve várias etapas. Estas etapas são as que mais consomem água e produzem poluentes.

Os principais tipos de despejos na indústria farmacêutica são:

— *Despejos químicos*

Estes despejos não devem ser tratados diretamente sem pré-tratamento ou preparação. Para tratá-los biologicamente, há necessidade de correções de pH (neutralização), aclimatação de microrganismos e eliminação de componentes tóxicos, precipitação de metais pesados e até eliminação de cianetos, se for o caso. E, nestes casos, muitas vezes, a concentração do despejo, apesar de cara, é a solução. Os solventes economicamente irrecuperáveis podem ser incinerados. O despejo concentrado pode ser descartado por incineração, disposição sobre o terreno ou até vendido, quando tem algum valor. Muitos despejos químicos são apenas armazenados em grandes reservatórios, sem nenhum tratamento.

Despejos de processos fermentativos

A fermentação é um dos processos mais importantes da indústria farmacêutica. Por esse processo, utilizando-se microrganismos tais como bactérias e fungos, consegue-se obter praticamente todos os antibióticos comercializados atualmente. As penicilinas, as tetraciclinas, estreptomicinas e uma série de outros antibióticos são obtidos basicamente por fermentação.

Esteróides, vitaminas e enzimas também são produzidos por via fermentativa. São processos caros, executados apenas por grandes indústrias as quais têm grandes problemas com poluentes. O maior deles é o chamado caldo fermentado ou mosto, de onde se extrai a matéria-prima (antibiótico ou esteróide) e que é constituído por um meio muito rico de proteínas, lipídeos e glicídeos. O lançamento deste caldo no esgoto causa uma maciça carga de DBO no rio.

Os sistemas de tratamento mais indicados, nestes casos, são os filtros biológicos e lodos ativados ou associações de ambos.

Estes tipos de tratamento são altamente beneficiados pela associação com esgotos domésticos e pela diluição do despejo.

Muitas vezes, a concentração desses despejos pode ser economicamente vantajosa, podendo servir até como complemento de rações para animais.

A irrigação por aspersão, também é uma outra solução para a disposição dos despejos. O solo deve ser permeável, não resultar em erosão e os despejos não devem causar mau cheiro. Mesmo assim, a irrigação deve ser bem conduzida para evitar saturação do solo e putrefação dos despejos.

Despejos de processos extrativos

Os processos extrativos se bem que pouco comuns, são, talvez, os que contribuem com a maior carga de DBO:

Nas extrações de substâncias de órgãos animais, como a da insulina do pâncreas, são utilizados detergentes e solventes; estes, arrastam consigo, nas lavagens, uma carga enorme de matéria orgânica que deve ser oxidada.

O mesmo ocorre na extração da camada muscular dos intestinos de carneiro ou de boi, cuja composição proteica é utilizada na fabricação de suturas cirúrgicas.

Os únicos sistemas viáveis para tratamento desses despejos são: lodos ativados para grandes volumes e, se possível, despejos mistos ou concentração e incineração para volumes pequenos. No caso do sistema de lodos ativados é necessário um longo tempo de detenção, um excelente poder de aeração e um eficiente sistema de remoção de gorduras.

Para se proceder à extração de órgãos vegetais há necessidade do emprego de solventes. Normalmente, utilizam-se folhas ou raízes e, mais raramente, frutos, flores ou cascas. O solvente mais comumente usado é o álcool etílico, no processo chamado percolação. Nas indústrias que trabalham com extratos naturais de plantas, o solvente é recuperado, de maneira que a carga poluente fica sensivelmente reduzida.
Os processos usados no tratamento desses despejos são os mesmos anteriormente mencionados.

— *Produtos radiativos*
Os produtos radiativos são manufaturados por poucos fabricantes nos Estados Unidos, sob controle da Comissão de Energia Atômica. Os despejos radiativos são mantidos em tanques por longo tempo até que o nível de radiação seja aceitável, para que se possa descartá-los.
Os elementos usados em radiofarmácia são elementos de meia vida curta, como o iodo 131, por exemplo.
Geralmente, os tanques subterrâneos usados para despejos, são de grande porte, permitindo um tempo de utilização bastante grande. O lançamento dos despejos de um determinado tanque só é realizado quando os mesmos tiverem atingido um nível aceitável de radiação.
Na Europa, adotam-se processos semelhantes; no Brasil, funciona o mesmo esquema, uma vez que os radiofármacos são preparados no próprio Instituto de Energia Atômica de São Paulo e ali controlados, assim como nos demais reatores que existem na América Latina.

— *Outros tipos de poluentes*
Os demais tipos de poluentes são os chamados ocasionais, ou fortuitos. Correspondem a despejos de laboratório químico (ácidos ou álcalis fortes) que podem provocar danos no processo de tratamento dos despejos industriais. Vazamentos ou derramamentos acidentais de grande quantidade de óleos combustíveis ou lubrificantes podem, também, acarretar problemas ao tratamento de despejos. A solução para estes e outros problemas semelhantes consiste na prevenção e cuidados da administração.

21

DESPEJOS TÉRMICOS

ORIGEM DOS DESPEJOS TÉRMICOS

Todos os processos industriais resultam em despejos de energia térmica a qual, sob certas circunstâncias, pode resultar em efeitos nocivos à natureza. A poluição térmica é hoje um sério problema em muitos países europeus e em partes da América do Norte onde o desenvolvimento industrial em algumas regiões está parcialmente paralisado pelas dificuldades encontradas em despejar a energia térmica nos cursos de água. Este problema, normalmente, ainda não se apresenta de uma forma crítica no Brasil, porém, uma atenção especial é necessária principalmente quando:
— a vazão do rio receptor do despejo térmico é pequena;
— o despejo é lançado em um lago de pequena superfície;
— o despejo é lançado em um lago ou mesmo enseada ou baia com pouca recirculação natural;
— a temperatura do despejo é elevada;
— a energia térmica do despejo é muito elevada ou os resíduos de muitas indústrias se acumulam no mesmo rio ou lago.

A poluição térmica consiste numa elevação da temperatura do curso de água, acima da temperatura natural.

Um exemplo típico de rio fortemente poluído por despejos térmicos é dado pelo Reno, que no trajeto de 800 quilômetros através da Alemanha recebe, atualmente, uma carga térmica total de 19100 MWh os quais se dividem da seguinte maneira:

- Centrais elétricas:	9800 MWh
- Indústrias diversas:	5400 MWh
- Despejos térmicos dos barcos de navegação fluvial:	1700 MWh
- Esgotos (Outono):	2000 MWh
- Oxidação dos poluentes no rio:	200 MWh

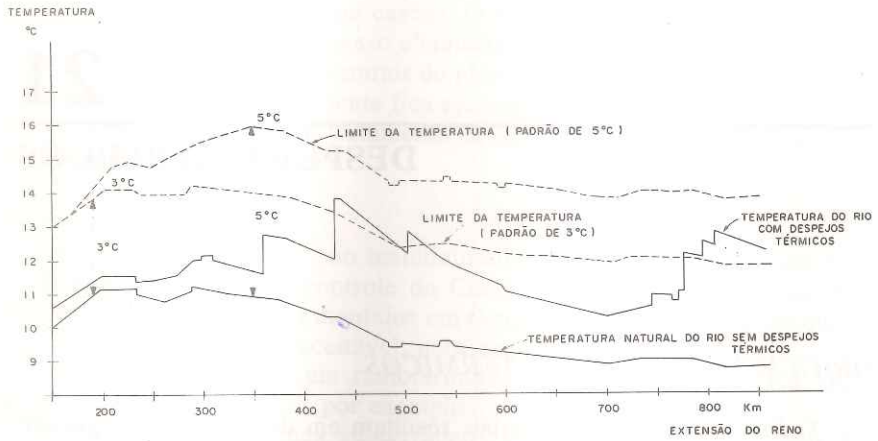


Fig. 21.1 – Efeito dos despejos térmicos no Rio Reno (situação, 22 de outubro 1970)

Na Figura 21.1, o efeito destes despejos na temperatura do rio é comparado com a temperatura natural num dia em que a descarga é de 500 m^3/s, que corresponde à vazão mínima do Reno. O aumento da temperatura já ultrapassa, em algumas partes do rio, as normas alemãs que permitem um aumento máximo de 3 °C. A poluição pelos esgotos e despejos industriais, combinados com o aumento da temperatura, já causaram, em diversas ocasiões, a morte de toda a população de peixes em longos trajetos deste rio.

NATUREZA DOS DESPEJOS

O sistema de refrigeração de uma indústria consiste, normalmente, em uma tomada de água através de um filtro mecânico simples tipo peneira rotativa ou, em casos especiais, através de filtros de areia e tanques de sedimentação (ver Fig. 21.2). A água assim filtrada, é passada aos aparelhos a serem refrigerados e retorna ao rio, lago ou mar. Já que os produtos filtrados também retornam ao curso de água, a composição química dos despejos é normalmente a mesma que a das águas utilizadas. Somente se o despejo é tratado de maneira imprópria, o conteúdo de oxigênio pode ser

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

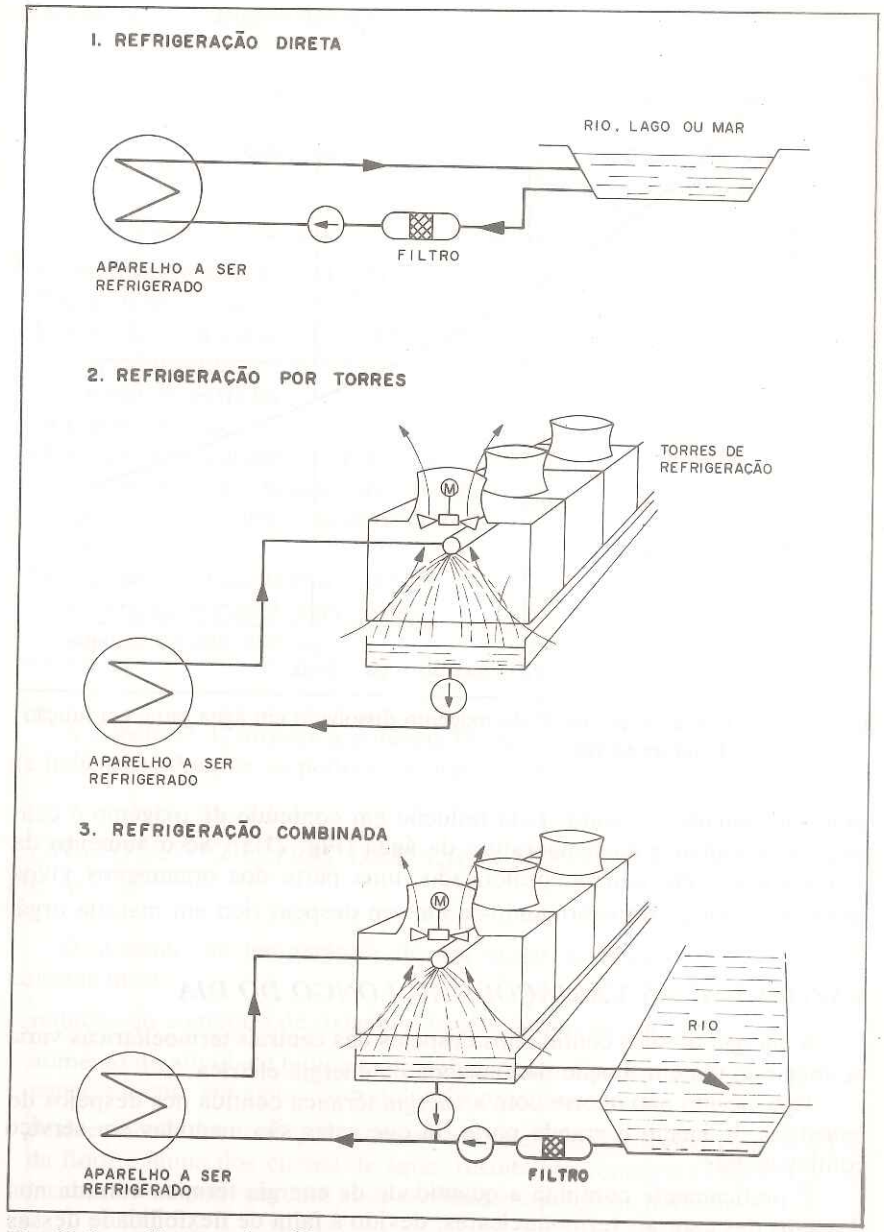


Fig. 21.2 – Sistemas de refrigeração

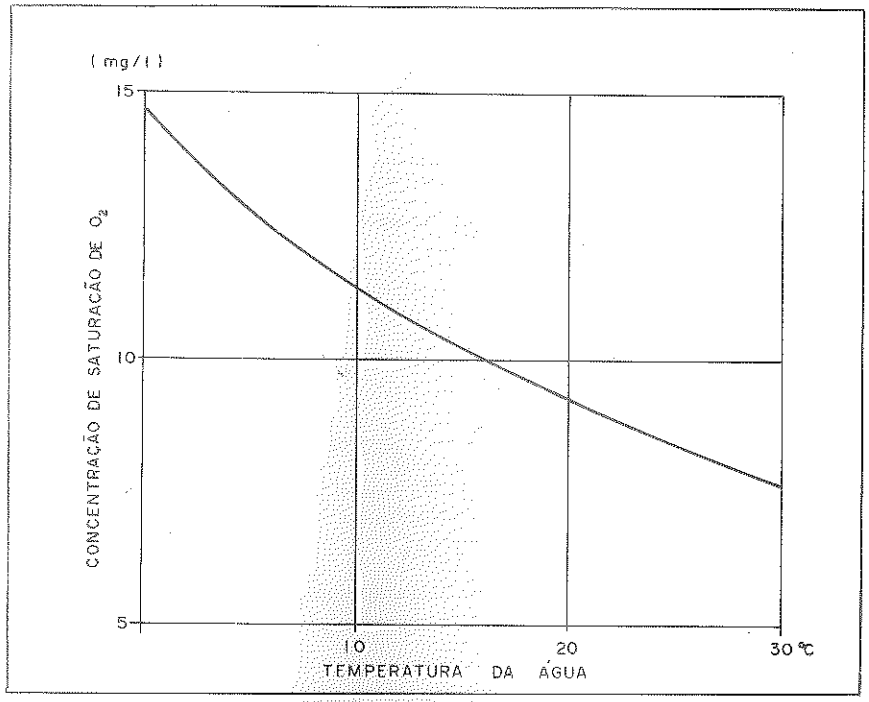


Fig. 21.3 – Curva de saturação de oxigênio dissolvido em água pura, em função da temperatura

substancialmente reduzido. Esta redução em conteúdo de oxigênio é causada pelo aumento da temperatura da água (Fig. 21.3). Se o aumento da temperatura é elevado ou prolongado, uma parte dos organismos vivos (plâncton) morre, transformando-se em um despejo rico em matéria orgânica.

VAZÕES E SUAS VARIAÇÕES AO LONGO DO DIA

A energia térmica contida nos despejos das centrais termoelétricas varia ao longo do dia em função da demanda de energia elétrica.

Já o mesmo não ocorre com a energia térmica contida nos despejos de indústrias de médio e grande porte, já que estas são mantidas em serviço continuamente.

É praticamente contínua a quantidade de energia térmica contida nos despejos das centrais termonucleares, devido à falta de flexibilidade dessas unidades em acompanhar a variação da demanda horária.

Tabela 21.1 – Origem dos despejos térmicos

Indústrias	*Potência térmica despejada em MW h (1MW h = 860 Mcal/h)*	
	Dia	*Noite*
Usina termoéletrica de 300 MW	450	250
Usina elétrica nuclear de 600 MW	1 250	1 250
Esgoto de uma cidade de 1.000.000 de habitantes	~250	~ 50
Refinaria de petróleo	100	100
Indústria química	10 - 100	10 - 100
Oxidação dos poluentes orgânicos em um rio de 800 km fortemente poluído, com uma vazão de 500 m^3/s	200	200
Indústrias diversas de porte médio (fábricas de papel, cervejarias, resinas de gás, etc.)	5 - 50	0 - 50

A Tabela 21.1, fornece a potência térmica despejada, para alguns tipos de indústrias, durante os períodos diurno e noturno.

CONSEQÜÊNCIAS DOS DESPEJOS TÉRMICOS NOS CURSOS DE ÁGUA

O aumento da temperatura de um curso de água acarreta diversas conseqüências:

- redução do conteúdo de oxigênio dissolvido nas águas;
- aumento da atividade biológica, resultando em uma redução do oxigênio, especialmente em águas com poluição orgânica;
- deslocamento das condições ótimas de temperatura para as atividades vitais da flora e fauna dos cursos de água, resultando condições impróprias ou mesmo incompatíveis com suas atividades biológicas normais;
- outras conseqüências físicas e químicas, como: aumento da vaporização

da água, alteração da solubilidade de diversas substâncias, alteração nas condições de reações químicas, etc.

Em vista da complexidade das condições físicas, químicas e biológicas nas águas naturais e, em especial, se estas já estiverem poluídas por esgoto e despejos industriais, uma análise de todas as consequências de um despejo térmico não pode ser determinada quantitativamente. As autoridades dos diversos países ao se confrontarem com o problema, tiveram grandes dificuldades em fixar padrões e normas apropriadas para proteger as águas. Por outro lado, não restam dúvidas que as consequências, mesmo de um aquecimento modesto, podem ser graves. Este fato é demonstrado por um estudo feito no rio Delaware nos EUA. Este rio, que tem uma temperatura natural relativamente elevada, perde mais da metade de sua fauna se a temperatura atinge 30°C e 80% se a temperatura sobe a 40°C.

Tabela 21.2 – Normas de temperaturas utilizadas em diversos países (°C)

	Bélgica	*Alemanha*	*Suiça*	*França*	*Itália*	*Holanda*	*USA*
Aumento máximo da temperatura do rio acima da temperatura natural (°C)	3	3	3*	3	2-3		2,8
Aumento máximo da temperatura no aparelho (condensador, refrigerador – °C)	10					7-8	
Temperatura máxima da água que retorna ao rio (°C)	30/35	30	30*		30	30	
Temperatura máxima do rio (°C)		28	25*	30			

(*) Só tolerável em águas pouco poluídas.

Na Tabela 21.2, estão indicadas as normas de temperaturas máximas permitidas em alguns países para os rios. No caso dos lagos as exigências são muito mais restritas e o aumento de temperatura superior a 1°C é, geralmente, proibido.

MINIMIZAÇÃO DAS CARGAS POLUIDORAS

A minimização das cargas poluidoras pode ser obtida de diversas maneiras, dependendo do caso. Já que os métodos de solução do problema são relativamente complicados é dada, a seguir, uma descrição geral das etapas de trabalho normalmente utilizadas.

Refrigeração com água de um rio

Determinação da carga térmica

O aumento de temperatura do rio é calculado pela equação de equilíbrio de energia térmica:

$$AT = \frac{Q}{Cw \cdot \dot{m}}$$

onde:
AT = aumento de temperatura em °C;
Q = despejo térmico em Kcal/s (1 Kcal/s = 4,187 kw);
Cw = calor específico da água = 1 Kcal/kg °C;
$\dot{m}$ = vazão do rio em kg/s;

Por exemplo, um rio com uma descarga de 50 000 kg/s e uma central elétrica de 300 MW, aumentaria a temperatura em 2,2 °C.

Depois de aquecido, o rio volta muito lentamente a sua temperatura natural. Quando vários despejos térmicos forem lançados no mesmo rio, pode resultar um efeito acentuado de acumulação da temperatura. Para se efetuar uma análise completa da carga térmica artificial no rio, deve-se considerar tanto o efeito de acumulação como, também, o resfriamento natural das águas entre as indústrias que realizam os despejos.

A Figura 21.4, dá uma primeira indicação sobre a quantidade de calor transferido à atmosfera através da superfície de um rio aquecido. Para sistemas complexos, o equilíbrio de energia térmica no rio é obtido com o auxílio de programas de computação eletrônica.

Geometria de ponto de descarga

Alguns animais aquáticos reagem não somente à temperatura absoluta do meio em que vivem, mas, também, ao gradiente de temperatura.

Assim, foi observado que peixes migratórios, subindo um rio em direção ao local de reprodução, reagem negativamente a um gradiente de

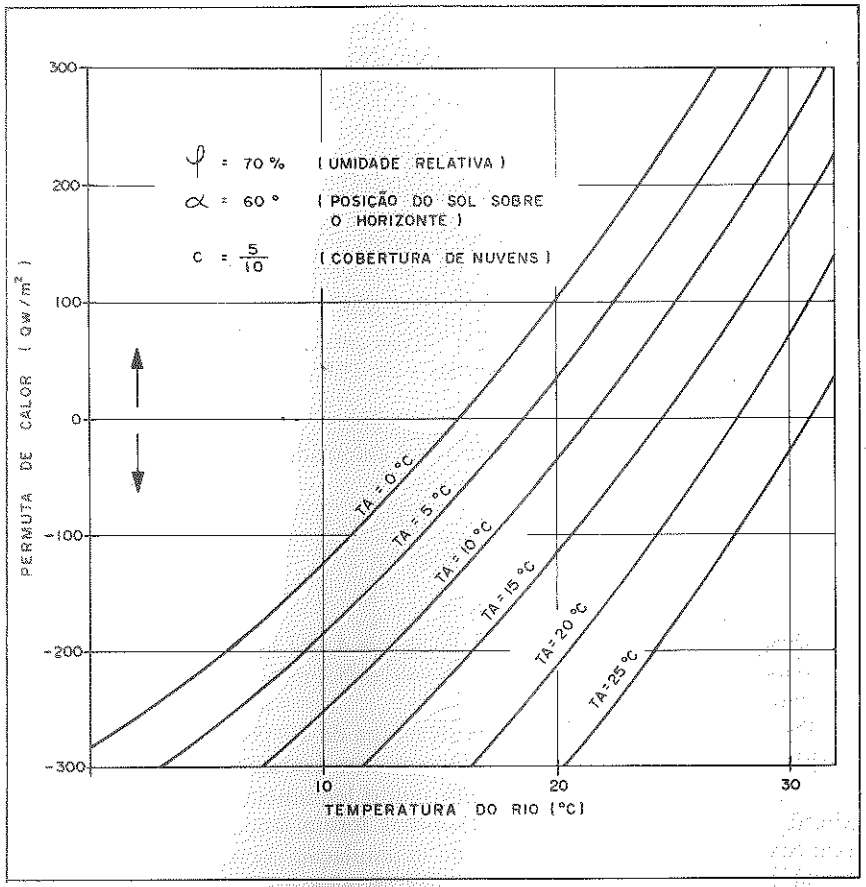


Fig. 21.4 — Permuta de calor através da superfície da água (exemplo)

aumento de temperatura. O local do despejo deve, portanto, ser previsto de maneira a garantir que, pelo menos, uma parte do rio em seu corte transversal seja protegida do aquecimento, permitindo, assim, que os peixes em migração sempre encontrem um canal de corrente com pequeno gradiente de temperatura. Caso contrário, uma barreira térmica pode parar a migração, acarretando efeitos secundários, por exemplo, na reprodução. O efeito descrito foi estudado nos Estados Unidos com peixes típicos em rios mais frios que os brasileiros. Infelizmente, a reação à temperatura dos peixes fluviais brasileiros é menos estudada, e não é possível julgar se o gradiente de temperatura também é importante nos rios nacionais.

Um segundo critério em relação às descargas, consiste em se obter uma mistura tão rápida quanto possível entre as águas de descarga e as do rio, a fim de diminuir ao máximo a zona com temperatura elevada. Para os casos de grandes descargas térmicas, é necessário obter-se uma simulação do rio em um canal hidráulico para se determinar a geometria do sistema de descarga.

A tomada de água também deve ser cuidadosamente projetada a fim de evitar que os peixes permaneçam aprisionados nas malhas dos filtros de entrada.

Torres e lagos de refrigeração

Quando a vazão do rio não é suficiente para aceitar a carga térmica projetada, a água dos despejos pode ser passada à atmosfera, em parte ou em sua totalidade, por meio de torres de refrigeração. Existem numerosos tipos de torres, alguns baseados no método de resfriamento por condução térmica (torres secas) como no radiador de um automóvel, outros no resfriamento por vaporização (torres úmidas). As torres úmidas são menos caras e mais eficientes, dando temperaturas de água fria mais baixas que as torres secas, porém, necessitam de um fornecimento de água para substituir a que vaporizada e para a lavagem contínua da torre. A quantidade de água necessária é de, aproximadamente, 0,7 l/s por MWh ou 2,5 l/s por 1000 Kcal/s. Este valor pode variar dependendo da qualidade da água (material em suspensão, sais dissolvidos). As torres úmidas podem ser utilizadas em combinação com um rio ou lago.

Em lugar de torres de refrigeração, um lago artificial de forma adequada ("cooling pond") pode ser utilizado como uma solução econômica se houver disponibilidade de terreno. O diagrama da Figura 21.4, facilita a estimativa da superfície necessária de um lago artificial. Valores típicos atingem, aproximadamente, 1500 a 4000 m² por MWh de calor a ser dissipado à atmosfera, dependendo da elevação da temperatura adotada.

Refrigeração com água de um lago

Se o meio receptor é um lago ou bacia marinha com pouca recirculação, as precauções a serem adotadas deverão ser maiores que no caso de um rio. Especialmente nos casos em que a quantidade de calor rejeitado for grande, a tomada de água e a descarga devem ser cuidadosamente estudadas, de preferência utilizando-se um modelo hidráulico. O estudo deverá incluir a possibilidade de recirculação natural das águas por meio de campanhas de medição durante diversas situações meteorológicas nas quais o lago está se aquecendo ou resfriando naturalmente, e diversas condições de vento, pois todos esses parâmetros podem afetar a recircula-

ção no lago ou baía. O estudo em modelo hidráulico, deverá determinar a distribuição das águas aquecidas para diversos tipos de descarga. Nos casos de grandes descargas térmicas deve-se incluir, também, um estudo da fauna e flora do lago ou baía.

Quando o meio receptor não pode aceitar toda a descarga, torres de refrigeração também podem ser adotadas e todos os comentários referentes às instalações localizadas às margens de um rio aplicam-se também para um lago.

Possibilidade de utilização de instalações compactas

As instalações acima mencionadas são todas relativamente compactas, com exceção do lago artificial que necessita de uma área muito grande. Em complexos industriais, as torres de refrigeração podem mesmo ser instaladas sobre os edifícios. Neste caso, utilizam-se torres tipo célula, com ventiladores. É necessário considerar que esse tipo de instalação, pode conduzir a problemas de ruído.

Como as torres de refrigeração úmidas geram uma nuvem de vapor na sua descarga, são consideradas como instalações industriais pouco estéticas. Este fato pode ser de importância em alguns locais.

22

DESPEJOS RADIOATIVOS

NATUREZA DA RADIOATIVIDADE

Como introdução ao presente capítulo, algumas noções importantes relativas à radioatividade são recapituladas a fim de facilitar a compreensão dos problemas relacionados a este tipo de despejo.

Isótopos: são elementos químicos que diferem entre si ligeiramente no peso atômico mas ocupam a mesma casa no sistema de classificação periódica (mesmo número atômico).

Substâncias radioativas: são todos os isótopos cujo núcleo é instável e, por conseqüência, sofre desintegração espontânea.

Curie (Ci): é a unidade padrão para a medida de radioatividade; 1 curie corresponde a $3{,}7 \times 10^{10}$ desintegrações por segundo. Já que esta unidade corresponde a uma radioatividade muito elevada, as unidades microcurie $1\mu c = 10^{-6}$Ci ou picocurie ($1\ pc = 10^{-12}$Ci) são mais freqüentemente utilizadas.

A fórmula básica para o cálculo da radioatividade é dada pela equação diferencial:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda \cdot N$$

cuja solução é:

$$N = No \cdot e^{-\lambda t}$$

onde:

λ = constante de desintegração que indica a fração dos núcleos radioativos que se desintegram por segundo (s^{-1});
N = quantidade de isótopo remanescente após decorrido o tempo t;
No = quantidade de isótopo ao se iniciar a desintegração;
No − N = quantidade de isótopo desintegrado após o tempo t.

Os coeficientes são, freqüentemente, expressos em termos de "meia-vida" ao invés de o serem em função da constante "λ" do elemento.

Meia-vida (t1/2) de um radioisótopo é o tempo necessário para que o mesmo se desintegre até à metade da concentração inicial.

Para $\frac{N}{N_O} = 0,5$ na equação acima tem-se que:

$$t½ = \frac{0,693}{\lambda}$$

A "meia -vida" dos radioisótopos varia de 11^{-10} de segundo a mais de 10^{10} anos.

A fórmula para o cálculo da radioatividade é dada pelas definições acima:

$$C = \frac{\frac{-dN}{dt}}{3,7 \cdot 10^{10}} = \frac{N_O.\lambda.e^{-\lambda.t}}{3,7 \cdot 10^{10}} = \frac{\lambda . N}{3,7 \cdot 10^{10}} (Ci)$$

$$C = 1,87 \cdot 10^{-11} . \frac{N}{t½} (Ci)$$

TIPOS DE RADIOATIVIDADE

A desintegração das substâncias radioativas dá origem a diferentes tipos de radioatividade, dependendo do isótopo desintegrado:

Partículas alfa (α): são partículas relativamente grandes, e dotadas de carga positiva, sendo constituídas de núcleos de hélio; são pouco penetrantes, podendo ser detidas por alguns centímetros de ar, uma folha de papel fino ou a pele humana; são particularmente perigosas quando ingeridas.

Partículas beta (β): constituídas por elétrons de alta velocidade; têm carga negativa; são moderadamente penetrantes e, dependendo da energia, podem atravessar alguns centímetros de ar.

Raios gama (γ): são radiações eletromagnéticas, semelhantes ao raio X, com a velocidade da luz, e menos lesivas que as partículas alfa ou beta, porém, muito mais penetrantes.

Nêutrons (η): partículas grandes, desprovidas de carga, muito penetrantes e altamente destrutivas, ocorrem na vizinhança dos reatores e nas explosões atômicas; têm a propriedade de tornar radioativa a maior parte dos isótopos que as absorvem.

As substâncias radioativas que emitem partículas alfa e beta são chamadas "emissores internos", pois atuam principalmente depois de penetrarem no organismo, por ingestão, inalação ou absorção. As que emitem raios gama são designadas "emissores externos" já que tais radiações, sendo muito penetrantes, podem atuar externamente, à distância do organismo. Assim, as partículas alfa e em menor extensão as beta, oferecem grande risco quando presentes na água e alimentos, pois, se ingeridas, irão agir diretamente em órgãos ou tecidos específicos. Os emissores de raios gama podem, também, atuar como emissores internos.

Rad: representa a dose de radiação absorvida pelos tecidos; equivale a 100 ergs de energia absorvida por grama de tecido. Como, porém, o dano depende não só da dose absorvida mas, também, da natureza da emissão, estabeleceu-se o critério da "efetividade biológica relativa" (RBE). Assim, comparando as emissões alfa, beta, gama e de nêutrons: beta e gama, RBE 1, e alfa e nêutrons, RBE 10, o que equivale a dizer que estas são 10 vezes mais lesivas para os tecidos do que aquelas. Levando em conta a RBE, estabeleceu-se uma unidade de dose ponderada de radiação que é o **rem** (roentgen-equivalente-homem ou mamífero): dose em rems = RBE x dose em rads. Assim, para raios gama, dose em rems = dose em rads, porque RBE = 1; já para as partículas alfa, dose em rems = 10 x dose em rads, porque RBE = 10.

mrem (milirem) = 10^{-3} rem, é a unidade de dose de radiação mais utilizada.

ORIGEM DOS DESPEJOS RADIOATIVOS

As substâncias radioativas são sempre submetidas a um controle extremamente rigoroso a partir do momento de sua produção, durante todo o processo de transporte, estocagem, utilização e despejo eventual ou estocagem definitiva. Este controle é essencial para garantir que nenhuma substância radioativa em concentração danosa à saúde entre na biosfera. Em vista dos cuidados necessários relacionados às substâncias radioativas, estes despejos, sempre que possível, são evitados completamente ou despejados em concentrações extremamente reduzidas, obedecendo a padrões muito rigorosos.

Os despejos radioativos podem ocorrer na forma sólida, líquida ou gasosa. A Figura 22.1 mostra, de forma esquemática, as fontes importantes dos despejos líquidos e sólidos. Os despejos gasosos são igualmente importante e necessitam uma instalação de tratamento no caso de usinas nucleares, laboratórios com reatores de pesquisa e, em especial, nas usinas de reprocessamento de combustível usado. Os despejos líquidos de interesse especial, têm sua origem nas centrais nucleares (onde são produzidos pela fusão do urânio) ou nas numerosas aplicações de isótopos na medicina ou indústria.

É importante notar que a radioatividade, em pequenas doses, faz parte da vida cotidiana. Entre as *causas naturais* encontram-se as seguintes:

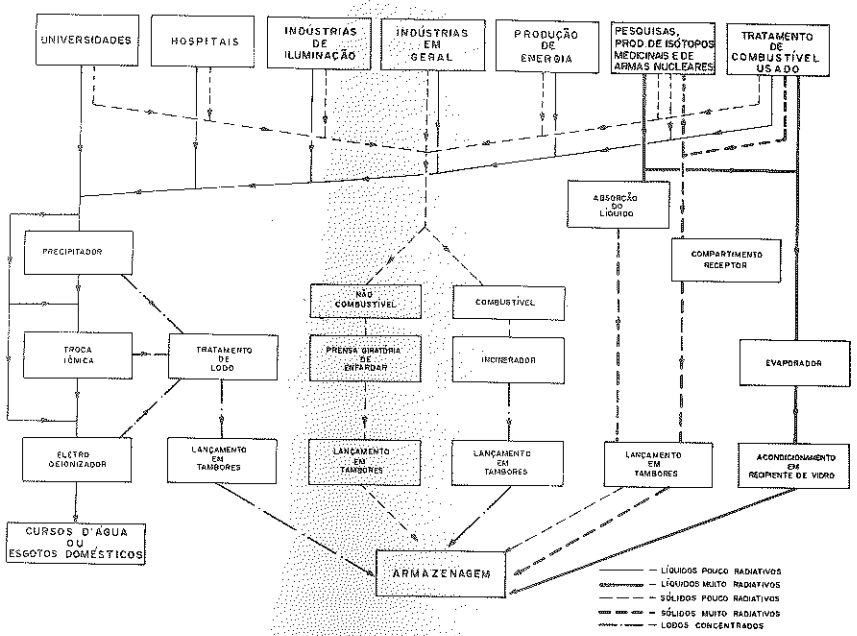


Fig. 22.1 – Fontes, tratamento e destino dos despejos radioativos

Radiação cósmica: de origem extraterrestre, varia com a altitude; a 3000 m é 3 vezes mais intensa que ao nível do mar.

Radiação terrestre: varia de lugar para lugar, de acordo com a composição das rochas; é particularmente intensa nas regiões com depósitos de urânio e tório.

Os elementos radioativos principais são o Potássio 40, o Tório 232 e o Urânio 238.

Exposição interna ao potássio 40, ao carbono 14 e ao rádio 226 - O potássio radioativo constitui uma fração constante do conteúdo em potássio do organismo humano. Também o carbono 14, formado na atmosfera pela ação dos raios cósmicos, pode ser encontrado em todos os seres vivos. O rádio 226 tem como fonte principal os alimentos e, em escala muito menor, a água. Quando ingerido se fixa principalmente nos ossos.

As principais *causas artificiais* de radioatividade são:

Diagnóstico por raios X: cadastros torácicos, radiografias dentárias, médicas, etc.

Precipitação atmosférica: em conseqüência da explosão de bombas atômicas.

Despejos radioativos: de indústrias, reatores, do emprego de radioisótopos em hospitais, etc.

Objetos e materiais radioativos: relógios de mostrador luminoso, tintas luminosas, etc.

VAZÕES E SUAS VARIAÇÕES AO LONGO DO DIA

As substâncias radioativas utilizadas nas indústriais, hospitais, etc., são mantidas constantemente em recipientes hermeticamente fechados e em locais especiais bem controlados, de tal maneira que nenhuma radioatividade escape como despejo. Após sua utilização, as substâncias são devolvidas ao fabricante ou a um centro especial que trata o isótopo de maneira adequada como: reativação para novo uso, depósito permanente, depósito até desintegração completa (elementos com meia-vida curta) ou, eventualmente, diluição e despejo em concentração muito pequena conforme as normas.

Em algumas aplicações de isótopos, especialmente em certas pesquisas (hidrológicas, agrícolas, etc.) e atividades medicinais, despejos com radioatividade química podem escoar para a rede pública ou corpos de água. Nestes casos, os despejos são descontínuos e em concentrações de alguns picocuries, não necessitando de nenhum tratamento, já que não ultrapassam concentrações permissíveis.

No caso das centrais nucleares e centros de pesquisas, e em especial nas usinas de reprocessamento de combustível usado, as quantidades de substâncias radioativas são elevadíssimas (10^9Ci), daí a necessidade de tratá-las adequadamente e de tal maneira que praticamente nenhuma radioatividade seja despejada. Felizmente hoje é possível, através do emprego de técnicas modernas, respeitar esta exigência. Ao fim de uma série de tratamentos por troca iônica, vaporização, etc., praticamente toda radioatividade é transformada em fase sólida e, a seguir, armazenada. Somente uma concentração mínima de certos isótopos permanece na fase líquida que é despejada nos corpos de água. Em uma central nuclear, por exemplo, normalmente 10^4 pc/s de radioatividade são despejados de forma contínua, o que corresponde a 0,5 Ci por ano. Comparada com o inventário de 10^9Ci no reator, esta quantidade é extremamente modesta.

CONSEQUÊNCIAS DO LANÇAMENTO "IN NATURA" NOS CURSOS DE ÁGUA

Os efeitos agudos da radioatividade estão resumidos na Tabela 22.1.

Os efeitos crônicos, por outro lado, resultantes de uma exposição contínua a doses relativamente pequenas, são difíceis de serem avaliadas com exatidão, dado o número de fatores que podem intervir. Os efeitos temíveis (efeitos genéticos, leucemia, produção de câncer, etc.) nunca foram evidenciados com doses inferiores aos padrões. Esses padrões são facilmente respeitados e, normalmente, apenas uma pequena fração do permissível é atingida. Assim, para uma pessoa profissionalmente exposta, a dose permissível é de 5 rem por ano e para uma pessoa não profissionalmente exposta, 0,5 rem por ano. As Tabelas 22.2 e 22.3 dão alguns exemplos de doses naturais e artificiais.

Tabela 22.1 – Efeitos da radiatividade

Doses (rads)	*Efeitos agudos mais prováveis*
0-25	Não há lesão evidente.
25-50	Possíveis mudanças sangüíneas, porém não ocorre lesão séria.
50-100	Mudanças nas células sangüíneas. Alguma lesão, não há incapacidade.
100-200	Lesão com provável incapacidade.
200-400	Lesão e incapacidade. Morte provável.
400-600	Fatal (50%)
600 ou mais	Fatal.

Tabela 22.2 – Exemplos de doses naturais de radioatividade

Local	*Doses*
Alemanha	130 mrem/a
Algumas regiões na França	180 - 350 mrem/a
Região no Espírito Santo, Brasil	500 mrem/a (média) 1000 mrem/a (máxima)
Kerala/Índia	400 mrem/a (média) 2000 mrem/a (máxima)

Tabela 22.3 – Valores médios da radiação artificial na Alemanha (1971)

Origem	*Doses*
Diagnose raio X	50 mrem/a
Medicina nuclear	0,2 mrem/a
"Fallout" das bombas atômicas	8,5 mrem/a
Centrais nucleares	1 mrem/a
Outras causas	3 mrem/a

É interessante também observar a quantidade de radioatividade natural em alguns líquidos de uso cotidiano como, por exemplo:

Água potável: 2 a 7 pc/l
Cerveja: 390 pc/l
Leite: 1240 pc/l

A Tabela 22.4 dá os limites de despejos radioativos em águas que podem entrar no ciclo biológico (água potável). Na aplicação destas normas, freqüentemente as doses são reduzidas por um fator 10. Para isotópos desconhecidos, o limite é de 10^{-7} μc/ml. Comparados com a radioatividade natural, estes limites parecem muito rigorosos, porém, essa precaução é justificável pelo fato de que a poluição por despejos radioativos, mesmo quando mantida em níveis razoáveis, pode resultar numa perigosa concentração da radioatividade na chamada cadeia alimentar. Observações feitas nesse sentido com os despejos das instalações de energia atômica de Hanford, Estados Unidos, são muito interessantes. Tais despejos vão ter ao rio Colúmbia, onde a radioatividade permanece insignificante. No plâncton do rio, porém, ela é 2000 vezes maior. Nos peixes e patos que se alimentam deste plâncton, a concentração é de 15000 a 40000 vezes maior. Nos filhotes de pássaros alimentados com insetos apanhados no rio, 500000 vezes aumentada e nas gemas dos ovos das aves aquáticas mais de 1000000 de vezes maior.

MINIMIZAÇÃO DAS CARGAS POLUIDORAS

A minimização das cargas radioativas é um imperativo já ditado por normas internacionais. As instalações de tratamento desses despejos são muito aperfeiçoadas; por isso, as cargas radioativas nas vizinhanças de

muitas usinas nucleares nem podem ser medidas, pois são inferiores a 1% da radioatividade natural. Em indústrias nucleares, os despejos de baixa e alta atividade são acondicionados em sistemas separados. A Figura 22.2 contém exemplos de curvas de desintegração de alguns isótopos radioativos e a Figura 22.3 dá um exemplo muito simplificado do tratamento dos despejos das usinas nucleares.

As duas diretrizes básicas, relacionadas com o destino final dos despejos radioativos são: diluição e dispersão, concentração e confinamento.

É interessante notar que o destino final de todos os despejos radioativos altamente contaminados é o lançamento na terra ou no oceano. Os oceanos já foram considerados como locais adequados para recebimento de material radiativo. Todavia, recentemente (1964), ficou provado que são receptáculos inadequados, devido ao grande aumento de despejos radioativos. Embora os EUA e URSS não estejam mais lançando despejos nos

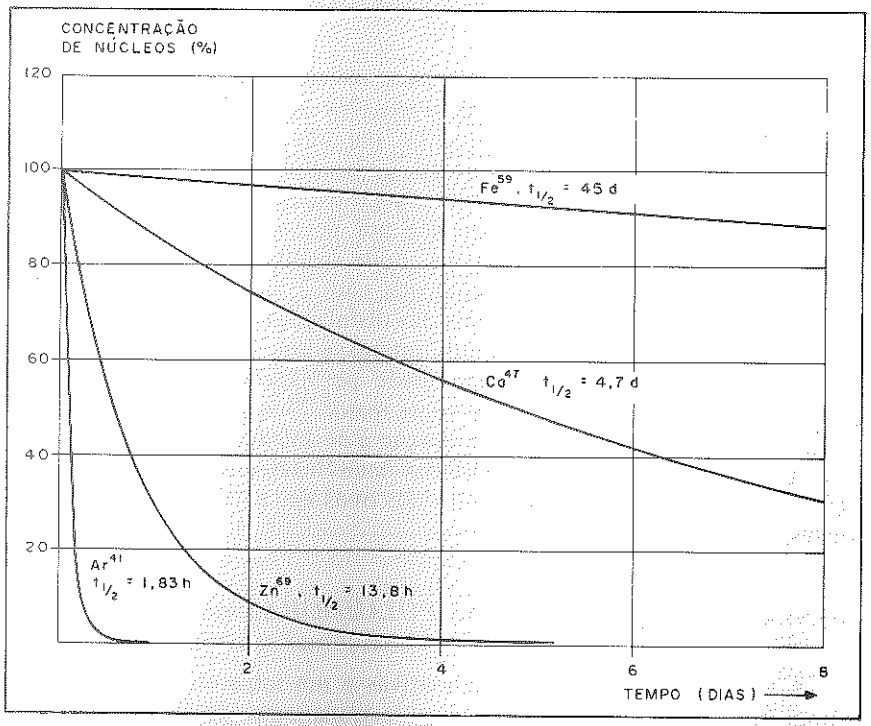


Fig. 22.2 – Curvas de desintegração do Ar^{41}, Zn^{69}, Ca^{47} e Fe^{59}

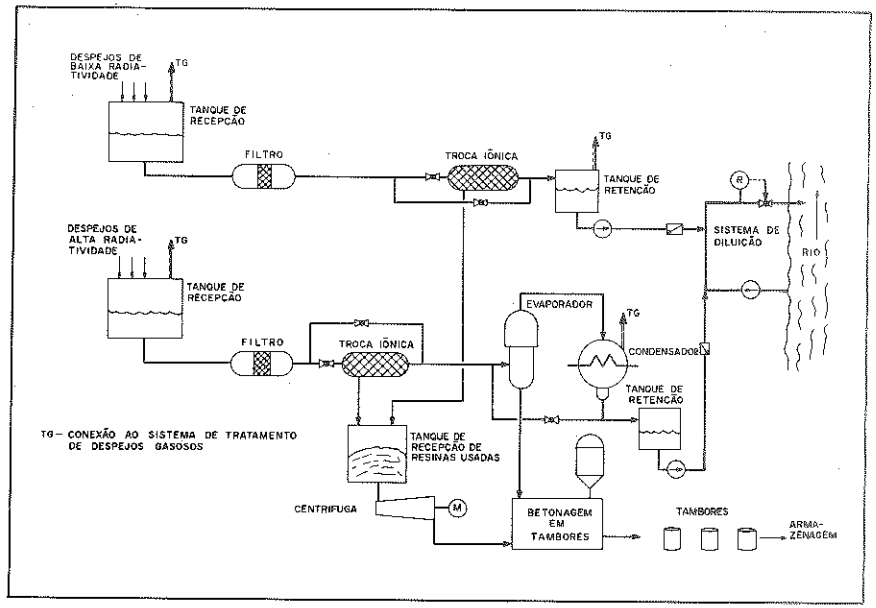


Fig. 22.3 – Fluxograma do tratamento de despejos radioativos de usinas nucleares

oceanos, países com pouca extensão territorial como Inglaterra, França, Países Baixos, etc., continuam lançando-os no Mar do Norte.

Uma combinação de diluição e dispersão é, normalmente, o método empregado para destino final de despejos fracamente radiativos. A diluição deve ser precedida por armazenagem temporária, para que haja tempo suficiente para permitir a desintegração espontânea. Normalmente, a armazenagem temporária é restrita a isótopos com meia-vida curta (Na^{22}, P^{32}, I^{131}, etc.). Despejos líquidos com baixa atividade, são armazenados por algum tempo para permitir a desintegração espontânea e são, então, lançados diretamente nos cursos d'água. De um modo geral, despejos com concentrações superiores a 20 $\mu c/cm^3$, são considerados como tendo radioatividade em excesso para serem temporariamente armazenados. Existem limites práticos para a quantidade de despejo radioativo que pode ter seu destino final através de diluição.

É prática comum tratar os despejos sólidos, assim como os despejos líquidos altamente radiativos, por meio de concentração e confinamento. Um pequeno volume de despejo é mais fácil de ser controlado, embalado, transportado e processado o lançamento final do que um volume maior

com a mesma atividade. Contudo, os gastos para concentrar os despejos não devem ser superiores às quantias economizadas através do controle, embalagem, transporte e destino final.

Na Figura 22.4, observa-se que os três métodos mais comumente empregados são: evaporação, troca iônica e co-precipitação. As caraterísticas principais destes métodos são:

Evaporação - É o processo mais empregado para tratar despejos com baixa atividade. Os despejos são fervidos, o vapor resultante é condensado e, a seguir, lançado em um curso de água sob vigilância constante. O concentrado com atividade elevada consiste, usualmente, em um lodo que se

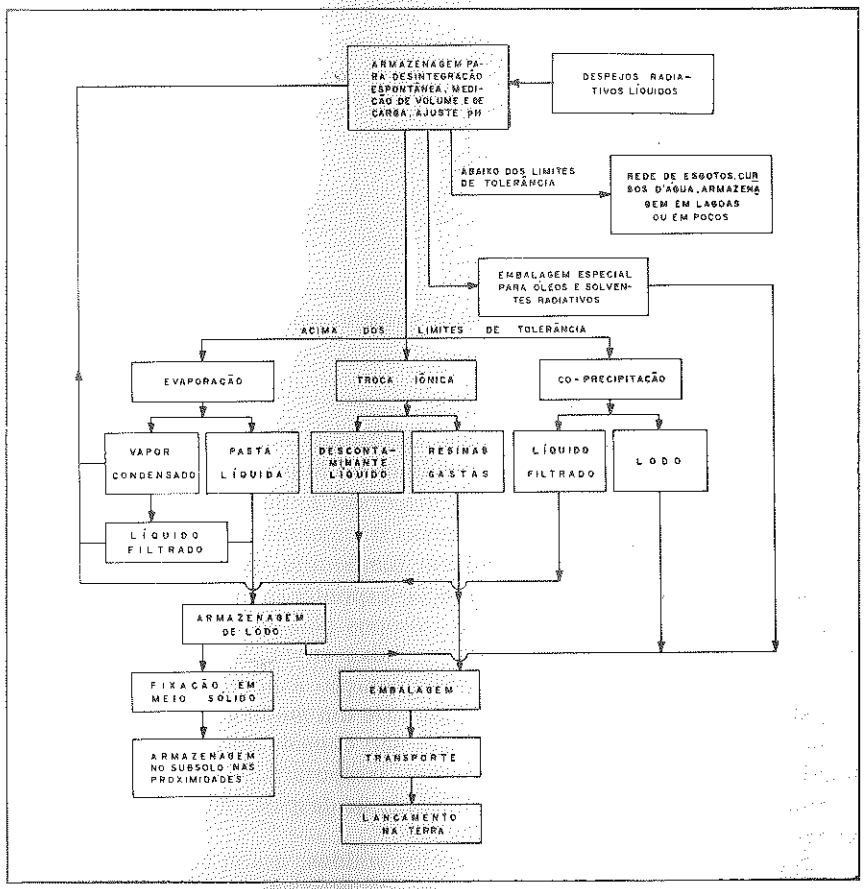


Fig. 22.4 – Fluxograma do tratamento e destino final dos despejos radioativos líquidos

solidifica quando refrigerado, sendo transferido para tambores forrados de polietileno com capacidade de 200 litros para ser finalmente armazenado, por exemplo, em salinas. Apesar da evaporação ser um processo caro, é muito efetiva pois consegue fatores de descontaminação de 100000 a 1000000.

Troca iônica - É um processo em que os íons radioativos dos despejos são substituídos por outros íons, através do trocador. A troca catiônica é o processo principal de troca iônica empregado no tratamento de despejos radioativos concentrados. As resinas sintéticas e a argila de "montmorillonite" são empregadas como trocadores. Esse método é empregado para pequenos volumes de solução com baixa concentração de sólidos e de radioatividade. Com esse tipo de despejos, os trocadores podem ser usados por longos períodos, até que a regeneração se faça necessária.

Co-precipitação - É a precipitação de um material solúvel (devido a sua baixa concentração) juntamente com um precipitado insolúvel. O precipitado insolúvel atua como um "varredor" ou "arrastador" para "co-precipitar" os íons radioativos da solução. O meio é alcalinizado antes da precipitação para permitir a formação de flocos de hidróxido de metais que irão auxiliar no processo de "varredura". Após a sedimentação do sobrenadante, o lodo é removido, embalado para transporte e enterrado. Uma concentração adicional do lodo pode ser obtida por secagem, antes que ele seja enterrado. A co-precipitação é capaz de produzir fatores de descontaminação da ordem de 200 a 1 000; apesar de fornecer fatores de descontaminação inferiores aos obtidos pela evaporação, a co-precipitação constitui um processo muito mais barato.

As substâncias radioativas dos despejos líquidos, podem ser removidas, também, por um dos processos citados a seguir; a escolha dependerá da natureza das substâncias existentes e das condições físicas das águas e despejos:

Coagulação com sulfato de alumínio ou sais de ferro - com turbidez de 100 mg/l, obtém-se remoção de produtos mistos de fissão entre 25 e 75% nas estações de tratamento.

Adição de argila - para a descontaminação emprega-se até 500 mg/l.

Alcalinização - para elevação do pH ou adição de maior quantidade de coagulante, poder-se-á intensificar a remoção de radioisótopos até o máximo de 90% de produtos mistos de fissão.

Filtração - pode reduzir em 90% o ítrio, o sódio e o zircônio.

Amolecimento da água pela cal-sodada - em dosagens altas, é eficaz na remoção de alguns radioelementos.

Coagulação com fosfatos - é empregada quando a coagulação com sulfato de alumínio e sais de ferro não for muito satisfatória na remoção de isótopos radioativos.

Tabela 22.4 — Tolerância dos órgãos humanos à radioatividade

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida	Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
				Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2	3	4	5	6
1	$^{3}H\ \beta^-$ sol.[2])	a	10^3	$3X10^{-2}$	$2X10^{-6}$
	($^{3}H_2O$, HTO)				
	12,26 a immers.[4])	k	–	–	$4X10^{-4}$
4	$^{7}Be\ \epsilon, \gamma$ sol.	b, a	$6X10^2$	$2X10^{-2}$	$2X10^{-6}$
	53 d insol.[3])	c, b	–	$2X10^{-2}$	$4X10^{-7}$
6	$^{14}C\ \beta^-$ sol.	f	$3X10^2$	$8X10^{-3}$	10^{-6}
	($^{14}CO_2$)				
	5570 a immers.	a	–	–	10^{-6}
9	$^{18}F\ \beta^+$ sol.	b	20	$8X10^{-3}$	$2X10^{-6}$
	1,87 h insol.	b	–	$5X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
11	$^{22}Na\ \beta^+,\ \gamma$ sol.	a	10	$4X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	2,6 a insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	$3X10^{-9}$
11	$^{24}Na\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	7	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	15,0 h insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
14	$^{31}Si\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	10	$9X10^{-3}$	$2X10^{-6}$
	2,62 h insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
15	$^{32}P\ \beta^-$ sol.	d	6	$2X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
	14,5 d insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$3X10^{-8}$
16	$^{35}S\ \beta^-$ sol.	g	90	$6X10^{-4}$	$9X10^{-8}$
	87 d insol.	c, b	–	$3X10^{-3}$	$9X10^{-8}$
17	$^{36}Cl\ \beta^-$ sol.	a	80	$8X10^{-7}$	10^{-7}
	$3X10^5$ a insol.	c, b	–	$6X10^{-4}$	$8X10^{-9}$
17	$^{38}Cl\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	9	$4X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
	37,5 m insol.	b	–	$4X10^{-3}$	$7X10^{-7}$

(*) a) Todo corpo
b) Trato gastrointestinal
c) Pulmões
d) Ossos
e) Rins
f) Gordura
g) Gônadas
h) Testículos
i) Ovários
k) Pele
l) Fígado
m) Baço
n) Próstata
o) Tireóide
p) Pâncreas
q) Músculos

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – tipo de Radiatividade / Meia – vida	Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
				Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2	3	4	5	6
18	$^{37}Ar\ \epsilon$ immers.	k	–	–	10^{-3}
	35 d				
18	$^{41}Ar\beta^-, \gamma$ immers.	a	–	–	$4X10^{-7}$
	1,83 h				
19	$^{42}K\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	10	$3X10^{-3}$	$7X10^{-7}$
	12,46 h insol.	b	–	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
20	$^{45}Ca\ \beta^-$ sol.	d	30	$9X10^{-5}$	10^{-8}
	153 d insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$4X10^{-8}$
20	$^{47}Ca\ \beta^-, \gamma$ sol.	d	5	$5X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	4,7 d insol.	b, c	–	$3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
21	$^{46}Sc\ \beta^-, \gamma$ sol.	b, l	10	$4X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
	84,0 d insol.	o, b	–	$4X10^{-4}$	$8X10^{-9}$
21	$^{47}Sc\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	50	$9X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	3,43 d insol	b	–	$9X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
21	$^{48}Sc\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	9	$3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	1,83 d insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
23	$^{48}V\ \beta^+, \epsilon, \gamma$ sol.	b	8	$3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	16,2 d insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
24	$^{51}Cr\ \epsilon, \gamma$ sol.	b, a	800	$2X10^{-2}$	$4X10^{-6}$
	27,8 d insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$8X10^{-7}$
25	$^{52}Mn\ \beta^+, \epsilon, \gamma$ sol.	b	5	$3X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
	5,7 d insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
25	$^{54}Mn\ \epsilon, \gamma$ sol.	b, l	20	10^{-3}	10^{-7}
	290 d insol.	c, b	–	10^{-3}	10^{-8}
25	$^{56}Mn\ \beta^-, \gamma$ sol.	b	2	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	2,58 h insol.	b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
26	$^{55}Fe\ \epsilon$ sol.	m	10^3	$8X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
	2,6 a insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$3X10^{-7}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
26	$^{59}Fe\ \beta^-, \gamma$	sol.	b, m	20	$6X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
	45 d	insol.	c, b	–	$5X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
27	$^{57}Co\ \epsilon, \gamma, e^-$	sol.	b	200	$5X10^{-3}$	10^{-6}
	270 d	insol.	c, b	–	$4X10^{-3}$	$6X10^{-8}$
27	$^{58m}Co\ \beta^+, \epsilon, \gamma$	sol.	b	200	$3X10^{-2}$	$6X10^{-8}$
	9 h	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$3X10^{-6}$
27	$^{58}Co\ \beta^+, \epsilon$	sol.	b, a	30	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	71 d	insol.	c, b	–	$9X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
27	$^{60}Co\ \beta^-, \gamma$	sol.	b, a	10	$5X10^{-4}$	10^{-7}
	5,26 a	insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	$3X10^{-9}$
28	$^{59}Ni\ \epsilon$	sol.	d	10^3	$2X10^{-3}$	$2X10^{-7}$
	$8X10^4$ a	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$3X10^{-7}$
28	$^{63}Ni\ \beta^-$	sol.	d	200	$3X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
	125 a	insol.	c, b	–	$7X10^{-3}$	10^{-7}
28	$^{65}Ni\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	4	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	2,6 h	insol.	b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
29	$^{64}Cu\ \beta^-, \beta^+, \epsilon$	sol.	b	10	$3X10^{-3}$	$7X10^{-7}$
	12,8 h	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
30	$^{65}Zn\ \beta^+, \epsilon, \gamma$	sol.	a, n, l	60	10^{-3}	$4X10^{-8}$
	245 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$2X10^{-8}$
30	$^{69m}Zn\ \gamma, e^-; \beta^-$	sol.	b, n	0,7	$7X10^{-4}$	10^{-7}
	13,8 h	insol.	b	–	$6X10^{-4}$	10^{-7}
30	$^{69}Zn\ \beta^-$	sol.	b, n	0,8	$2X10^{-2}$	$2X10^{-6}$
	56 m	insol.	b	–	$2X10^{-2}$	$3X10^{-6}$
31	$^{72}Ga\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	5	$4X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
	14,3 h	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
32	$^{71}Ge\ \epsilon$	sol.	b	100	$2X10^{-2}$	$4X10^{-6}$
	11,4 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$2X10^{-6}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
33	$^{73}As\ \epsilon, \gamma$	sol.	b, a	300	$5X10^{-3}$	$7X10^{-7}$
	76 d	insol.	c, b	–	$5X10^{-3}$	10^{-7}
33	$^{74}As\ \beta^-, \beta^+, \epsilon, \gamma$	sol.	b	40	$5X10^{-4}$	10^{-7}
	18 d	insol.	b	–	$5X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
33	$^{76}As\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	20	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
	26,4 h	insol.	b	–	$2X10^{-4}$	$3X10^{-8}$
33	$^{77}As\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	80	$8X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	38,7 h.	insol.	b	–	$8X10^{-4}$	10^{-7}
34	$^{75}Se\ \epsilon, \gamma$	sol.	e, a	90	$3X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	120 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-3}$	$4X10^{-8}$
35	$^{82}Br\ \beta^-, \gamma$	sol.	a, b	10	$3X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	35,9 h	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
36	$^{85m}Kr\ \beta^-, \gamma$	immers.	a	–	–	10^{-6}
	4,4 h					
36	$^{85}Kr\ \beta^-$	immers.	a	–	–	$3X10^{-6}$
	10,3 a					
36	$^{87}Kr\ \beta^-, \gamma$	immers.	a	–	–	$2X10^{-7}$
	1,3 h					
37	$^{86}Rb\ \beta^-, \gamma$	sol.	a, p, l	30	$7X10^{-4}$	10^{-7}
	18,7 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
37	$^{87}Rb\ \beta^-$	sol.	p, a, l	200	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	$5X10^{10}$ a	insol.	b, c	–	$2X10^{-3}$	$2X10^{-8}$
38	85mSr ϵ, γ	sol.	b	50	$7X10^{-2}$	10^{-5}
	1,17 h	insol.	b	–	$7X10^{-2}$	10^{-5}
38	$^{85}Sr\ \epsilon, \gamma$	sol.	a	60	10^{-3}	$8X10^{-8}$
	65 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$4X10^{-8}$
38	$^{89}Sr\ \beta^-$	sol.	d	4	10^{-4}	10^{-8}
	51 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	10^{-8}

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida	Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
				Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2	3	4	5	6
38	$^{90}Sr\ \beta^-$ sol. 28 a insol.	d c, b	2 –	10^{-6} $4X10^{-4}$	10^{-10} $2X10^{-9}$
38	$^{91}Sr\ \beta^-, \gamma$ sol. 9,7 h insol.	b b	3 –	$7X10^{-4}$ $5X10^{-4}$	$2X10^{-7}$ $9X10^{-8}$
38	$^{92}Sr\ \beta^-, \gamma$ sol. 2,6 h insol.	b b	2 –	$7X10^{-4}$ $6X10^{-4}$	$2X10^{-7}$ 10^{-7}
39	$^{90}Y\ \beta^-$ sol. 64,2 h insol.	b b	3 –	$2X10^{-4}$ $2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$ $3X10^{-8}$
39	$^{91m}Y\ \epsilon, \gamma$ sol. 50 m insol.	b b	5 –	$3X10^{-2}$ $3X10^{-2}$	$8X10^{-6}$ $6X10^{-6}$
39	$^{91}Y\ \beta^-, \gamma$ sol. 58 d insol.	b, d c, b	5 –	$3X10^{-4}$ $3X10^{-4}$	10^{-8} 10^{-8}
39	$^{92}Y\ \beta^-, \gamma$ sol. 3,6 h insol.	b b	2 –	$6X10^{-4}$ $6X10^{-4}$	10^{-7} 10^{-7}
39	$^{93}Y\ \beta^-, \gamma$ sol. 10,4 h insol.	b b	2 –	$3X10^{-4}$ $3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$ $5X10^{-8}$
40	$^{93}Zr\ \beta^-, \gamma, e^-$ sol. $1,1X10^6$ a insol.	b, d c, b	100 –	$8X10^{-3}$ $8X10^{-3}$	$4X10^{-8}$ 10^{-7}
40	$^{95}Zr\ \beta^-, \gamma, e^-$ sol. 65 d insol.	b, a c, b	20 –	$6X10^{-4}$ $6X10^{-4}$	$4X10^{-8}$ 10^{-8}
40	$^{97}Zr\ \beta^-, \gamma$ sol. 17 h insol.	b b	5 –	$2X10^{-4}$ $2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$ $3X10^{-8}$
41	$^{93m}Nb\ \gamma, e^-$ sol. 12 a insol.	b, d b, c	200 –	$4X10^{-3}$ $4X10^{-3}$	$4X10^{-8}$ $5X10^{-8}$
41	$^{95}Nb\ \beta^-, \gamma$ sol. 35 d insol.	b, a c, b	40 –	10^{-3} 10^{-3}	$2X10^{-7}$ $3X10^{-8}$
41	$^{97}Nb\ \beta^-, \gamma$ sol. 74 m insol.	b b	10 –	$9X10^{-3}$ $9X10^{-3}$	$2X10^{-6}$ $2X10^{-6}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida	Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
				Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2	3	4	5	6
42	$^{99}Mo\ \beta^-, \gamma$ sol. 66 h insol.	e, b b	8 –	$2X10^{-3}$ $4X10^{-4}$	$3X10^{-7}$ $7X10^{-8}$
43	$^{96m}Tc\ \epsilon, \gamma, e^-$ sol. 52 m insol.	b c, b	60 –	10^{-1} 10^{-1}	$3X10^{-5}$ 10^{-5}
43	$^{96}Tc\ \epsilon, b$ sol. 4,2 d insol.	b b	10 –	10^{-3} $5X10^{-4}$	$2X10^{-7}$ $8X10^{-8}$
43	$^{97m}Tc\ \epsilon, \gamma, e^-$ sol. 91 d insol.	b c, b	20 –	$4X10^{-3}$ $2X10^{-3}$	$8X10^{-7}$ $5X10^{-8}$
43	$^{97}Tc\ \epsilon$ sol. $2,6X10^6$ a insol.	b, e c, b	60 –	$2X10^{-2}$ $8X10^{-3}$	$4X10^{-6}$ 10^{-7}
43	$^{99m}Tc\ \beta^-, b$ sol. 6,0 h insol.	b b	200 –	$6X10^{-2}$ $3X10^{-2}$	10^{-5} $5X10^{-6}$
43	$^{99}Tc\ \beta^-$ sol. $2,1X10^5$ a insol.	b c, b	10 –	$3X10^{-3}$ $2X10^{-3}$	$7X10^{-7}$ $2X10^{-8}$
44	$^{97}Ru\ \epsilon, \gamma, e^-$ sol. 2,9 d insol.	b c, b	30 –	$4X10^{-3}$ $3X10^{-3}$	$8X10^{-7}$ $6X10^{-7}$
44	$^{103}Ru\ \beta^-, \gamma$ sol. 40 d insol.	b c, b	20 –	$8X10^{-4}$ $8X10^{-4}$	$2X10^{-7}$ $3X10^{-8}$
44	$^{103}Ru\ \beta^-, \gamma, e^-$ sol. 4,5 h insol.	b b	2 –	10^{-2} 10^{-3}	$2X10^{-7}$ $2X10^{-7}$
44	$^{106}Ru\ \beta^-$ sol. 1,0 a insol.	b c, b	3 –	10^{-4} 10^{-4}	$3X10^{-8}$ $2X10^{-9}$
45	$^{103m}Rh\ \gamma, e^-$ sol. 57 m insol.	b b	200 –	10^{-1} 10^{-1}	$3X10^{-5}$ $2X10^{-5}$
45	$^{105}Rh\ \beta^-, \gamma$ sol. 36,5 h insol.	b b	40 –	10^{-3} 10^{-3}	$3X10^{-7}$ $2X10^{-7}$
46	$^{103}Pd\ \epsilon, \gamma, e^-$ sol. 17 d insol.	b, e c, b	20 –	$3X10^{-3}$ $3X10^{-3}$	$5X10^{-7}$ $3X10^{-7}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
46	^{102}Pd β^-, γ, e^-	sol.	b	7	$9X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	13,5 h	insol.	b	–	$7X10^{-4}$	10^{-7}
47	^{106}Ag ϵ, γ	sol.	b	30	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	40 d	insol.	c, b	–	10^{-3}	$3X10^{-8}$
47	^{110m}Ag β^-, γ	sol.	b	10	$3X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
	253 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	$3X10^{-9}$
47	^{111}Ag β^-, γ	sol.	b	20	$4X10^{-4}$	10^{-7}
	7,5 d	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
48	^{109}Cd ϵ, γ, e^-	sol.	b, l, e	20	$2X10^{-3}$	$2X10^{-8}$
	1,3 a	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
48	^{116m}Cd β^-, γ	sol.	b, l, e	3	$3X10^{-4}$	10^{-8}
	43 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	10^{-8}
48	^{116}Cd β^-, γ, e^-	sol.	b	3	$3X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
	53 h	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
49	^{113m}In γ, e^-	sol.	b	30	10^{-2}	$3X10^{-6}$
	1,75 h	insol.	b	–	10^{-2}	$2X10^{-6}$
49	^{114m}In $\beta^-, \epsilon, \gamma, e^-$	sol.	b, e, m	6	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
	50 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$7X10^{-9}$
49	^{115m}In β^-, γ, e^-	sol.	b	30	$4X10^{-3}$	$8X10^{-7}$
	4,5 h	insol.	b	–	$4X10^{-3}$	$6X10^{-7}$
49	^{116}In β^-	sol.	b, e	30	$9X10^{-4}$	$9X10^{-8}$
	$6X10^{14}$ a	insol.	c, b	–	$9X10^{-4}$	10^{-8}
50	^{113}Sn ϵ, γ, e^-	sol.	b, d	30	$9X10^{-4}$	10^{-7}
	115 d	insol.	c, b	–	$8X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
50	^{125}Sn β^-, γ	sol.	b	7	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
	9,4 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$3X10^{-8}$
51	^{122}Sb β^-, γ	sol.	b	20	$3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	2,8 d	insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
51	^{124}Sb β^-, γ	sol.	b, a	10	$2X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
	60 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$7X10^{-9}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
51	^{125}Sb β^-, γ, e^-	sol.	b, c, a, d	40	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	2,0 a	insol.	c, b	–	10^{-3}	$9X10^{-9}$
52	^{125m}Te γ, e^-	sol.	e, b, h	20	$2X10^{-3}$	10^{-7}
	58 d	insol.	c, b	–	10^{-3}	$4X10^{-8}$
52	^{127m}Te β^-, γ, e^-	sol.	e, h, b	7	$6X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
	105 d	insol.	c, b	–	$5X10^{-4}$	10^{-8}
52	^{127}Te β^-, γ	sol.	b	20	$3X10^{-3}$	$6X10^{-7}$
	9,4 h	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
52	129mTe $\beta^-, \gamma, e.$	sol.	b, e, h	3	$3X10^{-4}$	$3X10^{-8}$
	41 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	10^{-8}
52	^{129}Te β^-, γ, e^-	sol.	b	5	$8X10^{-3}$	$2X10^{-6}$
	72 m	insol.	b	–	$8X10^{-3}$	10^{-6}
52	^{131m}Te β^-, γ, e^-	sol.	b	4	$6X10^{-4}$	10^{-7}
	1,25 d	insol.	b, c	–	$4X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
52	^{132}Te β^-, γ, e^-	sol.	b	3	$3X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
	77 h	insol.	b	–	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
53	^{126}I $\beta^-, \epsilon, \gamma$	sol.	o	1	$2X10^{-5}$	$3X10^{-9}$
	13,3 d	insol.	c, b	–	$9X10^{-4}$	10^{-7}
53	^{120}I β^-, γ, e^-	sol.	o	3	$4X10^{-6}$	$6X10^{-10}$
	$1,7X10^{7}$ a	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$2X10^{-8}$
53	^{131}I β^-, γ, e^-	sol.	o	0,7	$2X10^{-5}$	$3X10^{-9}$
	8,08 d	insol.	b, c	–	$6X10^{-4}$	10^{-7}
53	^{132}I β^-, γ, e^-	sol.	o	0,3	$6X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
	2,3 h	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
53	^{133}I β^-, γ	sol.	o	0,3	$7X10^{-5}$	10^{-8}
	21 h	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
53	^{134}I β^-, γ	sol.	o	0,2	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	52,5 m	insol.	b	–	$6X10^{-3}$	10^{-6}

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
53	^{135}I β^-, γ	sol.	o	0,3	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
	6,7 h	insol.	b	–	$7X10^{-4}$	10^{-7}
54	^{131m}Xe γ, e^-	immers.	a	–	–	$4X10^{-6}$
	12 d					
54	^{133}Xe γ, e^-	immers.	a	–	–	$3X10^{-6}$
	5,27 d					
54	^{135}Xe β^-, γ	immers.	a	–	–	10^{-4}
	9,2 h					
55	^{131}Cs ϵ	sol.	a, l	700	$2X10^{-2}$	$4X10^{-6}$
	9,6 d	insol.	c, b	–	$9X10^{-3}$	10^{-6}
55	^{134m}Cs β^-, γ, e^-	sol.	b	100	$6X10^{-2}$	10^{-6}
	3,2 h	insol.	b	–	10^{-2}	$2X10^{-6}$
55	^{134}Cs β^-, γ, e^-	sol.	a	20	$9X10^{-5}$	10^{-8}
	2,1 a	insol.	c, b	–	$4X10^{-4}$	$4X10^{-9}$
55	^{135}Cs β^-	sol.	l, m, a	200	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	$3,0X10^6$ a	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
55	^{136}Cs β^-, γ	sol.	a	30	$9X10^{-4}$	10^{-7}
	13 d	insol.	c, b	–	$6X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
55	^{137}Cs β^-, γ	sol.	a, l, m, q	30	$2X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
	29,7 a	insol.	c, b	–	$4X10^{-4}$	$5X10^{-9}$
56	^{131}Ba ϵ, γ	sol.	b	50	$2X10^{-2}$	$4X10^{-7}$
	11,5 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	10^{-7}
56	^{140}Ba β^-, γ	sol.	b, d	4	$3X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
	12,8 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	10^{-8}
57	^{140}La β^-, γ	sol.	b	9	$2X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
	1,67 d	insol.	b	–	$2X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
58	^{141}Ce β^-, γ	sol.	b, l, d	30	$9X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	33 d	insol.	c, b	–	$9X10^{-4}$	$5X10^{-8}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
58	^{143}Ce β^-, γ	sol.	b	7	$4X10^{-4}$	$9X10^{-8}$
	33 h	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
58	^{144}Ce α, β^-, γ	sol.	b, d, l	5	10^{-4}	$3X10^{-9}$
	285 d	insol.	c, b	–	10^{-4}	$2X10^{-9}$
59	^{142}Pr β^-, γ	sol.	b	7	$3X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
	19,2 h	insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
59	^{143}Pr β^-	sol.	b	20	$5X10^{-4}$	10^{-7}
	13,8 d	insol.	c, b	–	$5X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
60	^{144}Nd α	sol.	d, b	0,1	$7X10^{-4}$	$9X10^{-11}$
	$5X10^{15}$ a	insol.	c, b	–	$8X10^{-4}$	10^{-10}
60	^{147}Nd β^-, γ, e^-	sol.	b, l	10	$6X10^{-4}$	10^{-7}
	11,1 d	insol.	c, b	–	$6X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
60	^{149}Nd β^-, γ	sol.	b	3	$3X10^{-3}$	$6X10^{-7}$
	2 h	insol.	b	–	$3X10^{-3}$	$5X10^{-7}$
61	^{147}Pm β^-, γ	sol.	b, d	60	$2X10^{-3}$	$2X10^{-8}$
	2,64 a	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
61	^{149}Pm β^-, γ	sol.	b	20	$4X10^{-4}$	10^{-7}
	2,25 d	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
62	^{147}Sm α	sol.	d, b	0,1	$6X10^{-4}$	$2X10^{-11}$
	$1,3X10^{11}$ a	insol.	c, b	–	$7X10^{-4}$	$9X10^{-11}$
62	^{151}Sm β^-, γ	sol.	b, d	100	$4X10^{-3}$	$2X10^{-8}$
	93 a	insol.	c, b	–	$4X10^{-3}$	$5X10^{-8}$
62	^{153}Sm β^-, γ	sol.	b	20	$8X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	1,96 d	insol.	b	–	$8X10^{-4}$	10^{-7}
63	^{152}Eu $\beta^-, \epsilon, \gamma$	sol.	b	8	$6X10^{-4}$	10^{-7}
	9,2 h	insol.	b	–	$6X10^{-4}$	10^{-7}
63	^{152}Eu $\beta^-, \epsilon, \gamma$	sol.	b, e	20	$8X10^{-4}$	$4X10^{-9}$
	12,7 a	insol.	c, b	–	$8X10^{-4}$	$6X10^{-9}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
63	$^{154}Eu\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b, e, d	5	$2X10^{-4}$	10^{-9}
	16 a	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$2X10^{-9}$
63	$^{165}Eu\ \beta^-, \gamma$	sol.	b, e, d	70	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
	1,7 a	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
64	$^{153}Gd\ \epsilon, \gamma, e^-$	sol.	b, d	90	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
	236 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
64	$^{159}Gd\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	20	$8X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	18 h	insol.	b	–	$8X10^{-4}$	10^{-7}
65	$^{160}Tb\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b, d, e, a	20	$4X10^{-4}$	$3X10^{-8}$
	73 d	insol.	c, d	–	$4X10^{-4}$	10^{-8}
66	$^{165}Dy\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	10	$4X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
	2,3 h	insol.	b	–	$4X10^{-3}$	$7X10^{-7}$
66	$^{166}Dy\ \beta^-$	sol.	b	5	$4X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
	3,4 d	insol.	b	–	$4X10^{-4}$	$7X10^{-8}$
67	$^{166}Ho\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b	5	$3X10^{-4}$	$7X10^{-5}$
	1,14 d	insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
68	$^{169}Er\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	30	$9X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	9,4 d	insol.	c, b	–	$9X10^{-4}$	10^{-7}
68	$^{171}Er\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	9	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	7,8 h	insol.	b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
69	$^{170}Tm\ \beta^-, \epsilon, \gamma, e^-$	sol.	b, d	9	$5X10^{-4}$	10^{-5}
	129 d	insol.	c, b	–.	$5X10^{-4}$	10^{-8}
69	$^{171}Tm\ \beta^-$	sol.	b, d	90	$5X10^{-3}$	$4X10^{-8}$
	1,86 a	insol.	c, b	–	$5X10^{-3}$	$8X10^{-8}$
70	$^{175}Yb\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b	30	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	4,2 d	insol.	b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
71	$^{177}Lu\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b	20	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	6,8 d	insol.	b, c	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
72	$^{181}Hf\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b, m	4	$7X10^{-4}$	10^{-8}
	45 d	insol.	c, b	–	$7X10^{-4}$	$3X10^{-8}$
73	$^{182}Ta\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	7	$4X10^{-4}$	10^{-8}
	115 d	insol.	c, b	–	$4X10^{-4}$	$7X10^{-9}$
74	$^{181}W\ \epsilon, \gamma$	sol.	b	70	$4X10^{-3}$	$8X10^{-7}$
	145 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-3}$	$4X10^{-8}$
74	$^{185}W\ \beta^-$	sol.	b	30	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	76 d	insol.	c, b	–	10^{-3}	$4X10^{-8}$
74	$^{187}W\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	30	$7X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	1,0 d	insol.	b	–	$6X10^{-4}$	10^{-7}
75	$^{183}Re\ \epsilon, \gamma$	sol.	b, a	80	$6X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
	71 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-3}$	$5X10^{-8}$
75	$^{186}Re\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	20	$9X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	3,7 d	insol.	b	–	$5X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
75	$^{187}Re\ \beta^-, \gamma$	sol.	b, k	300	$3X10^{-2}$	$3X10^{-6}$
	$5X10^{10}$ a	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$2X10^{-7}$
75	$^{188}Re\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	7	$6X10^{-4}$	10^{-7}
	16,7 h	insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
76	$^{185}Os\ \epsilon, \gamma, e^-$	sol.	b	8	$7X10^{-4}$	$2X10^{-7}$
	94 d	insol.	c, b	–	$7X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
76	$^{191m}Os\ \gamma, e^-$	sol.	b	100	$3X10^{-2}$	$6X10^{-6}$
	14 h	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	$3X10^{-6}$
76	$^{191}Os\ \beta^-, \gamma, e^-$	sol.	b	20	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	16 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	10^{-7}
76	$^{193}Os\ \beta^-, \gamma$	sol.	b	10	$6X10^{-4}$	10^{-7}
	1,27 d	insol.	b	–	$5X10^{-4}$	$9X10^{-8}$
77	$^{190}Ir\ \epsilon, \gamma$	sol.	b	40	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	11 d	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	10^{-7}

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
77	^{192}Ir β^-, γ, e^-	sol.	b, e, m	6	$4X10^{-4}$	$4X10^{-8}$
	74 d	insol.	c, b	–	$4X10^{-4}$	$9X10^{-9}$
77	^{194}Ir β^-, γ	sol.	b	7	$3X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
	19 h	insol.	b	–	$3X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
78	^{191}Pt ϵ, γ	sol.	b	10	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	3,0 d	insol.	b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
78	^{193m}Pt ϵ, γ	sol.	b	100	10^{-2}	$2X10^{-6}$
	4,3 d	insol.	b, c	–	10^{-2}	$2X10^{-6}$
78	^{193}Pt ϵ	sol.	e	70	$9X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	lang	insol.	c, b	–	$2X10^{-2}$	10^{-7}
78	^{197m}Pt γ, e^-	sol.	b	5	10^{-2}	$2X10^{-6}$
	1,4 h	insol.	b	–	$9X10^{-3}$	$2X10^{-6}$
78	^{197}Pt β^-, γ	sol.	b	10	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	18 h	insol.	b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
79	^{196}Au β^-, γ, e^-	sol.	b	40	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	5,6 d	insol.	c, b	–	10^{-3}	$2X10^{-7}$
79	^{198}Au β^-, γ	sol.	b	20	$5X10^{-4}$	10^{-7}
	2,7 d	insol.	b	–	$5X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
79	^{199}Au β^-, γ	sol.	b	70	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	3,15 d	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
80	^{197m}Hg ϵ, γ, e^-	sol.	e	4	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
	1,0 d	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
80	^{197}Hg ϵ, γ, e^-	sol.	e	20	$3X10^{-3}$	$4X10^{-7}$
	2,7 d	insol.	b	–	$5X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
80	^{203}Hg β^-, γ, e^-	sol.	e	4	$2X10^{-4}$	$2X10^{-8}$
	47 d	insol.	c, b	–	10^{-3}	$4X10^{-8}$
81	^{200}Tl ϵ, γ	sol.	b	40	$4X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
	1,09 d	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$4X10^{-7}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
81	^{201}Tl ϵ, γ, e^-	sol.	b	40	$3X10^{-3}$	$7X10^{-7}$
	3,0 d	insol.	b	–	$2X10^{-3}$	$3X10^{-7}$
81	^{202}Tl ϵ, γ, e^-	sol.	b	20	10^{-3}	$3X10^{-7}$
	12 d	insol.	c, b	–	$7X10^{-4}$	$8X10^{-8}$
81	^{204}Ti β^-	sol.	b, e	10	10^{-3}	$2X10^{-7}$
	3,56 a	insol.	c, b	–	$6X10^{-4}$	$9X10^{-9}$
82	^{203}Pb ϵ, γ	sol.	b	30	$4X10^{-3}$	$9X10^{-7}$
	2,17 d	insol.	b	–	$4X10^{-3}$	$6X10^{-7}$
82	^{210}Pb β^-, γ	sol.	e, a	0,4	10^{-6}	$4X10^{-11}$
	22,0 a	insol.	c, b	–	$2X10^{-3}$	$8X10^{-11}$
82	^{212}Pb β^-, γ, e^-	sol.	e, b	0,02	$2X10^{-4}$	$6X10^{-9}$
	10,6 h	insol.	c, b	–	$2X10^{-4}$	$7X10^{-9}$
83	^{206}Bi ϵ, γ, e^-	sol.	b, e	1	$4X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	6,4 d	insol.	c, b	–	$4X10^{-4}$	$5X10^{-8}$
83	^{207}Bi ϵ, γ, e^-	sol.	b, e	2	$6X10^{-4}$	$6X10^{-8}$
	8,0 a	insol.	c, b	–	$6X10^{-4}$	$5X10^{-9}$
83	^{210}Bi α, β^-	sol.	b, e	0,04	$4X10^{-4}$	$2X10^{-9}$
	5,0 d	insol.	c, b	–	$4X10^{-4}$	$2X10^{-9}$
83	^{212}Bi α, β^-, γ	sol.	b, e	0,01	$4X10^{-3}$	$3X10^{-8}$
	60,5 m	insol.	c, b	–	$4X10^{-3}$	$7X10^{-8}$
84	^{210}Po α	sol.	m, e	0,03	$7X10^{-6}$	$2X10^{-10}$
	138,4 d	insol.	c, b	–	$3X10^{-4}$	$7X10^{-11}$
85	^{211}At α, γ	sol.	o, i	0,02	$2X10^{-5}$	$2X10^{-9}$
	7,2 h	insol.	c, b	–	$7X10^{-6}$	10^{-5}
86	^{220}Rn α, γ		c	–	–	10^{-7}
	51,5 s					
86	^{222}Rn α, γ		c	–	–	10^{-7}
	3,83 d					

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
88	^{223}Ra α, γ, e^- 11,68 d	sol. insol.	d, b c, b	0,05 –	$7X10^{-6}$ $4X10^{-5}$	$6X10^{-10}$ $8X10^{-11}$
88	^{224}Ra α, γ, e^- 3,64 d	sol. insol.	d c, b	0,06 –	$2X10^{-9}$ $5X10^{-6}$	$2X10^{-9}$ $2X10^{-10}$
88	^{226}Ra α, γ, e^- 1622 a	sol. insol.	d d	0,1 –	10^{-7} $3X10^{-4}$	10^{-11} $2X10^{-11}$
88	^{228}Ra β^-, γ 6,7 a	sol. insol.	d c, b	0,06 –	$3X10^{-7}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-11}$ 20^{-11}
89	^{227}Ac, β^-, γ 21,6 a	sol. insol.	d c, b	0,03 –	$2X10^{-5}$ $3X10^{-3}$	$8X10^{-13}$ $9X10^{-12}$
89	^{228}Ac β-, γ, e^- 6,13 h	sol. insol.	b, d, l c, b	0,04 –	$9X10^{-4}$ $9X10^{-4}$	$3X10^{-8}$ $6X10^{-9}$
90	^{227}Th α, γ 18,2 d	sol. insol.	b, d c, b	0,02 –	$2X10^{-4}$ $2X10^{-4}$	10^{-10} $6X10^{-11}$
90	^{228}Th α, γ 1,91 a	sol. insol.	d c, b	0,02 –	$7X10^{-5}$ 10^{-4}	$3X10^{-12}$ $2X10^{-12}$
90	^{230}Th α, γ $8X10^4$ a	sol. insol.	d c, b	0,05 –	$2X10^{-5}$ $3X10^{-6}$	$8X10^{-13}$ $3X10^{-12}$
90	^{231}Th β-, γ 25,6 h	sol. insol.	b b	30 –	$2X10^{-3}$ $2X10^{-3}$	$5X10^{-7}$ $4X10^{-7}$
90	^{232}Th α, γ $1,39X10^{10}$ a	sol. insol.	d c, b	0,04 –	$2X10^{-5}$ $4X10^{-6}$	10^{-11} 10^{-11}
90	^{234}Th β^-, γ 24,1 d	sol. insol.	b, d c, b	4 –	$2X10^{-6}$ $2X10^{-6}$	$2X10^{-8}$ 10^{-8}
90	Th nat. $\alpha, \beta^-, \gamma, e^-$	sol. insol.	d c, b	0,01 –	10^{-5} 10^{-5}	10^{-11} 10^{-11}
91	^{230}Pa $\beta^-, \epsilon, \gamma$ 17,7 d	sol. insol.	b, d c, b	0,07 –	$2X10^{-2}$ $2X10^{-3}$	$6X10^{-10}$ $3X10^{-10}$

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade	Meia – vida	Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2	3	3	4	5	6
91	^{231}Pa α, γ, e^- $3,4X10^4$ a	sol. insol.	d c, b	0,02 –	$9X10^{-6}$ $2X10^{-4}$	$4X10^{-13}$ $4X10^{-11}$
91	^{233}Pa β^-, γ 27 d	sol. insol.	b, e c, b	40 –	10^{-3} 10^{-3}	$2X10^{-7}$ $6X10^{-8}$
92	^{230}U α, γ 21 d	sol. insol.	b, e c, b	0,01 –	$5X10^{-5}$ $5X10^{-5}$	10^{-10} $4X10^{-11}$
92	^{232}U α, γ, e^- 74 a	sol. insol.	b, d c, b	0,01 –	$3X10^{-4}$ $3X10^{-4}$	$3X10^{-11}$ $9X10^{-12}$
92	^{233}U α, γ $1,62X10^6$ a	sol. insol.	b, d c, b	0,05 –	$3X10^{-6}$ $3X10^{-6}$	$2X10^{-10}$ $4X10^{-11}$
92	^{234}U α, γ $2,5X10^5$ a	sol. insol.	b, d c, b	0,05 –	$3X10^{-4}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-10}$ $4X10^{-11}$
92	^{235}U α, γ $7,1X10^6$ a	sol. insol.	b, e, d c, b	0,03 –	$3X10^{-4}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-10}$ $4X10^{-11}$
92	^{236}U α, γ $2,39X10^7$ a	sol. insol.	b, d c, b	0,06 –	$3X10^{-6}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-10}$ $4X10^{-11}$
92	^{236}U α, γ, e^- $4,5X10^6$ a	sol. insol.	b, e c, b	$5X10^{-3}$ –	$4X10^{-4}$ $4X10^{-4}$	$3X10^{-11}$ $5X10^{-11}$
92	U nat. $\alpha, \beta^-, \gamma, e^-$	sol. insol.	b, e c, b	$5X10^{-3}$ –	$2X10^{-6}$ $2X10^{-4}$	$3X10^{-11}$ $2X10^{-11}$
93	^{237}Np α, γ $2,2X10^6$ a	sol. insol.	d c, b	0,06 –	$3X10^{-5}$ $3X10^{-6}$	10^{-12} $4X10^{-11}$
93	^{236}Np β^-, γ, e^- 2,33 d	sol. insol.	b b	30 –	10^{-3} 10^{-3}	$3X10^{-7}$ $2X10^{-7}$
94	^{238}Pu α, γ 86,4 a	sol. insol.	d c, b	0,04 –	$5X10^{-5}$ $3X10^{-5}$	$7X10^{-13}$ 10^{-11}
94	^{239}Pu α, γ $2,43X10^6$ a	sol. insol.	d c, b	0,04 –	$5X10^{-6}$ $3X10^{-6}$	$6X10^{-13}$ 10^{-11}

Tabela 22.4 (continuação)

Número Atômico	Núcleo – Tipo de Radiatividade / Meia – vida		Órgãos Críticos *	Atividade máxima permissível em todo o corpo	Concentração máxima permissível	
					Água potável $\mu c/cm^3$	Ar inalado $\mu c/cm^3$
1	2		3	4	5	6
94	^{240}Pu α, γ 6580 a	sol. insol.	d c, d	0,04 –	$5X10^{-5}$ $3X10^{-4}$	$6X10^{-13}$ 10^{-11}
94	^{241}Pu α, β^-, γ 13 a	sol. insol.	d c, b	0,9 –	$2X10^{-3}$ 10^{-2}	$3X10^{-11}$ 10^{-8}
94	^{242}Pu α, $3,8X10^5$ a	sol. insol.	d c, b	0,05 –	$5X10^{-5}$ $3X10^{-4}$	$6X10^{-12}$ 10^{-11}
95	^{241}Am α, γ 458 a	sol. insol.	e, d c, b	0,05 –	$4X10^{-5}$ $3X10^{-6}$	$2X10^{-12}$ $4X10^{-11}$
95	^{243}Am α, γ, e^- 7950 a	sol. insol.	d, e c, b	0,05 –	$4X10^{-5}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-12}$ $4X10^{-11}$
96	^{242}Cm α, γ 162,5 d	sol. insol.	b, l c, b	0,05 –	$2X10^{-4}$ $2X10^{-4}$	$4X10^{-11}$ $6X10^{-11}$
96	^{243}Cm α, γ 35 a	sol. insol.	d c, b	0,09 –	$5X10^{-5}$ $2X10^{-4}$	$2X10^{-12}$ $3X10^{-11}$
96	^{244}Cm α, γ 18 a	sol. insol.	d c, b	0,1 –	$7X10^{-5}$ $3X10^{-4}$	$3X10^{-12}$ $3X10^{-11}$
96	^{245}Cm α, γ $8X10^3$ a	sol. insol.	d d, b	0,04 –	$4X10^{-5}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-12}$ $4X10^{-11}$
96	^{246}Cm α 6600 a	sol. insol.	d c, b	0,05 –	$4X10^{-5}$ $3X10^{-4}$	$2X10^{-12}$ $4X10^{-11}$
97	^{249}Bk α, β^-, γ 314 d	sol. insol.	b, d c, b	0,7 –	$6X10^{-3}$ $6X10^{-3}$	$3X10^{-10}$ $4X10^{-8}$
98	^{249}Cf α, γ 360 a	sol. insol.	d c, b	0,04 –	$4X10^{-5}$ $2X10^{-4}$	$5X10^{-13}$ $3X10^{-11}$
98	^{250}Cf α, γ 10,9 a	sol. insol.	d e	0,04 –	10^{-4} $3X10^{-4}$	$2X10^{-12}$ $3X10^{-11}$
98	^{252}Cf α, γ 2,2 a	sol. insol.	b, d c, b	0,01 –	$7X10^{-6}$ $7X10^{-5}$	$2X10^{-12}$ 10^{-11}

23

DESPEJOS INDUSTRIAIS DIVERSOS

LAVANDERIAS

Descrição do processo

As máquinas de lavar empregadas nas lavanderias comerciais são cilindros perfurados e montados horizontalmente dentro de um cilindro fixo tendo entrada para água quente e fria e saída para as águas usadas. As roupas que vão ser lavadas são colocadas dentro do cilindro perfurado com água, sabão e outras substâncias para lavagem. O sabão e os agentes, tais como compostos para alvejamento, álcalis, etc, são aditivos. A rotação do cilindro interno produz a agitação necessária para libertar ou dissolver a sujeira dos tecidos.

O método é comumente conhecido como método de várias águas de sabão. As fórmulas para lavagem por esse método são dadas nas Tabelas 23.1 e 23.2 para tecidos brancos e de cor. O método de várias águas de sabão exige uma determinada carga no aparelho de lavagem, uma série de ensaboaduras, enxaguaduras e outras operações necessárias, tais como alvejamento, aplicação de sal e anil. Água fresca e detergentes ou outros aditivos são colocados no início de cada operação e drenados no fim. A quantidade total de água necessária na máquina na operação de ensaboadura é de aproximadamente 4 litros por kg de roupas e, na enxaguadura, 6 litros por kg. Tanto na operação de ensaboadura quanto na enxaguadura, após a drenagem no fim de cada operação, a carga retida é de, aproximadamente, 2 litros por kg de roupa seca. Este método apresenta um gasto pequeno de água em relação à carga considerada. As diluições sucessivas permitem que, quando se fizer a enxaguadura final, a água tenha uma alcalinidade muito próxima da água fresca utilizada. O consumo total de água, usando-se esse método, é de 32 litros por kg de roupa.

Natureza das águas de lavagens

Na maior parte das lavanderias, as fórmulas para lavagem de roupa branca seguem basicamente o mesmo padrão, mas variam em alguns

Tabela 23.1 — Fórmulas típicas para lavagem de roupas brancas (água e aditivos para lavagem com base numa carga de 50 kg)

Banho	*cm de água no cilindro*	*Litros de água*	*Temperatura (°C)*	*Tempo gasto (minutos)*	*Aditivos*
Primeira ensaboadura	15 a 20	200 a 220	38 a 43	7 a 10	230 a 460 g de álcali 170 a 230 g de sabão
Segunda ensaboadura	13 a 17	80 a 100	46 a 54	5 a 10	85 a 140 g de sabão
Terceira ensaboadura	13 a 17	80 a 100	54 a 60	5 a 10	60 a 85 g de sabão
Quarta ensaboadura e alvejamento	13 a 17	80 a 100	54 a 60	7 a 10	2 litros de solução a 1% de alvejante sem sabão ou álcali
Primeira enxaguadura	30	150	66 a 74	5	
Segunda enxaguadura	30	150	66 a 74	5	
Terceira enxaguadura	30	150	66 a 74	5	
Quarta enxaguadura	30	150	54 a 60	5	
Sal e anil	13 a 25	120	38 a 43	5	30 a 60 g de sal mais anil 25

Tabela 23.2 — Fórmulas típicas para lavagem de roupas de cor (água e aditivos para lavagem baseados numa carga de 50 kg de roupas)

Banho	*cm de água no cilindro*	*Litros de água*	*Temperatura (°C)*	*Tempo gasto (minutos)*	*Aditivos*
Primeira ensaboadura	15 a 20	200 a 220	38 a 43	7 a 10	230 a 460 g de álcali 170 a 280 g de sabão
Segunda ensaboadura	13 a 17	80 a 100	38 a 49	5 a 10	85 a 140 g de sabão
Terceira ensaboadura	13 a 17	80 a 100	38 a 49	5 a 10	60 a 85 g de sabão
Primeira enxaguadura	30	150	38 a 49	5	
Segunda enxaguadura	30	150	38 a 49	5	
Terceira enxaguadura	30	150	38 a 49	5	
Quarta enxaguadura	30	150	38 a 49	5	
Sal	13	80	32 a 38	5	30 a 60 g de sal mais anil

detalhes devido às condições locais. A quantidade de álcali usada varia com o tipo, quantidade e qualidade da sujeira. A tendência atual é usar álcalis tais como o sesqui ou o orto-silicato, os quais possuem baixo valor de tamponamento. A aplicação destes álcalis eleva o pH para 11,0 e 11,5 na primeira operação, com alcalinidade total correspondente a não mais que 2,5 ml de ácido normal por 100 ml de solução. A água fresca adicionada, em cada operação, causa diluição progressiva; assim sendo, a enxaguadura final não deverá conter mais que duas vezes a alcalinidade presente na água usada no processo de lavagem.

O sabão empregado para lavagem de roupa branca é usualmente de título 42.°. O tipo e a quantidade de álcalis empregados variam com a quantidade de sujeira das roupas a serem limpas e a dureza das águas usadas.

O hipoclorito de sódio é quase sempre usado para alvejamento; contudo, em alguns casos, pode ser substituído pelo peróxido de hidrogênio (H_2O_2). A quantidade deve ser rigorosamente controlada.

Na amostra composta do despejo de lavanderia, pode-se esperar um resultado negativo no teste de cloro.

Existem cinco tipos de fluoretos comumente usados como sais, sendo aplicados isoladamente ou combinados: fluoreto ácido de sódio, fluoreto ácido de amônio, sílico-fluoreto de sódio, sílico-fluoreto de amônio e sílico-fluoreto de zinco. Existem algumas lavanderias que usam ácido acético.

A goma de amido não é indicada para trabalhar com roupa branca, todavia, algumas vezes, é empregada em pequenas quantidades nos punhos e colarinhos das camisas.

Os anis são falsos corantes. A quantidade usada é tão pequena que não oferece nenhuma importância sob o ponto de vista de despejos.

As fórmulas empregadas para roupas de cor, variam em função das temperaturas que vão de 38 a 49°C, dependendo da classificação de cor da roupa a ser lavada. Os álcalis empregados possuem valores tampões mais elevados que os usados na lavagem de roupas brancas e o pH máximo empregado na lavagem de roupa de cor raramente será superior a 10.6.

Os sabões de títulos compreendidos entre 20 a 35° têm sido empregados na lavagem de roupa de cor por muitos anos, todavia recentemente existe uma tendência cada vez maior para substituí-los por detergentes sintéticos. As roupas de cor, normalmente, contêm mais sujeira que as brancas e por isso consomem mais sabão.

Características dos despejos

Os despejos das lavanderias contêm sujeiras removidas das roupas e substâncias adicionadas na lavagem. O sabão e outros detergentes presentes na água, produzem uma suspensão mais ou menos permanente de terra e pedaços finos de fibras de tecidos após prolongada estagnação, durante a qual se processa considerável decomposição por bactérias. Nesse estágio, observa-se apenas uma separação parcial de sólidos. A eficiência dos sabões e outros agentes de ativação de superfície, aumenta com o emprego de álcalis. Os mais usados são: carbonato de sódio, fosfato trissódico e silicatos alcalinos. A soda cáustica é utilizada em alguns casos, todavia, é mais empregada quando conjugada com álcalis menos ativos, os quais agem como agentes de tamponamento. Fosfatos complexos e agentes de remoção, têm seu emprego limitado como amolecedores da água e ajudam a desmanchar o sabão nos tecidos.

A maior parte das lavanderias usa sabões e detergentes na lavagem de roupas brancas e de cor. A quantidade de detergentes sintéticos é pequena

em relação aos sabões verdadeiros. As lavanderias comerciais, por razões de qualidade e economia, geralmente amolecem a água usada para lavagem quando possuem uma dureza superior a 80 mg/l; por isso, o emprego de sabões não é alterado pelas variações da dureza da água.

Existem fatores que afetam o consumo de sabões e de outros agentes para lavagem. Os mais importantes são:

— a relação entre o volume ocupado pelas cargas e o volume total nas máquinas de lavar, resultando em várias taxas de diluição e, conseqüentemente, de despejo:

— o bicarbonato contido na água de lavagem modificará a composição dos despejos; a utilização de águas altamente bicarbonatadas aumentará o emprego de álcalis;

— as características e as concentrações das substâncias empregadas para lavagem além dos sabões e álcalis (sais, amidos, detergentes sintéticos etc.).

Redução dos despejos

Cuidados especiais com a titulação, determinação de pH, controle da quantidade de substâncias empregadas e observação do nível das águas nos cilindros, resultarão em melhor limpeza das roupas a um custo mínimo.

O funcionamento das máquinas com pouca carga, acarretará aumento de demanda de água e de aditivos por kg de roupa lavada. Devem ser tomadas providências no sentido de que as máquinas funcionem sempre em plena carga.

Composição dos despejos

A composição típica dos despejos das lavanderias é a seguinte:

pH	9,0 a 9,3
Alcalinidade como carbonato de sódio com pH acima de 7,0	60 a 250 mg/l
Sólidos totais	800 a 1200 mg/l
DBO_5 20°C	400 a 450 mg/l

Os despejos das lavanderias sofrem decomposição quando ficam em repouso, havendo redução do pH, da alcalinidade titulável e alteração de outras características; por exemplo, o pH de 9,3 de uma amostra caiu para 7,5 após 24 horas de repouso.

As lavanderias, no Rio de Janeiro, não fazem tratamento algum de seus despejos, antes de lançá-los nas redes de esgotos ou cursos d'água. Nos EUA, os despejos provenientes das lavanderias representam de 5 a 10% do volume total dos esgotos domésticos e têm o volume máximo nas segundas-feiras. O uso de águas duras, sabões ou detergentes em quantidade acima da normal, faz com que os despejos das máquinas de lavar das residências sejam duas vezes mais concentrados que os provenientes das lavanderias.

Métodos de tratamento dos despejos empregados nos EUA

Quando os despejos de lavanderias devem ser tratados, podem sê-lo por meio de tratamento químico seguido por sedimentação e/ou filtração. Os resultados obtidos com filtros biológicos são contraditórios.

As poucas lavanderias que, presentemente, tratam seus despejos, usam os seguintes produtos químicos: ácido sulfúrico, cloreto de cálcio, leite de cal, sulfato ferroso, alúmen férrico. As amostras representativas são tomadas em intervalos regulares de uma hora, na saída dos despejos das máquinas e na saída do pré-aquecedor, fazendo-se uma mistura de ambas.

Nos tanques de sedimentação primária ou nas lagoas, o lodo acumulado é periodicamente bombeado para o leito de secagem, ou removido em estado pastoso. Uma alternativa é a adoção de, pelo menos, dois conjuntos de lagoas para sedimentação primária, o que permitirá a secagem do lodo de um conjunto de lagoas enquanto o outro está sendo usado para sedimentação. O lodo seco é removido mecanicamente e as lagoas voltam a trabalhar.

A clarificação final pode ser obtida por meio de lagoa de estabilização onde as águas permaneçam pelo menos alguns dias, ou por meio de tanques de sedimentação primária, secundária e filtro de areia. Em qualquer caso, a qualidade final do efluente depende da quantidade de despejos, da área disponível e do grau de purificação desejado.

A clarificação química dos despejos reduz a DBO em 90% (aproximadamente).

A técnica atual para testes de laboratório é a seguinte: as soluções são estocadas em concentração de 100 a 200 mg/l. São testadas e adicionadas, pouco a pouco, em 500 ml de despejos tomados como amostra, com agitação mecânica moderada para auxiliar na mistura e floculação. Parando a agitação e permitindo a sedimentação da amostra por alguns minutos, entre as adições, é possível determinar a quantidade aproximada de produtos químicos necessários.

Depois que os produtos finais foram aproximadamente determinados, uma série de amostras de 500 ml deverá ser tratada com coagulantes. Os coagulantes deverão ser adicionados vagarosa mas continuamente, com agitação moderada, para simular as condições presentes na estação de tratamento. Após a reação de precipitação, as amostras são transferidas para cilindros de 500 ml e colocadas para sedimentar. Uma comparação da formação do floco, taxa de sedimentação e volume de floco sedimentado em várias amostras, tornará possível a determinação da quantidade de

reagentes químicos exigidos para flocular e comparar os vários tipos de coagulantes com seus custos e eficiências. A quantidade de reagentes químicos necessários, variará com o pH dos despejos e é aconselhável que se investigue os melhores tipos de tratamento em função da variação dos níveis do pH. Em alguns casos, é empregada uma combinação de alúmen e H_2SO_4 para baixar o pH. Contudo, nos casos em que a alcalinidade inicial dos despejos não é muito alta, geralmente é mais barato e mais conveniente baixar o pH por neutralização; já em outros casos, é mais barato usar alúmen sem neutralização. O floco produzido mostra boa separação e boa taxa de sedimentação.

A agitação dos produtos químicos para tratamento com os despejos, seguido de um pequeno período de agitação leve, é desejável para obtenção do tipo de floco que separará e sedimentará satisfatoriamente. Os resultados serão melhores quando a agitação for feita mecanicamente.

SERRARIAS, FÁBRICAS DE COMPENSADOS E OUTRAS MANIPULAÇÕES DA MADEIRA — REGRAS PARA REDUÇÃO DOS DESPEJOS

Serrarias e fábricas de compensados localizadas nas proximidades de qualquer curso d'água, deverão eliminar seus resíduos de serragem, casca, pedaços de madeira e sobras com as seguintes precauções:

— Os resíduos das serragens devem ser mantidos longe de qualquer curso d'água e acima da marca mais alta alcançada pela cheia máxima do rio e em lugar que não haja probabilidade de serem arrastados pelas águas. É necessário que se interrompa urgentemente o hábito, tão difundido nas indústrias, de lançar os resíduos nas margens dos rios. A área onde existem serrarias deve ser confinada e os resíduos lançados em terrenos afastados dos cursos d'água.

— Quando os resíduos forem queimados, deve-se utilizar fornalha apropriada, que deverá funcionar levando-se em consideração o seguinte:

- a fornalha deve ser suficientemente afastada da água ou devem ser tomadas providências no sentido de que os resíduos não queimados não escapem da fornalha, indo contaminar os cursos d'água, tanto por terra como pelo ar;
- os planos inclinados que cruzam cursos d'água e que se destinam a levar os resíduos para a fornalha, devem ser construídos de modo tal que impeçam sua queda na água.

— As serrarias que enviam, por caminhão, serragem e pedaços de madeira para longe do estabelecimento, deverão lançá-los afastados dos cursos d'água e em terrenos situados acima da marca da cheia máxima.

— Quando os troncos são armazenados em lagoas e estas estão localizadas perto de cursos d'água, deverá ser observado o seguinte:

- nenhuma lagoa para troncos deve ser localizada no centro de um rio;
- as descargas devem ser reguladas de modo tal que a serragem, aparas e matérias em suspensão que vão ter aos cursos d'água, sejam reduzidas ao mínimo;
- as lagoas para troncos devem ser limpas por meio de arrasto das impurezas ou dragagem e não por descargas nos cursos d'água.

FECULARIAS

Origem dos resíduos

Nas fecularias, extrai-se o amido existente nas raízes ou sementes, separando-o da matéria nitrogenada, normalmente constituída de glúten Esta operação é obtida pela lavagem dos grãos ou tubérculos moídos, sendo que o amido sedimenta rapidamente, deixando um sobrenadante com as matérias proteicas dispersas na água. Este despejo constitui a parte mais importante dos resíduos líquidos.

Características dos resíduos

As águas servidas das fecularias são provenientes de duas operações:

— águas da lavagem e descascamento dos tubérculos ou dos grãos;

— águas da extração do amido, constituídas de soluções e suspensões de matéria nitrogenada (amigdalina).

Tanto no caso do amido de batatas, quanto no de mandioca, milho e outros vegetais, o teor de nitrogênio e fósforo dos resíduos geralmente é suficiente para manter a vida de microrganismos para fins de tratamento biológico. O pH das águas proteicas está situado entre 4,5 e 6,5; a DBO varia entre 1 500 e 30 000 mg/l.

O ácido cianídrico, quando presente, encontra-se em teores entre 10 e 250 mg/l. A quantidade de sólidos sedimentáveis é considerável, podendo ir de 5 a 50 ml/l. O aspecto dos despejos é esbranquiçado, às vezes marrom, e tem elevada turbidez, até 3 000 mg/l de SiO_2. O cheiro, é ácido característico, proveniente da decomposição da matéria nitrogenada.

Volume dos despejos

O volume das águas residuárias das fecularias depende muito da quantidade de água de lavagem, mas pode-se fixar em cerca de 2 a 4 m^3 por tonelada de matéria-prima manipulada. O volume relativo ao resíduo proteico corresponde a cerca de 1/5 do total, porém, a concentração desta parcela é de 3 vezes maior do que as águas de lavagem.

Tratamento

Os dados de literatura a respeito do tratamento das águas residuárias provenientes das diversas indústrias de extração de amido são muito redu-

zidos. Entretanto, tanto os despejos de fecularias utilizando raízes quanto os de indústrias de derivados do milho, nas poucas instalações existentes, têm sido tratados por processos biológicos convencionais, especialmente em filtros biológicos e tanques de lodos ativados, na maioria das vezes sem pré-tratamento. Têm sido aplicados filtros intermitentes de areia e, recentemente, para despejos de fecularias de mandioca, valos de oxidação sem pré-tratamento. Em todos os casos a redução da DBO tem sido superior a 90%, havendo casos de redução de 96% e até mais.

INDÚSTRIA DE EXTRAÇÃO DE ÓLEOS VEGETAIS

Origem dos resíduos líquidos

Os resíduos líquidos provêm da refinação do óleo bruto obtido por compressão de sementes oleaginosas, da lavagem dos panos filtrantes dos filtros-prensa e das águas de refrigeração e de recuperação de solventes.

Características dos resíduos

Na refinação do óleo, bem como na lavagem dos panos, originam-se águas fortemente alcalinas, carregadas de sabões, óleos, restos de células vegetais, matéria proteica, corantes vegetais fosfatados, resinas, terra Füller, lipase e outros.

Na extração por solvente, aparecem águas residuárias pouco poluídas, principalmente de refrigeração.

Freqüentemente é feita a desodorização do óleo, por meio de acidificação com ácido sulfúrico, seguida de arrastamento por vapor de água à baixa pressão. As águas condensadas contêm aldeídos, cetonas e óleos voláteis.

Volume dos despejos

Varia muitíssimo de indústria para indústria, podendo-se tomar uma média de 10 m^3 por tonelada de produto, com valores entre 5 e 30 m^3/t ou mais.

24

DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES SOBRE O TERRENO

INTRODUÇÃO

A importância da água como fator vital para a sobrevivência humana é um fato evidente e já bastante discutido em diversas áreas científicas.

O crescimento populacional verificado no mundo e a conseqüente concentração das populações em determinadas áreas, são fatores responsáveis, juntamente com o crescimento industrial, pela escassez crescente de águas em boas condições para o consumo doméstico ou qualquer outro uso específico. A quantidade de água disponível, de qualquer modo, é limitada e os mananciais estão sendo reutilizados com intensidade sempre maior. A situação vem se tornando cada vez mais crítica devido à acelerada poluição, o que pode transformar os recursos hídricos imprestáveis para os vários usos a que se prestam.

A água sempre foi reutilizada naturalmente pelo homem. O próprio ciclo natural da água — evaporação, precipitação, infiltração — é um dos casos de reutilização. As cidades captam águas superficiais de cursos de água e descarregam-nas, após terem sido usadas, nestes mesmos corpos de águas que, por sua vez, serão novamente usados a jusante por outras cidades e indústrias. No passado, a diluição natural dos cursos de água era suficiente para permitir que o sistema permanecesse satisfatório. Entretanto, nos dias atuais, o crescimento populacional e industrial mostra que é evidente a necessidade de se tratar todos os despejos antes de seu lançamento nos corpos de água receptores.

As cidades e indústrias necessitarão sempre de grandes quantidades de água. As medidas de controle de poluição incluem o tratamento das águas residuárias que, restauradas e em boas condições, irão encontrar novos usos. As águas residuárias necessitarão de um grau de tratamento cada vez maior ou poderão ser recirculadas após tratamento, principalmente nas indústrias, constituindo-se em um novo manancial de abastecimento com grande economia para mananciais naturais.

A água residuária tratada, pode ser reutilizada de uma maneira planejada para diversas finalidades. O reuso intencional de despejos tratados não é uma prática nova, entretanto, ultimamente tem havido um interesse crescente em relação à necessidade de sua reutilização.

Os seguintes reusos intencionais podem ser admitidos para despejos municipais e industriais, após tratamento adequado:

— como água não potável municipal;
— como água para abastecimento público;
— como água para recreação;
— como água para piscicultura;
— como água para aplicação no solo;
— como água para utilização industrial.

Abordaremos apenas o reuso para aplicação no solo, como um método de tratamento e disposição final e como um processo de reutilização controlada das águas residuárias.

A aplicação de águas residuárias no solo é mencionada desde tempos antes de Cristo, sendo praticada em Atenas, na Grécia. O uso de efluentes com o propósito de beneficiar a agricultura, foi aplicado na Alemanha já no século XVI. Desde esta época até hoje, a aplicação de efluentes no solo foi praticada em diversos países como Inglaterra, Austrália, México, França, África do Sul, Argentina, Israel, Índia, Hungria, Bélgica, Estados Unidos, etc.

MÉTODOS DE TRATAMENTO NO TERRENO

O tratamento no terreno é, normalmente, feito por um dos seguintes métodos:

— irrigação;
— escoamento;
— infiltração-percolação.

A seleção do método de tratamento é feita em função da permeabilidade do solo que, em última análise, irá fornecer a carga hidráulica de aplicação.

As Figuras 24.1 e 24.2 mostram os métodos de tratamento no terreno e os processos de irrigação e a Tabela 24.1 fornece dados comparativos das características principais dos três sistemas considerados.

Irrigação

É o sistema de tratamento no qual os despejos são aplicados no terreno por aspersão ou outras técnicas. As taxas hidráulicas normalmente variam de 0,3 a 1,5 cm/d, compreendendo áreas de 64 a 395 $m^2/m^3/d$ de despejos, mais uma área destinada ao tamponamento.

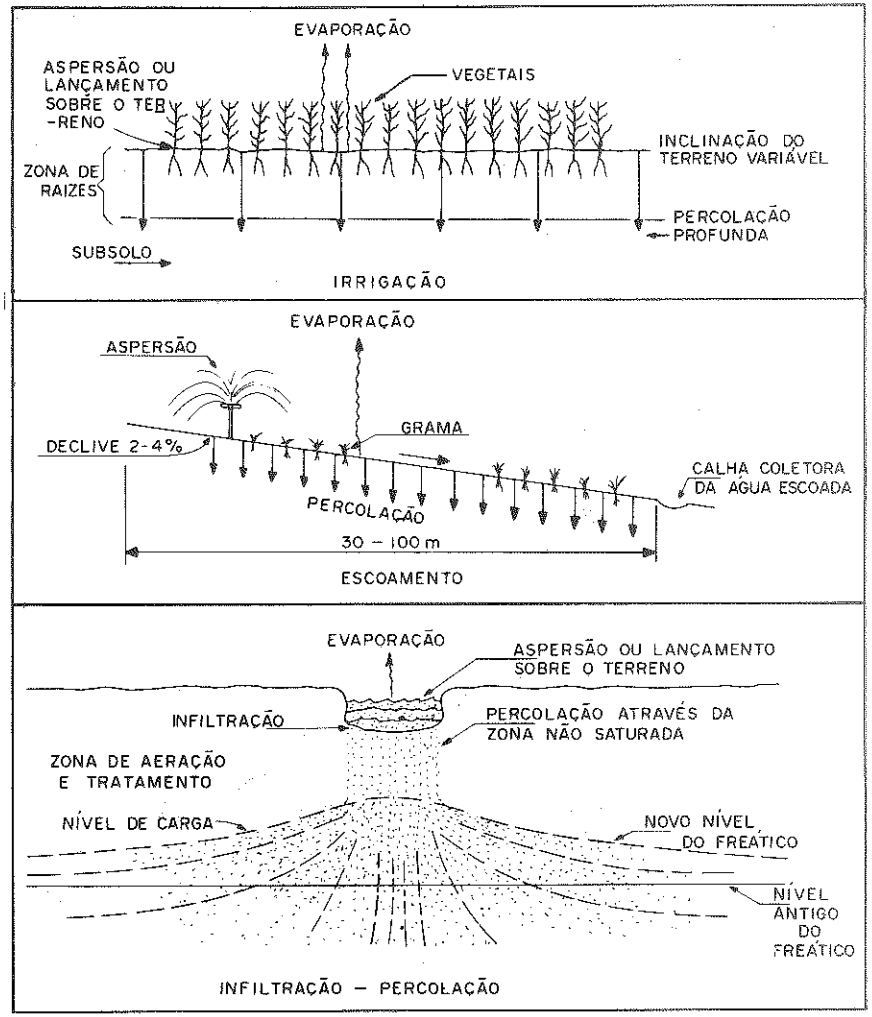


Fig. 24.1 – Métodos de tratamento no terreno

Um terreno argiloso, com boa drenagem, adapta-se melhor ao sistema de irrigação, particularmente nos locais em que a produção de vegetais é o objetivo principal. Contudo, terrenos de vários tipos deram resultados favoráveis a tratamento de despejos. Devem-se escolher terrenos em que as águas subterrâneas estejam a mais de 1,5 m de profundidade, a fim de prevenir a saturação da região das raízes.

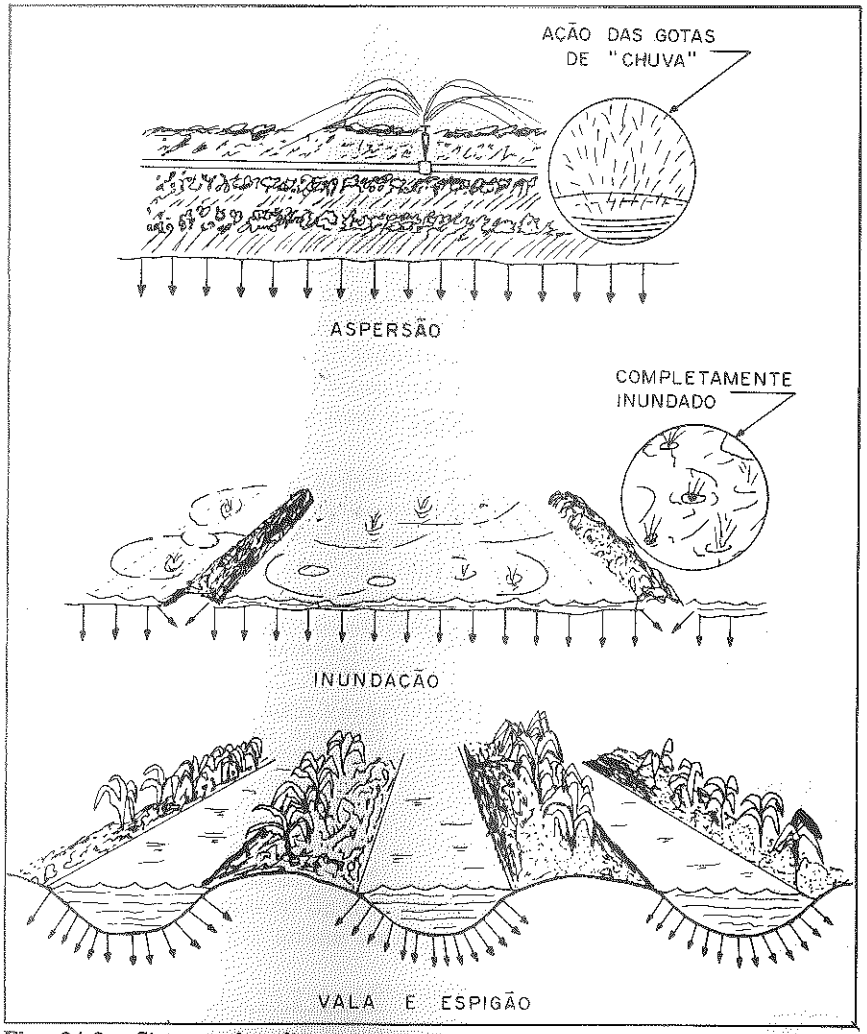


Fig. 24.2 – Sistemas de aplicação no terreno

A escolha da cobertura vegetal é muito importante nos sistemas de irrigação, pois, além de prevenir a erosão do solo, previne, também, a vedação de sua superfície devido à ação das gotas d'água. A estrutura das raízes da cobertura vegetal também auxilia na manutenção da capacidade de infiltração superficial, promovendo a expansão do solo e a dispersão de materiais que possam entupi-lo. As plantas são, também, as grandes responsáveis pela remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio. A remoção das substâncias orgânicas dos despejos é, principalmente, obtida pelos microrganismos existentes no solo.

Tabela 24.1 – Dados comparativos das características dos sistemas de tratamento

Coeficiente	*Sistema de tratamento adotado*		
	Irrigação	*Escoamento*	*Infiltração - Percolação*
Carga hidráulica (cm/d)	0,3 a 1,5	0,6 a 1,8	Maior que 1,5
Área necessária ($m^2/m^3.d$)	64 a 395, mais área de tamponamento.	395, mais área de tamponamento.	menor que 64
Tipo de solo	Moderadamente permeável; areia argilosa	Pouco permeável; terreno argiloso.	Muito permeável; areia ou areia com saibro.
Método de aplicação	Aspersão ou lançamento sobre o terreno	Aspersão	Aspersão ou lançamento sobre o terreno.

Nos sistemas de irrigação, a maior parte dos despejos é consumida pela evapotranspiração ou percolação pelo solo. Normalmente, a evapotranspiração é igual ou superior à percolação. Uma parte dos despejos pode tornar-se água de escoamento e as falhas no controle adequado dessas águas constituem-se nos problemas mais frequentemente verificados nesse sistema de tratamento.

Escoamento sobre o terreno

É uma maneira controlada de descarga, geralmente através de sistema de aspersão da água residuária sobre o solo, em que uma grande quantidade de efluente escoará como excesso. Os solos indicados para este tipo de disposição são os de baixa permeabilidade, tais como os argilosos. Além disso, deverão ser moderadamente inclinados. Geralmente planta-se grama

para promover um "habitat" para a biota e para evitar erosões. À medida que o efluente percola no terreno, uma grande quantidade se evapora, uma porção se infiltra no solo e o restante é coletado em canais. Como o efluente percola através da grama, os sólidos em suspensão são filtrados e a matéria orgânica é oxidada pelas bactérias que vivem na cobertura vegetal. Sistemas de aplicação no solo por escoamento em grama, estão sendo utilizados há vários anos, na Austrália, para tratamento de esgotos municipais, com eficiência em termos de sólidos em suspensão e DBO em torno de 95%

Infiltração-percolação

Este sistema é caracterizado pela percolação da maior parte dos despejos que eventualmente chegam ao subsolo. O método só é aplicável onde existe terreno altamente permeável, como areia ou greda arenosa.

Não existe uma divisão bem definida entre os sistemas de irrigação anteriormente descritos e o sistema de infiltração-percolação com alta taxa de aspersão. O que existe é taxa de aplicação no terreno variando de 0,2 cm/d a 30 cm/d: por isso, considera-se 15 cm/d como ponto divisório dos dois sistemas. A 15 cm/d, os sistemas infiltração-percolação, requerem cerca de 24 ha mais uma zona tampão para cada 3800 m³ de despejos aplicados.

Na Tabela 24.2 são comparados os três métodos de tratamento no terreno, para esgotos municipais.

CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DE EFLUENTES APLICADOS SOBRE O SOLO.

Características físicas

A característica física mais importante do esgoto doméstico para efeito de aplicação no solo é a quantidade de sólidos totais presente. Os sólidos incluem materiais flutuantes, suspensos, coloidais e dissolvidos. A importância dos sólidos é devida à tendência que os mesmos apresentam de obstruir os poros do solo e cobrir com uma camada a superfície do terreno. Outras características físicas são temperatura, cor e odor. A temperatura do esgoto é geralmente estável e não causa problema para aplicação no solo. A cor geralmente indica o estado do esgoto — se é esgoto fresco ou séptico — ou se contém outros tipos de despejos.

Parâmetros sanitários

DBO e DQO — O tratamento no terreno é um sistema altamente eficiente, sendo os dados de projeto, geralmente, baseados em cargas hidráulicas. Embora seja uma grande vantagem projetar sem preocupação com cargas orgânicas, existe uma regra simples de que até 250 kg DBO/ha.d podem ser colocados no terreno, com segurança, na indústria de celulose e papel. Taxas substancialmente mais altas (até 750 kg DBO/ha.d) podem ser lançadas quando se trata de despejos da indústria alimentícia, principalmente quando a estação de colheita e industrialização dura apenas uns poucos meses e o sistema adotado é o de infiltração-percolação.

Tabela 24.2 – Comparação dos métodos de tratamento no terreno para esgotos municipais

Objetivo	*Tipo de Aplicação*		
	Irrigação	*Escoamento*	*Infiltração*
Uso como um processo de tratamento para recuperação e remoção da água	Impraticável	50 a 60% de recuperação	mais de 90% recuperação
Uso para tratamento terciário			
– para remoção de DBO e sólidos suspensos	90 – 99%	90 – 99%	90 – 99%
– para remoção de nitrogênio	mais de 90%	70 – 90%	0 – 80%
– para remoção de fósforo	90 – 99%	50 – 60%	70 – 95%
Uso na lavoura para comercialização	excelente	razoável	pobre
Uso como reciclagem direta para o solo	completo	parcial	completo
Uso para recarga de água subterrânea	0 – 30%	0 – 10%	mais de 90%

Sólidos em Suspensão — Normalmente constituem a principal causa de problemas operacionais, como entupimento dos aspersores e colmatação da superfície do solo. O pré-tratamento remove os sólidos e minimiza esses problemas.

Nitrogênio — Normalmente não constitui preocupação para o tratamento, pois é quase que completamente eliminado pela vegetação do solo e

pela assimilação das bactérias. Excetuam-se os despejos de laticínios, da industrialização da batata e de frigoríficos.

pH — Os despejos que possuem pH entre 6,0 e 9,5 geralmente têm boa aceitação para aplicação no terreno, que possui qualidades excepcionais de tamponamento.

Temperatura — Despejos com alta temperatura, podem esterilizar o solo e dificultar o crescimento da vegetação de cobertura.

Metais Pesados — O solo possui uma grande capacidade de adsorção de metais pesados. Porém, se a capacidade de recepção do solo for ultrapassada, os metais poderão ser lixiviados para o subsolo (sob condições ácidas do solo) ou inibir o crescimento das plantas.

Despejos industriais contendo quantidades significativas de metais pesados não são aceitáveis para aplicação no solo. Esses metais podem se acumular no solo, sendo posteriormente absorvidos pelas plantas, entrando assim na cadeia alimentar. Os teores de metais pesados no solo que podem ser considerados como perigosos para as plantas e posterior transmissão na cadeia alimentar, ainda não estão bem definidos e uma série de estudos a respeito está sendo desenvolvida em diversos países. David Rurves, desenvolveu uma série de experimentos durante vários anos, envolvendo um aumento nas concentrações dos elementos B, Cu, Pb, Zn, Cd, em solos, com vistas a determinar os níveis fitotóxicos destes elementos para aveia, cravo, rabanete e alface. Os resultados do experimento, embora ainda não totalmente completo, indicam que um efeito tóxico nestas plantas é possível quando são encontrados teores no solo superiores a 3 mg/l de B extraído em água, 30 mg/l de Cu extraído em EPTA, 200 mg/l de Zn extraído em ácido acético e 20 mg/l de Cd extraído em ácido acético. O elemento Pb não foi absorvido pelas plantas mesmo em solos altamente contaminados, não tendo sido observados efeitos fitotóxicos em concentrações de até 200 mg/l de Pb solúvel acrescentado ao solo. Observações de Rurves indicaram, também, que teores bastante altos de Cd (mais de 60 mg/l em matéria seca), podem estar presentes em folhas de alface antes de um sintoma fitotóxico visual ou que qualquer redução no rendimento da produção seja notada, indicando que uma planta aparentemente normal, pode não ser aceitável para o consumo humano ou animal.

Detergentes — Grandes concentrações de detergentes em despejos residuários, podem torná-los imprestáveis para a aplicação no solo. Águas residuárias contendo detergentes não-biodegradáveis, podem ser prejudiciais para o desenvolvimento das plantações. Este efeito negativo é mencionado devido a uma modificação no balanço da umidade do solo, com uma conseqüente drenagem muito rápida do líquido.

Salinidade

Nos projetos de irrigação, os problemas de salinidade da água e do solo devem ser investigados em conjunto, sendo essencial a manutenção de um equilíbrio adequado.

O balanço de sais deve ser verificado e controlado ao longo do tempo, determinando-se periodicamente a constante do regime salino, definida pela equação:

$$r = S_2 - [S_1 + \frac{aV}{ep} \cdot 10^{-5}]$$

em que:

r = constante do regime salino, g/100 g de solo;
S_2 = teor de sais solúveis do solo na última determinação, em g/100 g de solo;
S_1 = idem, na determinação anterior;
a = concentração de sais na água de irrigação, g/l;
V = quantidade de água aplicada, m^3;
e = espessura da camada considerada de solo, m;
p = peso específico bruto do solo.

Essa equação poderá ser usada no cálculo da concentração máxima de sal permissível na água de irrigação, para que se mantenha o equilíbrio salino.

Para que o teor salino do solo não seja alterado pela irrigação, pode-se determinar a concentração salina máxima da água de irrigação, fazendo-se:

$$a = \frac{r.e.p.}{V.\ 10^{-5}}$$

Nas regiões áridas, com intensa evaporação, a perda de água para a atmosfera produz maior concentração salina.

O aumento da salinidade da água reduz sua capacidade de remoção ou arrastamento de sais, trazendo, com o decorrer do tempo, em conseqüência, maior demanda.

O boro, um dos elementos mais estudados pelos especialistas, serve como exemplo interessante: traços de boro podem ser considerados essenciais para o desenvolvimento das plantas. Em concentrações além de 0,5

mg/l, esse elemento passa a ser nocivo para diversas culturas. Teores acima de 2,5 mg/l devem ser considerados perigosos. A remoção de boro do solo exige grandes quantidades de água.

A concentração salina admissível nas águas para irrigação depende de muitos fatores. Pode-se, entretanto, e de modo geral, indicar que quantidades em torno de 700 mg/l são prejudiciais a algumas plantas, e teores acima de 2.000 mg/l, nocivos à maioria das culturas.

Normalmente, os solos das regiões áridas apresentam o cálcio e o magnésio como principais cations e o sódio com porcentagens abaixo de 5% em termos dos cations trocáveis.

O aumento da porcentagem de sódio impede a agregação da terra, endurece o solo e aumenta a impermeabilidade.

Felizmente, no intercâmbio de cations a tendência é no sentido de o cálcio e o magnésio substituírem o sódio, e não o inverso: por essa razão, a relação entre esses três cations constitui índice de grande importância para avaliação da qualidade da água.

Trata-se da Relação de Adsorção do Sódio — RAS — definida pela equação:

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\sqrt{(Ca^{++} + Mg^{++})/2}}$$

Nessa expressão, a concentração de ions é dada em equivalentes por milhão — miligramas/litro divididos pelo peso atômico e pela valência.

Valores elevados desse índice provocam no solo a tendência para endurecimento.

O Departamento de Agricultura dos Estados Unidos propôs a classificação das águas em quatro categorias, em função do RAS e da condutividade elétrica (ver Fig. 24.3).

Pode-se reduzir esse índice mediante a adição ou aplicação, às águas ou ao solo, de compostos de cálcio, como o gesso.

Outros parâmetros de importância, no julgamento da qualidade de uma água, são os índices porcentuais de sódio e de magnésio:

$$Na = \frac{100\ Na^{+}}{Ca^{++} + Mg^{++} + Na^{+} + K^{+}}$$

$$Mg = \frac{100\ Mg^{++}}{Ca^{++} + Mg^{++}}$$

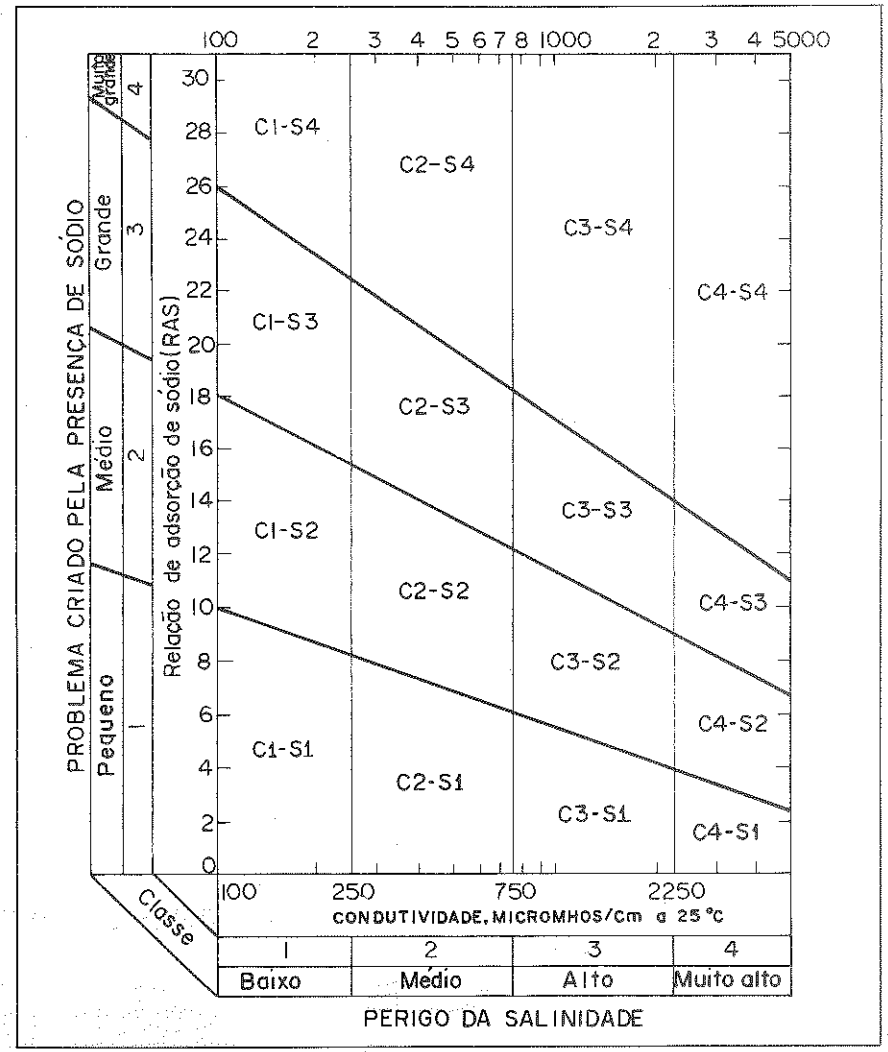


Fig. 24.3 – Diagrama para a classificação de águas de irrigação (US. Dept. of Agriculture – Circ. 969)

Para cada caso existem limites prudentes, obtidos através da experiência. Para o sódio, por exemplo, procura-se manter o porcentual abaixo de 70%.

A salinidade da água de irrigação ou do solo pode ser aferida tanto pelos teores químicos — expressos em miligramas/litro ou em miliequiva-

lentes por litro — como pela condutividade elétrica expressa em micromhos por centímetro, a 25°C ou, ainda, em milimhos, com base na correlação conhecida. Uma relação aproximada entre a condutividade e concentração salina pode ser admitida: 1 milimho/cm ≅ 640 mg/l de sais.

A condutividade oferece a vantagem de simplicidade, podendo ser facilmente determinada no campo, através de medidores portáteis.

As indicações do Departamento de Agricultura dos E.U.A. sobre o teor salino aferido pela condutividade, estão na Tabela 24.3.

Tabela 24.3 – Indicação sobre o teor salino aferido pela condutividade

Salinidade milimhos/cm	*Efeitos nas plantas*
0 – 2	Negligíveis
2 – 4	Restrições para as plantas mais sensíveis
4 – 8	Restrições para várias culturas
8 – 16	Apenas as plantas mais tolerantes podem desenvolver-se
acima de 16	Plantas excepcionais podem produzir

Os valores mais altos da salinidade causam o subdesenvolvimento das plantas e a redução dos produtos agrícolas. Entre as culturas mais sensíveis, incluem-se o arroz, o milho, a batata, o feijão, a cebola, etc. Para estes produtos, o rendimento agrícola se reduz nos casos em que a condutividade elétrica atingir os valores expressos na Tabela 24.4

Tabela 24.4 – Redução do rendimento agrícola em função da condutividade elétrica

Cultura	*Redução de 10% (milimhos/cm)*	*Redução de 25% (milimhos/cm)*
Arroz	5	6
Milho	5	6
Feijão	1	2
Batata	2,5	4
Cebola	2	3

Uma relação completa encontra-se no Boletim de Informações 283, do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, cuja apresentação gráfica é reproduzida na Figura 24.4.

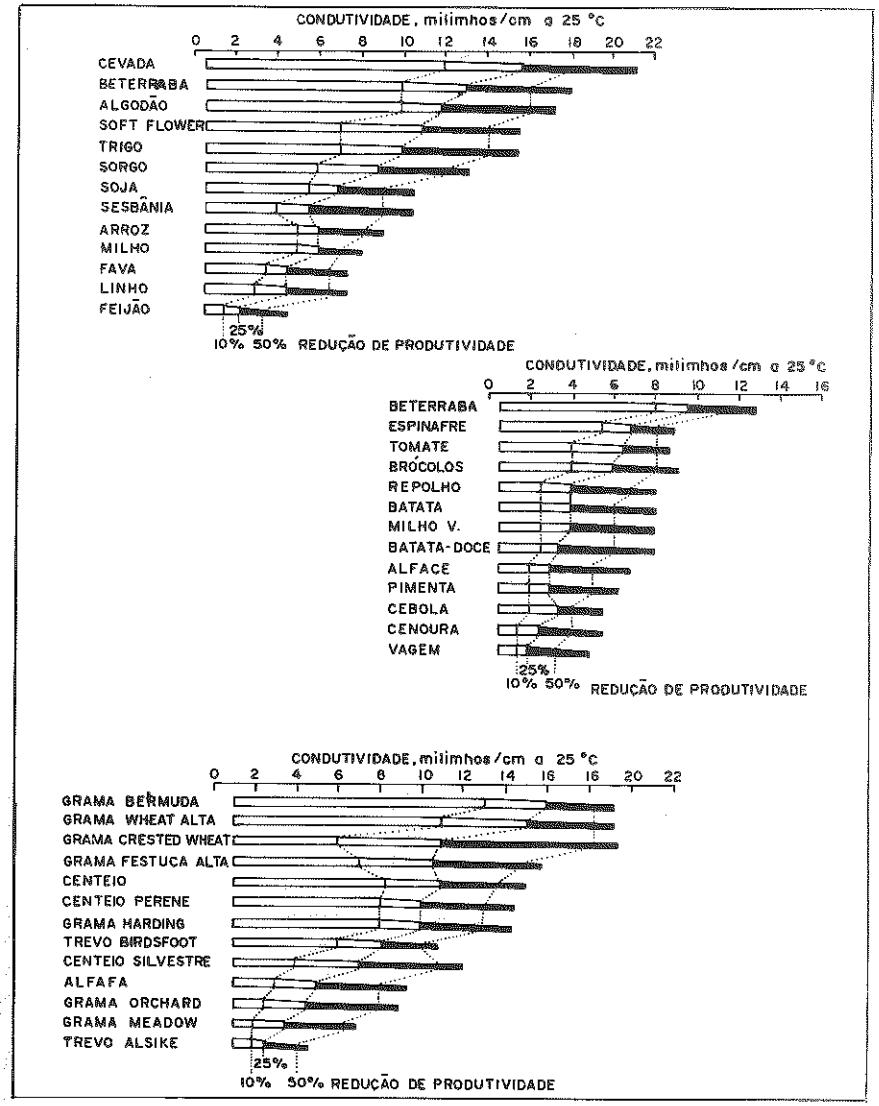


Fig. 24.4 – Tolerância de culturas à salinidade (U.S. Dept. of Agriculture, Bol. 283)

Israelsen, divulgou um quadro de tolerância das plantas à salinidade, preparado pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, cuja tradução é apresentada na Tabela 24.5.

Tabela 24.5 – Tolerância de plantas à salinidade*

Tipo de planta	*Grupo I Boa Tolerância*	*Grupo II Tolerância Moderada*	*Grupo III Pouca Tolerância*
Frutas	Tâmaras	Romã, Figo, Uva, Oliva	Toronja, Pera, Amêndoa, Abricó, Pêssego, Ameixa, Maçã, Laranja, Limão.
Verduras e culturas	Beterraba, *Brassica napus, Brassica oleracea acephala,* Algodão.	Alfafa, Linho, Tomate, Aspargos, Setária, Sorgo, Centeio, Aveia, Arroz, Melão Alface, Girassol, Cenoura, Espinafre, Cebola, Pimenta, Trigo.	Sativa, Ervilha, Aipo, Repolho, Alcachofra, Couve-flor, Batata-doce, Batatinha, Vagem.
Forrageiras	Grama *Sporobolus wrightii;* Grama salobra, Bermuda, Rhodes, Centeio selvagem, Grama "Western wheat".	Trevos (espécies "sweet") Erva castelhana, Bromus da Montanha, Cevada, Trevo "Birdsfoot", Grama "Dallis", Grama Sudan, Alfafa da Califórnia, Centeio, Trigo, Aveia, Grama "Orchard", Grama azul, Grama "Meadow-Poa", Trevo híbrido, Trevo gigante, Bromus suave, Grama "Meadow" alta, Leguminosa *Vicia sativa*, Trevo azedo.	Trevo holandês, Grama "Meadow foxtail", Trevo "Alsike", Trevo vermelho, Trevo Ladino, Sanguisorba.

(*) Lista parcial. A apresentação em cada quadrícula começa pelas plantas mais tolerantes e termina com as menos tolerantes.

A qualidade de uma água de irrigação não pode ser julgada com base em um ou dois parâmetros. Na realidade, somente pode ser bem definida através de várias determinações, que se completam com dados relativos ao solo, condições de drenagem, tipo de cultura, clima, etc.

A Califórnia, através do seu Conselho de Recursos Hidráulicos, estabeleceu um critério interessante, apresentado na Tabela 24.6, para a classificação das águas de irrigação.

Tabela 24.6 – Critério para classificação das águas de irrigação

Classes	*Sódio (%)*	*Sol. totais (mg/l)*	*Boro (mg/l)*	*Cloretos (mg/l)*	*Sulfatos (mg/l)*
I – De excelente para boa	0 – 60	0 – 700	0 – 0,5	0 – 177	0 – 960
II – De boa para má	60 – 75	700 – 2.100	0,5 – 2,0	177 – 355	960 – 1.920
III – Inadequada	> 75	> 2.100	> 2,0	> 355	> 1.920

FATORES QUE AGEM NA ESCOLHA DE UM SISTEMA DE APLICAÇÃO

Clima

O clima é um importante fator para a decisão da escolha do sistema de aplicação no solo. Parâmetros como a variação de temperatura, precipitação anual, umidade e velocidade dos ventos, têm um efeito direto na quantidade de água que pode ser disposta em uma certa localidade. Estes fatores afetam também o tipo de plantação que pode se desenvolver com sucesso em uma determinada área.

Em zonas áridas, as águas residuárias podem ser utilizadas para regar as plantações. Em áreas em que o período de plantação é muito longo, a aplicação no solo para efeito de irrigação pode ser feita durante todo o ano, sem que haja necessidade de se estocar os despejos por períodos longos. Em zonas úmidas, a evapotranspiração pode ser inibida e em áreas quentes pode haver criação de condições sépticas e consequentes problemas de odor e aparecimento de insetos. Em todos os casos as condições climáticas afetam a taxa de aplicação dos despejos no terreno e a capacidade de assimilação do solo.

Tipo de despejo

Em geral, a literatura sobre o assunto, mostra que a aplicação no solo pode ser usada para a maioria dos despejos orgânicos, incluindo despejos de estações de tratamento de esgotos com ou sem despejos industriais,

além de despejos de indústrias, como a maioria das alimentícias, laticínios, papel e celulose e algumas indústrias químicas. Despejos com grandes concentrações orgânicas necessitarão de grandes extensões de área ou baixas taxas de aplicação. A Tabela 24.7 indica as taxas de aplicação orgânica mais comuns para algumas indústrias. Estes dados fornecem apenas uma estimativa e devem variar de indústria para indústria e com as condições do solo, clima, etc.

Tabela 24.7 – Taxa de aplicação orgânica no solo

Despejos	*Carga Orgânica (kg DBO/ha. dia)*
Dextrose	1 026
Papel e celulose	225
Despejo bruto e industrial (Índia)	25 – 150
Laticínios	12 – 125
Indústria de conservas	100 – 2 000
Sobrenadante de digestores	2 – 90
Curtume (Canadá)	93

Despejos tóxicos e com concentrações anormais de metais pesados não podem ser aplicados no solo. O boro é o elemento mais importante a ser considerado, uma vez que é altamente tóxico a concentrações acima de 3,0 mg/l. A Tabela 24.8 fornece os teores de boro tolerados por alguns tipos de plantação.

Tipo de solo e condições do lençol d'água subterrâneo

A aplicação da água residuária para a irrigação do solo, será ineficaz se o solo não for favorável ao efluente, se não permitir que ele percole para

Tabela 24.8 – Limites de boro para alguns tipos de plantação

Plantação	*Teores de Boro (mg/l)*
Frutas	0,3 – 1,0
Trigo e cevada	1,0 – 2,0
Alfafa	2,0 – 4,0

o lençol subterrâneo ou se não promover o efeito de purificação natural que o contato com o solo produz. Portanto, a natureza da camada de cobertura do solo e a posição do lençol subterrâneo, são importantes fatores na aplicabilidade do processo para irrigação.

Solos leves, granulares, com uma textura grosseira tais como os arenosos, oferecem geralmente boas condições de drenagem e prestam-se para a aplicação por infiltração-percolação. Por outro lado, solos pesados, com uma textura fina, tais como os argilosos, oferecem poucas condições de drenagem, sendo mais indicados para escoamento superficial.

Quase todos os tipos de solo são eficientes na remoção de matéria orgânica. A remoção resulta da ação filtrante do solo seguida pela oxidação biológica do material orgânico. Solos argilosos, com textura fina, ou solos com uma considerável quantidade de matéria orgânica, tais como solos de marga, também reterão os constituintes da água residuária através dos mecanismos de adsorção, precipitação e troca iônica.

Taxa de aplicação

A taxa de aplicação tem uma influência direta na determinação da necessidade de área. Reciprocamente, a natureza do solo tem igualmente um grande efeito na taxa de aplicação.

Com uma vazão de projeto fixada, a taxa de aplicação determinará a área necessária para o sistema. Uma taxa empírica de 5 cm por semana é utilizada para a avaliação preliminar da área para várias instalações. Com relação à taxa de aplicação orgânica, valores médios situam-se em torno de 40.000 kg DBO/ha/ano para os diversos sistemas. A maioria dos sistemas são dimensionados, entretanto, com base principalmente em taxas de aplicação hidráulica, que é uma função direta da capacidade de drenagem do solo. De qualquer modo, para cada local, devem-se adotar taxas de aplicação que sejam função do tipo de solo, tipo de água residuária, tipo de aplicação, declive do local, precipitação pluviométrica e outras condições climáticas além da freqüência da aplicação.

Métodos de aplicação

A escolha entre a aplicação de águas residuárias, por exemplo, para irrigação de áreas através de sistemas de aspersão ou métodos por distribuição direta no solo, pode ser comparada com a escolha, no campo da Engenharia, entre o concreto e asfalto para pavimentação de ruas e estradas. A escolha deve ser feita com base nas necessidades da terra e plantações, com base na natureza do solo e na sua inclinação natural e outras condições locais tais como dispersão de aerossóis e produção de odor. O

custo comparativo deve ser considerado, incluindo alternativas de distribuição por pressão ou gravidade.

A irrigação por aspersão envolverá a construção de tubulações de distribuição — estacionárias ou móveis — a instalação de equipamentos para bombeamento, etc. O custo comparativo de irrigação por aspersão, distribuição por valas e espigões ou inundação do terreno ou outros meios de aplicação no solo, devem ser um fator decisivo para elaboração do projeto. Geralmente a aplicação por sistemas de aspersão é feita em áreas mais úmidas, enquanto que a aplicação na superfície é predominante em áreas de clima quente e regiões secas.

Facilidades de manutenção e aplicação sazonal

Pode existir uma defasagem em algumas instalações entre a taxa e continuidade de produção de água residuária e a capacidade do solo de aceitar a aplicação dos efluentes. No caso de sistemas para esgotos municipais, a água residuária é produzida durante 24 h/d todo o ano, porém, vazões de pico são verificadas. No caso de indústrias, a água residuária pode ser produzida sazonalmente, como se verifica nas indústrias alimentícias.

Por outro lado, a alternância dos períodos de precipitação pluviométrica pode afetar a capacidade do solo de receber os despejos: assim, em períodos de seca pode ser necessária maior irrigação auxiliar do que a quantidade fixa produzida por uma comunidade ou indústria e no período de chuvas intensas pode ocorrer a necessidade de se reduzir ou até suspender a aplicação.

Pré-tratamento para as águas residuárias

A necessidade de pré-tratamento depende das exigências das autoridades locais em cada país.

Para irrigação agrícola de alimentos que podem ser consumidos crus pelo homem ou animais não é recomendado o uso de águas residuárias sem um prévio tratamento.

Diversos países utilizam esgoto bruto para aplicação no solo, como é o caso da Índia e Austrália. Neste último país, o esgoto bruto é aplicado no solo de diversas maneiras para formação de pastos, onde os animais (bois e ovelhas) se alimentam diretamente. Este sistema tem sido aplicado com sucesso em solos arenosos e de baixa produtividade agrícola, verificando-se ótimos resultados na produtividade.

Custos de investimento e operação

A aplicação de efluentes no solo é um processo relativamente simples

e não muito dispendioso. Os custos devem ser considerados dependentes do sistema de tratamento necessário. Deve ser incluído, inicialmente, o custo para transportar os efluentes tratados para a área de aplicação, seja por gravidade — através de sistemas de canais ou tubulações — ou através de bombeamento. No local, os custos envolvidos devem incluir o custo da terra, sistemas de peneiramento, distribuição e bombeamento, sistemas aspersores e reservatórios para operação ou estocagem.

Para manutenção e operação, deve-se incluir além de outros custos, a mão-de-obra, energia, substituição de bombas e sistemas de distribuição, amostragem e controle de laboratório.

Considerações sobre saúde pública

Os aspectos de saúde pública são relacionados com:

— bactérias patogênicas e vírus presentes em águas residuárias municipais e as possibilidades de transmissão para homens e animais;
— substâncias químicas que podem ser perigosas para a saúde;
— propagação de insetos que podem ser vetores na transmissão de doenças.

O uso de efluentes sem um tratamento adequado, deve ser evitado quando se pretende irrigar alimentos para consumo humano ou animal, que podem ser ingeridos crus. A Tabela 24.9, apresenta o tempo de sobrevi-

Tabela 24.9 – Sobrevivência de patogênicos e coliformes em produtos agrícolas e forrageiros

Organismos	*Produtos agrícolas e forrageiros*	*Tempo de sobrevivência*
Salmonella	Forragem	12 – 42 dias
	Raízes das plantas	10 – 53 dias
	Folhas de vegetais	1 – 40 dias
	Produtos de pomares	18 h – 2 dias
Shigella	Forragem	2 dias
	Folhas de vegetais	2 – 7 dias
	Produtos de pomares	6 dias
Enterovirus	Raízes das plantas	15 – 60 dias
	Folhas de vegetais	15 – 60 dias
Ascaris (ovos)	Folhas de vegetais	27 – 35 dias
Entamoeba hystolytica	Folhas de vegetais	2 – 3 dias
Coliformes totais	Folhas de vegetais	12 – 34 dias
	Folhas de vegetais	35 dias

vência para organismos patogênicos e coliformes em produtos agrícolas e forragem para animais.

Com relação à normalização para o uso de despejos em sistemas de irrigação, não existe uma legislação padrão que regulamente a aplicação de efluentes no solo. Cada país possui suas próprias normas. Em alguns países, como nos Estados Unidos, cada Estado possui suas próprias leis de regulamentação da aplicação no solo. A Tabela 24.10 apresenta as recomendações de pré-tratamento para irrigação, adotadas em diversos países (Relatório OMS, 1973).

Cobertura do solo

Os levantamentos dos locais de aplicação de efluentes no solo, indicam que a cobertura do solo com grama e outras plantações conjuntas é mais comum para efluentes municipais e que apenas gramas sem outras plantações são comuns para efluentes industriais.

Da análise dos vários sistemas em funcionamento, chegou-se à conclusão que a aplicação de efluentes em plantações tem promovido um aumento na produtividade sem sacrificar as qualidades dos produtos. Da mesma maneira, têm-se observado que em silviculturas o crescimento das árvores tem aumentado, e mesmo duplicado, como resultado da irrigação com águas residuárias.

Os seguintes resultados foram verificados na irrigação com esgotos municipais: em capim para forragem, houve um crescimento de 300 a 400%; em cereais, de 20 a 50%; em plantas radiculares, 100%; o acréscimo no conteúdo de proteína em forragens foi de 6 a 17%.

A Tabela 24.11 fornece diversas características para os três sistemas de aplicação no solo.

APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA INDUSTRIAL NO SOLO

A aplicação no solo com efluentes industriais como método de tratamento é relativamente recente. Por volta de 1940 é que aparecem os primeiros trabalhos relatados na literatura sobre o assunto. Dessa época em diante, houve um enorme acréscimo, em diversos países, da aplicação no solo de efluentes industriais.

Um levantamento feito nos Estados Unidos, em 1965, mostra que um terço dos sistemas de aplicação no solo com despejos residuários era feito apenas por indústrias alimentícias.

O principal fator responsável por este crescimento acelerado na aplicação de efluentes industriais no solo, é o controle da utilização dos recur-

Tabela 24.10 – Recomendações para irrigação com águas residuárias, adotadas em diversos países

Plantações	*Califórnia*	*Israel*	*África do Sul*	*República Federal da Alemanha*
Pomares e vinhas	Efluentes primários: não é permitida a irrigação por aspersão.	Efluente secundário	Efluente terciário: cloração mais concentrada possível. Não é permitida irrigação por aspersão.	Não é permitida irrigação por aspersão.
Forragem, fibras e sementes para plantas.	Efluentes primários: irrigação superficial ou por aspersão	Efluente secundário: porém, para sementes de vegetais comestíveis, não é permitido.	Efluente terciário	Pré - tratamento com grade e decantação. Para irrigação por aspersão: tratamento biológico e cloração.
Alimentos para consumo humano após serem cozidos.	Para irrigação superficial: efluente primário. Por aspersão: efluente secundário com desinfecção (menos de 23 coliformes por 100ml)	Vegetais para consumo humano: só com desinfecção	Efluente terciário	Irrigação até 4 semanas antes da colheita.
Alimentos humanos	Para irrigação superficial : não mais de 22 organismos coliformes por 100 ml. Por aspersão: coagulação, filtração e desinfecção. Permitido a turbidez de 10 unidades.	Não podem ser irrigados a menos que se tratem de frutas que devem ser descascadas antes de serem comidas.		Batatas e cereais: irrigação somente no estágio de florescimento.

Tabela 24.11 – Características comparativas entre os sitemas de aplicação no solo

Fator	*Irrigação*	*Escoamento*	*Infiltração*
Taxa de aplicação hidráulica	1,3 a 10 cm/semana	5 a 15 cm/semana	10 a 30 cm/semana
Aplicação anual	50 a 240 cm/ano	240 a 730 cm/ano	550 a 15 000 cm/ano
Necessidade de área para aplicação de 1000m^3/dia	15 a 58 ha (mais área de segurança)	5 a 15 ha (mais área de segurança)	0,2 a 7 ha (mais área de segurança)
Técnica de aplicação	Aspersão superficial; solos com permeabilidade moderada com boa produtividade quando irrigados.	Usualmente aspersão; levemente permeáveis tais como solos argilosos.	Usualmente superficial; solos bastante permeáveis tais como solos arenosos.
Probabilidade de influenciar o lençol subterrâneo	Moderada	Fraca	Certa
Distância necessária para o lençol d'água	Cerca de 1,5 m.	Indeterminada	Cerca de 4,5 m.
Perdas de águas residuárias	Predominantemente por evaporação e infiltração no solo.	Descarga superficial predomina sobre evaporação e infiltração	Infiltração para o lençol subterrâneo

sos hídricos que vem se desenvolvendo em diversos países. A aplicação no solo de águas residuárias é um meio de se evitar descargas nas águas superficiais e uma alternativa econômica em alguns casos, quando comparada com os métodos convencionais de tratamento.

Nos países em que a aplicação de resíduos industriais no solo se dá com maior intensidade, verificou-se que as indústrias que mais se utilizam desse método são as de processamento alimentar, de papel e celulose e laticínios. O fato, deve-se, provavelmente, a sua localização em áreas rurais e à natureza das águas residuárias, geralmente sem grandes problemas de toxidez e facilmente biodegradáveis.

Os métodos de aplicação no solo podem ser considerados os mesmos tanto para esgotos domésticos como para despejos industriais.

Apesar dos despejos industriais conterem vários constituintes que também são encontrados no esgoto doméstico, suas qualidades variam enormemente de indústria para indústria. Mesmo em indústrias similares, as águas residuárias podem variar de acordo com a técnica de processamento usada. Portanto, cada caso seve ser estudado separadamente e cada linha de despejo deve ser caracterizada para as diversas unidades de fabricação. A Tabela 24.12 mostra uma faixa de variação de alguns parâmetros para a aplicação das águas residuárias no solo.

Tabela 24.12 – Características para várias águas residuárias industriais aplicadas no solo

Parâmetros Sanitários	*Indústrias*		
	Alimentícias	*Papel e Celulose*	*Laticínios*
DBO (mg/l)	200 - 4 000	60 - 30 000	4 000
DQO (mg/l)	300 - 10 000	–	–
Sólidos em suspensão (mg/l)	200 - 3 000	200 - 100 000	–
Sólidos fixos filtráveis (mg/l)	1 800	2 000	1 500
Nitrogênio total (mg/l)	10 - 50	–	90 - 400
pH	4,0 - 12	6 - 11	5 - 7
Temperatura (°C)	60	90	–

A experiência brasileira com aplicação de despejos industriais no solo, está praticamente resumida aos despejos de usinas de cana-de-açúcar com produção de álcool, onde já existem grandes quantidades de estudos a respeito e um desenvolvimento de *know-how* nacional.

O maior número de sistemas de aplicação no solo de despejos de usinas de açúcar, está concentrado no Estado de São Paulo, onde praticamente todas as indústrias açucareiras se utilizam deste método para disposição final da vinhaça. Isto se deve principalmente ao fato de o Estado de São Paulo ter sido o primeiro a iniciar o controle de poluição das águas, no Brasil. As usinas de açúcar — por serem em maior número e por possuírem a maior carga poluidora potencial do Estado — foram as primeiras a sofrerem a ação do órgão de controle.

A aplicação da vinhaça ou restilo no solo como um método de irrigação da lavoura, foi efetuada no Brasil primeiramente no Estado de Pernambuco. Já em 1918 foram feitas experiências com a vinhaça como fertilizante nos canaviais. O Prof. Justus Max Liebuig, da Escola de Engenharia e Química de Pernambuco, propunha, em 1924, a utilização da vinhaça como fertilizante dos canaviais. Em 1943 o Prof. Gonçalves de Lima, patenteou um método de utilização da vinhaça na lavoura tendo posteriormente transferido o registro para o Estado de Pernambuco.

O Prof. Jayme Rocha de Almeida, do Instituto Zimotécnico de Piracicaba, São Paulo, iniciou mais tarde, no início dos anos cinqüenta, um estudo do comportamento da vinhaça na lavoura. Estudos complementares do mesmo Professor mostram que qualquer tipo de vinhaça, independente do seu grau de acidez, quando incorporada ao solo, sofre uma decomposição microbiana de sua matéria orgânica coloidal e dos ácidos orgânicos presentes com as seguintes conseqüências para o solo:

— eleva o pH, neutralizando ou alcalinizando o solo;
— melhora suas propriedades físicas e químicas;
— aumenta seu poder de embebição;
— ocasiona maior retenção de sais minerais;
— proporciona condições ótimas para o desenvolvimento da cana-de-açúcar;
— restaura, conserva ou aumenta sua fertilidade;
— aumenta consideravelmente sua microflora.

A irrigação com vinhaça em usinas de açúcar e álcool, tem sido empregada através de dois sistemas:

— por distribuição através de valas e espigões;
— por distribuição através de caminhões, com ou sem complementação de nutrientes.

Em ambos os sistemas, a vinhaça pode ser empregada com ou sem diluição. Geralmente recomenda-se a aplicação da vinhaça diluída

A Tabela 24.13 indica as taxas de aplicação para irrigação da cana soca, por valas e espigões, com a vinhaça diluída e pura e a quantidade de nutrientes aplicada.

Tabela 24.13 — Taxa de aplicação para irrigação da cana soca através de distribuição por valas e espigões, com vinhaça diluída e pura e quantidades de nutrientes aplicadas

Amostragem	*Volume distribuído (m^3/ha)*		*Nutrientes adicionais*		
	Mistura	*Vinhaça*	*N (kg/ha)*	*P_2O_5 (kg/ha)*	*K_2O (kg/ha)*
1	5 411	541	695	101	2 597
2	10 871	1 087	1 397	203	5 218
3	6 845	684	879	128	3 283
4	5 222	522	671	98	2 506
5	5 019	502	645	94	2 410

O "Relatório sobre a aplicação da vinhaça na cultura da cana-de-açúcar, na safra de 1975, na Usina Costa Pinto", mostra que a irrigação feita por sistemas de caminhões, com taxas de aplicação de 47 m³/ha, forneceu resultados favoráveis. Foi observado que a aplicação da vinhaça, neste caso, forneceu, em 1975, um lucro líquido de Cr$ 631,59/ha em relação à adubação mineral.

De qualquer modo, a distribuição por caminhões permite uma distribuição mais uniforme no terreno e conseqüentemente taxas de aplicação mais baixas.

No entanto, a definição de um tipo de irrigação do solo com a vinhaça em usinas ou destilarias, deve ser estudada levando-se em conta as condições particulares para cada caso, considerando os fatores que afetam a aplicação no solo com águas residuárias.

Além das usinas de açúcar e álcool, a experiência brasileira com despejos industriais aplicados no solo, com a finalidade de irrigação ou com outras finalidades específicas, é praticamente nula. Todavia, devido às exigências das legislações vigentes, já existe uma tendência no sentido de se aplicar os despejos no solo como uma medida de tratamento e disposição final dos efluentes industriais. Podemos citar, atualmente, no Estado de São Paulo, a indústria Duratex S/A Indústria e Comércio, que fará aplicação de seus efluentes no solo através de escoamento sobre grama; e o grupo Industrial Amália, constituído de uma usina de açúcar, uma fábrica de celulose e papel, uma fábrica de álcool e uma de ácido cítrico, que fará a irrigação da plantação da cana-de-açúcar com o efluente final reunido de todas essas indústrias.

DISPOSIÇÃO DE LODOS

Introdução

O tratamento da maior parte dos despejos industriais, produz um lodo que deve ser disposto de uma maneira tal que a qualidade do meio ambiente não seja adversamente afetada. A quantidade de lodo varia em função do tipo de despejo industrial e do sistema de tratamento utilizado.

Há numerosos métodos para tratamento de lodos, porém, o seu destino final só pode ser a terra ou o mar. Na Inglaterra, por exemplo, o lodo produzido em estações de tratamento municipais que recebem uma mistura de esgoto doméstico e despejo industrial, atinge a 1 000 000 t de sólidos secos por ano, dos quais 20% são despejados no mar, 40% aplicados sobre a terra para fins agrícolas e 40% lançados sobre o terreno com outros propósitos.

Despejos industriais orgânicos

O tratamento de despejos orgânicos por processos biológicos convencionais é conveniente e relativamente barato. Entretanto, deve-se lembrar que os processos biológicos não eliminam totalmente a poluição e sim convertem uma grande proporção do material dissolvido em lodo, que cria seu próprio problema de disposição.

Os principais despejos industriais orgânicos contêm sólidos que podem ser removidos por sedimentação, com ou sem auxílio de produtos químicos. Os dados na Tabela 24.14, dão uma indicação dos níveis de SST em vários despejos orgânicos brutos. O volume de lodo primário obtido pela sedimentação depende dos sólidos, como mostra a Tabela 24.15. Um lodo com 4% de sólidos secos, tem somente 1/13 do volume de um lodo com 0,3% de sólidos secos, resultando em disposição muito mais fácil.

Quando os despejos são tratados por sistema aeróbio, o lodo é sempre produzido em conseqüência das reações naturais verificadas. Parte da matéria orgânica é utilizada por bactérias aeróbias, resultando Co_2, H_2O, e NH_3; a energia liberada neste processo de oxidação é usada para sintetizar a matéria orgânica e formar novas células. Quando a matéria orgânica é removida e nenhuma síntese posterior ocorre, os microrganismos oxidam seu próprio material celular, de acordo com a equação:

$$C_7 H_{11} NO_3 + 7{,}5\ O_2 \rightarrow 7\ CO_2 + 4\ H_2O + NH_3$$

Tabela 24.14 – Teor de sólidos em suspensão de alguns efluentes industriais orgânicos típicos

Tipo de Indústria	*Sólidos em Suspensão Total em efluentes brutos*	
	mg/l	*Carga*
Cervejaria	400	0,65 kg/barril
Sebaria (processo contínuo a quente)	10 000-20 000	20 kg/t de osso
Enlatados de frutas e vegetais	40-1 600	0,72-12,2 kg/t matéria-prima
Criação de vitelos	350	7 g/vitelo/dia
Óleo de oliva	400-3 000	0,2-3 g/kg oliva
Refinação de óleo de soja	100-200	4 g/kg/óleo cru
Celulose e papel integrados (com recuperação de fibra)	100-300	4,5-168 kg/t de produto

Tabela 24.15 – Efeitos do teor de sólidos no volume do lodo

Conteúdo de Umidade (%)	*Teor de Sólidos Secos (%)*	*Volume Relativo de Lodo (%)*
99,9	0,1	100
99,7	0,3	33
99,5	0,5	20
99,0	1,0	10
98,0	2,0	5
97,0	3,0	3,3
96,0	4,0	2,5
95,0	5,0	2,0
90,0	10,0	1,0
80,0	20,0	0,5
70,0	30,0	0,33
88,0	40,0	0,25
50,0	50,0	0,20

Na realidade, a oxidação da matéria orgânica e celular pode ocorrer ao mesmo tempo, mas, em geral, maior quantidade de material celular é oxidada quando se aumenta o tempo de aeração. É a síntese do material celular que forma o lodo biológico, floculado no decantador final.

Muitos fatores afetam a quantidade de lodo biológico (ou secundário) que é produzida. Para o sistema de lodos ativados de alta taxa, que remove de 70 a 80% da DBO, a produção de lodo biológico será de 0,7 a 0,8 kg de sólidos secos por kg de DBO aplicada. Por outro lado, nos sistemas de aeração prolongada — com tempo de aeração de 24 horas e que removem mais de 90% da DBO de entrada — a produção de lodo será mais baixa por causa do aumento da oxidação do material celular; nestes casos, a quantidade de lodo será de 0,25 a 0,35 kg de sólidos secos por kg de DBO aplicada.

É importante salientar que em sistemas de tratamento biológico aeróbio, há sempre produção de lodo biológico. Quando o material celular é oxidado, nem todo o material é transformado em produtos residuários prejudiciais; uma parte, constituída principalmente de paredes celulares, é resistente à oxidação e permanece no sistema para formar o lodo. A quantidade mínima de lodo produzida em sistemas aeróbios é de 0,2 kg de sólidos secos por kg de DBO aplicada. O conceito de oxidação total, na realidade, é enganoso.

O lodo residual biológico de filtração ou processo de lodo ativado, tem uma estrutura gelatinosa e um elevado conteúdo de umidade, normalmente cerca de 99,3%.

Quando despejos orgânicos são tratados por sistemas anaeróbios, tais como lagoas anaeróbias, por exemplo, a quantidade de lodo produzida é muito pequena, mas a qualidade do efluente final nunca pode ser comparada com a dos sistemas aeróbios. A matéria orgânica é primeiramente degradada a compostos como álcoois, ácidos voláteis, etc., que são usados por vários tipos de bactérias, formando metano e CO_2. Nos sistemas anaeróbios, o oxigênio atmosférico não é o último receptor de hidrogênio, como ocorre nos sistemas aeróbios e, em virtude dos níveis de energia de alguns dos produtos finais serem relativamente altos, somente pequenas quantidades de energia estão disponíveis para a síntese de material celular, por isso a quantidade de lodo biológico produzida é ínfima.

Existem vários processos para tratamento de lodo, o mais comum é a secagem mecânica por filtros-prensa, filtros a vácuo e centrífugas.

Note-se que se os lodos biológicos são secados e se houver necessidade de grande redução de volume, serão necessários consideráveis despesas no condicionamento do lodo bruto por aquecimento ou condicionamento químico, tais como, sais de ferro ou alumínio, cal ou polieletrólitos. Os filtros-prensa são capazes de desidratar lodo primário e secundário misturados para até 35% de sólidos. Os filtros a vácuo produzem torta com 25% de sólidos. Em ambos os casos, são necessárias grandes quantidades de reagentes químicos; valores típicos são 15% de cal e 10% de sulfato ferroso em base de sólidos secos de lodo.

A redução de volume através da secagem mecânica e incineração é considerável. Por exemplo, uma tonelada de lodo a 4% de sólidos secos é proveniente de 25 m^3 de um despejo industrial orgânico.

A secagem desse lodo, após condicionamento químico com cal seguido por incineração, resultará na redução de 98% do volume.

Há muita variação nos custos de tratamento de lodo e sua disposição, uma vez que a combinação dos processos é grande e os custos são influenciados por fatores variáveis tais como o preço da terra e distâncias de transporte.

Em geral, se uma indústria descarregar um despejo orgânico com características de tratabilidade similares às do esgoto doméstico e seja obrigada a instalar um sistema de tratamento biológico para produzir uma DBO final no efluente de 20 mg/1, o custo do capital do tratamento do lodo e dos equipamentos pode bem representar, no mínimo, 20% do custo total do capital, quando se adotam sistemas mecânicos de secagem. Quando os custos operacionais são considerados, o tratamento de lodo e custos de disposição, representam 30 a 40% dos custos de operação totais do sistema de tratamento.

DISPOSIÇÃO DE DESPEJOS TÓXICOS SÓLIDOS

Uma das principais dificuldades no trato com problemas de despejos industriais tóxicos sólidos, reside na impossibilidade de defini-los precisamente.

Várias tentativas têm sido feitas para classificar os despejos tóxicos e, embora nenhuma especificação internacional tenha sido apresentada, é geralmente aceito que os despejos tóxicos são os que não podem ser descritos geralmente como lixo de fábrica (similar ao lixo comercial e doméstico) ou despejos de processos inertes, tais como escória e cinza combustível. A Tabela 24.16 apresenta uma lista dos principais despejos tóxicos.

Dada a divergência de opiniões sobre o que constitui um despejo tóxico sólido e em virtude do controle de tais despejos ser, usualmente, um dos últimos ítens a ser resolvido em qualquer país que está se introduzindo no controle da poluição, é difícil obter dados da magnitude do problema. Na Inglaterra, por exemplo, estima-se que a quantidade de despejos sólidos dispostos pelas indústrias é de 10 a 20 milhões de toneladas/ano, quanti-

Tabela 24.16 – Alguns despejos tóxicos

Material sólido alcatroado
Lixo impregnado com óleo
Despejo de óleo
Hidrocarbonetos aromáticos
Solventes orgânicos nocivos
Derrames de óleo da indústria do petróleo
Resíduos orgânicos altamente ácidos
Lodo da destilação do ácido-alcatrão
Mercaptanas
Despejos alcoólicos
Despejos de tintas
Despejos de cianeto
Lodos contendo Cu, Zn, Cd, Ni, etc.
Ácido crômico
Ácidos gastos
Resíduos de formulações de pesticidas
Clorofenóis
Despejos alcalóides
Sulfetos
Fluoretos

dade provavelmente maior que os 14 milhões de toneladas/ano de refugo doméstico.

Estas cifras não incluem cerca de 6 milhões de toneladas de despejos inertes de minas, lançados ao mar todos os anos pelas indústrias de mineração de carvão, nem as 3,5 milhões de toneladas descarregadas anualmente no mar por uma mina de potássio, situada na costa nordeste da Inglaterra. Conforme indicado na Tabela 24.17, apenas 2% dos despejos totais são positivamente tóxicos. Se os despejos ácidos, cáusticos e inflamáveis forem adicionados, a proporção dos despejos potencialmente tóxicos seria de 7% do total. Cerca da metade dos 10 a 20 milhões de t/ano é lama, incluindo seu conteúdo de água principalmente na categoria de despejos de processos inertes. Se a porção de lama é excluída, os despejos positivamente tóxicos e os potencialmente tóxicos representam 4% e 14%, respectivamente.

Há um grande número de processos para o procedimento com despejos sólidos tóxicos, mas a disposição sobre o terreno é o sistema mais comum usado na Inglaterra e em outros países, uma vez que é o processo

Tabela 24.17 – Despejos industriais sólidos produzidos na Inglaterra

Tipo de despejo	*Proporção do peso úmido total (%)*
Resíduos sólidos industriais não contaminados por despejos	10,4
Despejos relativamente inertes	82,8*
Despejos com substâncias inflamáveis	1,1
Despejos ácidos ou cáusticos	3,9
Despejos tóxicos	1,8

(*) 60% em forma de lama.

menos dispendioso. Os dados da Tabela 24.18, mostram que, na Inglaterra, 96% dos despejos positivamente tóxicos são dispostos sobre o terreno e 4% são incinerados ou dispostos no mar. É interessante notar que, mesmo para os despejos inflamáveis, só 15% do total são incinerados, provavelmente devido ao fato de envolver maiores gastos do que a disposição sobre o terreno.

Tabela 24.18 – Métodos de disposição de despejos industriais sólidos, na Inglaterra (Dados do Ministry of Housing and Local Government – 1970)

Tipo de Despejo	*Peso total (%)*				
	Lançamento no Terreno	*Poços de Minas*	*Incineração*	*Disposição no mar*	*Lagoas*
Resíduos sólidos industriais não contaminados por despejos	90	–	10	–	–
Despejos relativamente inertes	26	9*	0,1	2,9	62*
Despejos inflamáveis	82	2,8	15	0,2	–
Despejos ácidos ou alcalinos	72	–	2	–	26
Despejos tóxicos	96	–	0,5	3,5	–

(*) em forma de lama incluindo o peso da água.

Considerando-se que os despejos tóxicos devem ser cuidadosamente dispostos a fim de evitar problemas de poluição, é provável que o custo de condicionamento destes despejos seja maior que o custo para os não-tóxicos. Quando numa determinada indústria, somente uma fração do

despejo sólido produzido é tóxica sua segregação permitirá disposição apropriada para os diferentes tipos de resíduos. Por exemplo, se parte dos despejos é tóxica e pode ser incinerada e parte é inerte não podendo ser queimada, a segregação permitirá adotar o método de tratamento mais adequado para cada um dos casos, a um custo provavelmente mais baixo do que o tratamento da mistura do despejo por qualquer outro método.

As possibilidades de recuperação de substâncias dos despejos poderiam também ser estudadas desde que haja possibilidade de redução do problema do condicionamento de despejos. A recuperação pode ser muito custosa para cada fábrica individualmente, porém, uma alternativa seria a utilização de esquemas regionais como, por exemplo, recuperação do óleo dos despejos que contêm óleo e piche.

Em alguns casos é possível obter a desintoxicação dos despejos por meio de tratamento adequado. Sais de metais pesados solúveis em água, por exemplo, podem tornar-se insolúveis por modificação do pH do despejo, possibilitando o lançamento de hidróxidos metálicos insolúveis em áreas sob controle. Um problema com a desintoxicação de despejos sólidos é que, em muitos casos, os sólidos a serem quimicamente tratados devem ser colocados em solução.

A incineração é um meio efetivo de disposição de despejos tóxicos, pois os seus constituintes tóxicos são decompostos em formas não tóxicas ou são combinados com outras substâncias, minimizando os problemas de toxidez.

A incineração é um método caro pois muitos despejos tóxicos têm baixo valor calorífico, sendo necessário adicionar combustível suplementar. A fim de prevenir problemas de poluição do ar, é necessário investir em custosos equipamentos de limpeza de gás. Além disso, muitos despejos não podem ser incinerados juntos, sendo necessárias diferentes células de combustão.

Embora a incineração seja um sistema efetivo de tratamento, requer cuidados especiais e, normalmente, projetos específicos para cada caso.

Disposição de despejos tóxicos nos oceanos

A disposição de despejos tóxicos nos oceanos, vem sendo realizada há muitos anos, e experiências na Inglaterra demonstraram que se as operações forem cuidadosas, esta prática não representa perigo.

Está se tornando prática comum na Inglaterra a mistura de despejos sólidos tóxicos industriais com lodo de esgotos sanitários antes do lançamento ao mar, uma vez que o fator de diluição é grande e o método é relativamente barato. Por exemplo, uma cidade de 1 000 000 de habitantes, produz cerca de 500 000 t/ano de lodo de esgoto úmido (0,07 de sólidos

secos por habitante/dia e um lodo final de 5% de sólidos secos). Se 1 000 t/ano de despejos tóxicos forem juntados ao lodo de esgotos, a diluição inicial é de 500 vezes. Quando o lodo é descarregado no mar, a diluição pode ser da ordem de 200 vezes, dentro de um raio de 300 m e uma profundidade de água de 6 m, acarretando uma diluição total para os despejos tóxicos da ordem de 100 000 vezes.

Raramente se nota a presença, nos esgotos sanitários, de materiais tóxicos derivados de cosméticos, utensílios de cozinha, tubulações, etc. A Tabela 24.19 indica as concentrações típicas de substâncias tóxicas de duas cidades inglesas que descarregam esgoto bruto no mar, após tratamento preliminar. Com base nos valores médios dessa tabela, conclui-se que a descarga de esgoto bruto de 5 milhões de pessoas no oceano resultou na adição de 100 toneladas por ano de cobre e zinco nas águas costeiras.

Os processos convencionais de tratamento de esgotos, removem 50% do conteúdo de metal tóxico do esgoto bruto; supondo-se uma produção média de zinco de 56 mg/pessoa no esgoto bruto, o lodo de esgoto conterá 675 mg de Zn por quilo de sólidos secos, considerando que o teor de sólidos seja 4%.

Tabela 24.19 – Níveis típicos de substâncias tóxicas nos esgotos domésticos de duas cidades inglesas

Substâncias Tóxicas	*Cidade A**		*Cidade B**	
	mg/l	*mg/pes. x dia*	*mg/l*	*mg/pes. x dia*
Fenol	0,42	69	0,34	76
Cianeto	0,07	11	0,14	31
Ferro	2,50	408	1,8	403
Cromo total	0,09	15	0,04	9
Níquel	<0,1	< 16	2,99	45
Cobre	0,39	64	0,16	36
Chumbo	0,12	19	0,1	22
Zinco	0,23	38	0,31	69
Cádmio	<0,01	< 2	0,01	2
Manganês	0,16	26	0,1	22

(*) *População: Cidade A* = 42 000 hab.
Cidade B = 66 800 hab.

Tabela 24.20 – Teor de metais pesados no lodo de esgoto de Londres e Glasgow*

Metal	*Concentração – mg metal/kg sólido seco*	
	Londres	*Glasgow*
Cobre	505 – 2 500	300 – 700
Cádmio	30 – 70	5 – 15
Zinco	2 390 – 5 860	1 200 – 1 900
Cromo	200 – 1 065	100 – 2 400
Níquel	150 – 350	60 – 100
Mercúrio	2 – 7	· 1 – 10
Chumbo	–	500 – 600

(*) Dados adaptados da Royal Commission on Environmental Pollution (1972).

Os lodos, geralmente, contêm alto teor de metais pesados, como mostra a Tabela 24.20, em virtude da mistura de lodo tóxico industrial com lodos domésticos e por causa dos efluentes industriais descarregados no sistema de esgotos.

É inevitável que ocorram modificações na flora e fauna naturais nas vizinhanças dos depósitos de lodo, mas se estas modificações forem controladas, não ocorrerão efeitos adversos na cadeia alimentar. Por exemplo, o lançamento de lodo no oceano é realizado em Glasglow, na Escócia, há 70 anos. Atualmente a quantidade de lodo úmido é estimada em 1 000 000 t/ano. O nível de cobre nos depósitos do leito oceânico passou de 34 mg/l para 208 mg/l, em uma área de 16 km².

A água do mar possui grande capacidade de tamponamento para substâncias ácidas ou alcalinas como é ilustrado nas Tabelas 24.21 e 24.22.

Na utilização do mar como meio de disposição de despejos tóxicos é essencial que se mantenha um controle estrito e monitoramento contínuo. Exames de níveis de mercúrio em peixes consumidos na Inglaterra, por exemplo, mostram que os teores deste metal variam de 0,07 mg/kg em peso seco para peixes fisgados em águas distantes, 0,11 mg/kg para peixes de águas a meia distância e de 0,23 mg/kg para peixes das águas costeiras, fisgados dentro de um raio de 40 km da costa.

Tabela 24.21 – Comparação com adição de ácido ou álcali para água do mar e água doce

Adição	*pH*	
	água do mar	*água doce*
Valores dados	7,9 – 8,1	7,0
1,5% de ácido forte com pH=1	5,9 – 6,1	2,9
3,0% de álcali forte com pH=13	9,9 – 10,1	11,5

Tabela 24.22 – Concentração mínima dos reagentes para deslocar o pH da água do mar para fora da faixa de 6 – 10

Reagente	*Conceituação*
Ácido clorídrico	55 mg/l
Ácido sulfúrico	73 mg/l
Soda cáustica	120 mg/l

Disposição de despejos tóxicos sobre o terreno

A maior parte dos despejos tóxicos produzidos na Inglaterra são dispersos sobre o terreno. Embora o risco de poluição das águas seja o mais importante, há outros riscos, tais como incêndios, explosões e perigo para a pele das pessoas que podem ultrapassar a área de lançamento. Se esta área for coberta com terra e usada para fins agrícolas, o risco de materiais tóxicos serem absorvidos pelas plantas, pode ser muito grande, sendo essencial um controle contínuo do uso da terra, mesmo após interrompido o lançamento sobre o terreno.

A possibilidade de poluição de fontes de água por lixiviação dos despejos, requer estudo cuidadoso. Para que ocorra lixiviação, devem ser levados em consideração os seguintes fatores:

— necessidade de chuva em quantidade suficiente para exceder a evaporação e a transpiração das plantas que crescem no local;
— possibilidade de as substâncias tóxicas serem dissolvidas na água de percolação;
— a água de percolação contida nas substâncias tóxicas lixiviadas do aterro, deverá alcançar o lençol freático;

— a água contida no material tóxico precisa percorrer o aqüífero até alcançar um poço, mina ou curso de água.

A quantidade de água escoada no solo depende de certas variáveis inter-relacionadas pela equação:

$$Q = KAI$$

onde:

Q = vazão (cm^3/s);
K = permeabilidade do solo (cm/s);
A = área da secção transversal (cm^2);
I = gradiente hidráulico.

A velocidade do fluxo pode ser calculada da seguinte maneira:

$$V = \frac{Q}{An} = \frac{KI}{n}$$

onde:

V = velocidade do fluxo (cm/s);
n = porosidade.

Como mostra a Tabela 24.23, a permeabilidade de diferentes materiais é amplamente variável. É evidente que a permeabilidade mostra uma variação marcante mesmo para materiais aparentemente similares. Deve-se enfatizar que, embora a permeabilidade tenha a dimensão da velocidade, a taxa real de infiltração depende de outros fatores como mostra a equação. Até mesmo a argila poderá permitir que a percolação ocorra. Exames detalhados em local adequado para lançamento de despejos tóxicos, na Inglaterra, mostraram que, mesmo junto da base do aterro onde existia uma camada de argila de 30 m de profundidade com uma permeabilidade de 10^{-6} cm/s, foi possível encontrar, após 100 anos de uso, água contaminada, que poderia, eventualmente, contaminar um aqüífero com propósito de ser usado para abastecimento de água potável. Por isso, a idéia de usar o local para disposição de substâncias tóxicas foi abandonada.

O risco da poluição da água resultante do lixiviamento, pode ser minimizado se forem tomados cuidados especiais na escolha da área de lançamento. Depois que a água penetra no aqüífero, é virtualmente impossível efetuar o controle. O melhor, pois, é prevenir a percolação.

É também aconselhável assegurar-se da existência de uma camada de algum material impermeável, tal como argila, entre o despejo e a água do subsolo. Se o material tóxico for concentrado em uma área, deve-se cobri-lo com argila, diminuindo, assim, o risco de percolação da água.

Tabela 24.23 – Permeabilidade de alguns materiais

Materiais	*Limites de permeabilidade (cm/s)*
Areia e pedregulho	$10^{-2} - 10^{-6}$
Argilas naturais	$10^{-5} - 10^{-9}$
Resíduos sólidos espalhados recentemente sobre o terreno	2×10^{-1}
Resíduos sólidos não compactados (três meses após o lançamento)	4×10^{-2}
Composto compactado	10^{-4}

A operação correta dos lançamentos é de vital importância. Hidróxidos insolúveis de metais, por exemplo, nunca poderão ser lançados próximos de despejos ácidos. Normalmente, a melhor prática para se reduzir o risco de lixiviamento, consiste em se compactar os despejos tóxicos em pequenas áreas, através de processos mecânicos.

A qualidade da água do subsolo, perto do local de lançamentos tóxicos, deve ser controlada por abertura de buracos. Esta prática deve ser adotada como uma rotina a fim de proteger os mananciais.

Concluindo, pode-se dizer que a disposição de despejos sólidos tóxicos industriais pode ser realizada satisfatoriamente, na maioria dos casos, por lançamentos sobre o terreno, desde que seja devidamente controlada por técnica adequada.

25

LEIS, DECRETOS, REGULAMENTOS E COBRANÇAS RELATIVOS AOS DESPEJOS INDUSTRIAIS

ORGÂOS GOVERNAMENTAIS ENCARREGADOS DO CONTROLE DA POLUIÇÃO

Nível federal

SEMA - Secretaria Especial do Meio Ambiente - (órgão do Ministério do Interior).

Nível Estadual

FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (Rio de Janeiro)
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (São Paulo)
ARH - Administração dos Recursos Hídricos (Paraná)
FATMA - Fundação de Amparo à Tecnologia e Meio Ambiente (Santa Catarina)
CECPA - Comissão Estadual de Controle da Poluição das Águas (Pernambuco)
CEPED - Centro de Pesquisas e Desenvolvimento (Bahia)
FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO (Minas Gerais)

Nos demais Estados, o controle da poluição é exercido pelos órgãos de saneamento locais ou pelas Secretarias de Saúde.

LEIS E DECRETOS SOBRE O CONTROLE DA POLUIÇÃO NO BRASIL

Legislação Federal

- Lei n.º 5.357, de 17 de novembro de 1967
(Estabelece penalidades para embarcações e terminais marítimos e fluviais que lançarem detritos ou óleos em águas brasileiras, e dá outras providências).
- Decreto-Lei n.º 1 413, de 14 de agosto de 1975 - (Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais).
- Decreto n.º 76 389, de 3 de outubro de 1975 - (Dispõe sobre as medidas de prevenção de controle da poluição industrial de que trata o Decreto-Lei n.º 1 413, de 14 de agosto de 1975 e dá outras providências).
- Portaria n.º 003/SEMA, de 11 de Abril de 1975 - (Regula lançamento de mercúrio e seus compostos).
- Portaria GM/n.º 0013, de 15 de janeiro de 1976 - (Estabelece a classificação das águas interiores do Território Nacional).

Legislação Estadual

Rio de Janeiro

Cobrança de Tarifa de Despejo
- Lei n.º 72 de 28 de novembro de 1961
- Decreto "E" n.º 2721, de 4 de março de 1969.

Cobrança de Multas
- Lei n.º 1 043, de 14 de agosto de 1966.
- Lei n.º 1 476, de 24 de outubro de 1967.
- Seção III do Capítulo II do Regulamento do Parcelamento da Terra. Aprovado pelo Decreto "N", n.º 1 077 de 8 de junho de 1968.

Dos Projetos
- Lei n.º 1 574, de 11 de dezembro de 1967.
- Portaria "N" n.º 7 de 13 de agosto de 1968
Código de Instalações de Esgotos Sanitários do Estado da Guanabara.

Prevenção e Controle da Poluição do Meio Ambiente
- Decreto-Lei n.º 134, de 16 de junho de 1975.

São Paulo

- Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976.
- Decreto n.º 8 468, de 8 de setembro de 1976
(Regulamenta Lei n.º 997, de 31 de Maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle de poluição do meio ambiente).

Paraná

- Decreto n.º 5 316, de 17 de abril de 1974
(Regulamenta o que se refere o Decreto n.º 5 316, de 17 de abril de 1974).

Bahia

- Lei n.º 3 163, de 4 de outubro de 1973.
(Regulamenta a Lei n.º 3 163, de 4 de outubro de 1973).

Pernambuco

- Portaria n.º 14/75

TEXTO DAS PRINCIPAIS LEIS BRASILEIRAS DE CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Legislação federal

Lei N.º 5.357 — de 17 de novembro de 1967

Estabelece penalidades para embarcações e terminais marítimos ou fluviais que lançarem detritos ou óleos em águas brasileiras, e dá outras providências.

O presidente da República

Faço saber que o Congresso Nacional decreta e eu sanciono a seguinte LEI:

Art. 1.º — As embarcações ou terminais marítimos ou fluviais de qualquer natureza, estrangeiros ou nacionais, que lançarem detritos ou óleo nas águas que se encontram dentro de uma faixa de 6 (seis) milhas marítimas do litoral brasileiro, ou nos rios, lagoas e outros tratos de água, ficarão sujeitos às seguintes penalidades:

a) as embarcações, à multa de 2% (dois por cento) do maior salário mínimo vigente no território nacional, por tonelada de arqueação ou fração;

b) os terminais marítimos ou fluviais, à multa de 200 (duzentas) vezes o maior salário mínimo vigente no território nacional.

Parágrafo único - Em caso de reincidência, a multa será aplicada em dobro.

Art. 2.º — A fiscalização desta Lei fica a cargo da Diretoria de Portos e Costas do Ministério da Marinha, em estreita cooperação com os diversos órgãos federais ou estaduais interessados.

Art. 3.º — A aplicação da penalidade prevista no art. 1.º e a contabilidade da receita dela decorrente far-se-ão de acordo com o estabelecido no Regulamento para as Capitanias de Portos.

Art. 4.º — A receita proveniente da aplicação desta Lei será vinculada ao Fundo Naval, para cumprimento dos programas e manutenção dos serviços necessários à fiscalização da observância desta Lei.

Art. 5.º — Esta Lei entra em vigor na data de sua publicação.

Art. 6.º — Revogam-se as disposições em contrário.

Brasília, 17 de novembro de 1967; 146.º da Independência e 79.º da República.

A. COSTA E SILVA
Augusto Hamann Rademaker Grunewald

Portaria GM/n.º 0013 de 15 de janeiro de 1976

O Ministro de Estado do Interior, acolhendo proposta do Secretário Especial do Meio-Ambiente, no uso das atribuições que lhe conferem o Decreto n.º 73.030, de 30 de outubro de 1973, o Decreto-Lei n.º 1.413 de 14 de agosto de 1975, e o Decreto n.º 76.389, de 3 de outubro de 1975, resolve estabelecer a seguinte classificação das águas interiores do território nacional:

I. São classificadas, segundo seus usos preponderantes, em quatro classes, as águas interiores do território nacional:

1. Classe 1 - Águas destinadas:

a) Ao abastecimento doméstico; sem prévia ou com simples desinfecção.

2. Classe 2 - Águas destinadas:

a) Ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional.

b) À irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas.

c) À recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho).

3. Classe 3 - Águas Destinadas:

a) Ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional.

b) À preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora.

c) À dessedentação de animais.

4. Classe 4 - Águas destinadas:

a) Ao abastecimento doméstico, após tratamento avançado.

b) À navegação.

c) À harmonia paisagística.

d) Ao abastecimento industrial e a usos menos exigentes.

II - Não há impedimento no aproveitamento de águas de melhor qualidade em usos menos exigentes, desde que tais usos não prejudiquem a qualidade estabelecida para essas águas.

III - Nas águas das classes 2, 3 e 4 serão tolerados lançamentos de despejos, desde que, além de atenderem ao disposto no item XIV, desta Portaria, satisfaçam, após o lançamento, os limites dos parâmetros estabelecidos para as classes correspondentes e, neste caso, cabe ao órgão encarregado do controle da poluição quantificar as cargas poluidoras admissíveis.

IV - Tendo em vista os usos preponderantes fixados para as águas, os órgãos competentes estabelecerão programas de controle de poluição, para que os padrões das referidas classes sejam obedecidos:

a) Os corpos de águas que na data de seu enquadramento apresentarem qualidade inferior à estabelecida para a classe 4 serão objeto de providências visando à sua recuperação pelo menos até os padrões dessa última classe, cabendo às autoridades de controle da poluição fixar prazos para a sua realização.

b) Não serão objeto de enquadramento nas classes previstas nesta Portaria os cursos d'água projetados para o tratamento e transporte de águas residuárias.

c) O enquadramento das águas federais na classificação será estabelecido pela SEMA ouvido o Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica.

d) Nos cursos d'água estaduais, o enquadramento na classificação será realizado pelo órgão estadual competente.

e) Para rios intermitentes, os órgãos competentes definirão condições específicas de qualidade.

V - Nas águas de classe 1, não serão tolerados lançamentos de efluentes, mesmo tratados.

VI - Para as águas de classe 2, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

a) Materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes.

b) Óleos e graxas: virtualmente ausentes.

c) Substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes.

d) Não será permitida a presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração, convencionais.

e) Não deverá ser excedido um limite de 1 mil coliformes fecais por 100 mililitros, em 80% ou mais de pelo menos cinco amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite inidicativo da existência de condições bacteriológicas relativamente boas, para a recreação de contato primário (balneabilidade), será de 5 mil coliformes totais em mais de 80% de pelo menos cinco amostras mensais, colhidas em qualquer mês.

f) DBO/5 dias, até 5mg/l.

g) OD, em qualquer amostra, não inferior a 5mg/l.

h) Substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos) — Amônia: 0,5 mg/l; Arsênio: 0,1 mg/l; Bário: 1mg/l; Cádmio: 0,01 mg/l; Cromo: 0,05 mg/l; Cianeto: 0,2 mg/l; Cobre: 1 mg/l; Chumbo: 0,1 mg/l; Estanho: 2 mg/l; Fenóis: 0,001 mg/l; Flúor: 1,4 mg/l; Mercúrio: 0,002 mg/l; Nitrato: 10 mg/l de N; Nitrito: 1 mg/l de N; Selênio: 0,01 mg/l; Zinco: 5 mg/l.

VII - Para as águas da classe 3, são estabelecidos os mesmos limites ou condições da classe 2, à exceção dos seguintes:

a) Número de coliformes fecais até 4 mil por 100 mililitros, em 80% ou mais, de, pelo menos, cinco amostras mensais colhidas em qualquer mês; no caso de não haver na região meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice limite será de até 20 mil coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de, pelo menos, cinco amostras mensais, colhidas em qualquer mês.

b) DBO, cinco dias, 20°C, até 10 mg/l.

c) OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/l.

VIII - Para as águas de classe 4, são estabelecidos os limites ou condições seguintes:

a) Materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes.

b) Odor e aspecto: não objetáveis.

c) Fenóis até 1mg/l.

d) OD superior a 0,5 mg/l em qualquer amostra.

IX - No caso das águas da classe quatro possuírem índices de coliformes superiores aos valores máximos estabelecidos para a classe 3, elas poderão ser utilizadas para abastecimento público, somente se métodos especiais de tratamento forem utilizados, a fim de garantir a potabilização.

X - No caso de águas de classe 4 serem utilizadas para abastecimento público, aplicam-se os mesmos limites de concentrações, para substâncias potencialmente prejudiciais, estabelecidos para as classes dois e três.

XI - Os limites da DBO, estabelecidos para as classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstrar que os teores mínimos de OD previstos, não serão desobedecidos em nenhum ponto do mesmo, nas condições críticas de vazão.

XII - Para efeito desta Portaria, consideram-se "virtualmente ausentes" teores despresíveis de poluentes, cabendo aos órgãos executivos competentes, quando necessário, quantificá-los para cada caso.

XIII - As autoridades competentes de controle de poluição das águas poderão acrescentar novos parâmetros, ou tornar mais restritivos os estabelecidos nesta Portaria, tendo em vista as condições locais.

XIV - Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados direta ou indiretamente, nas coleções de água, desde que obedeçam às seguintes condições:

a) pH entre 5 e 9.

b) Temperatura inferior a 40°C.

c) Materiais sedimentáveis até 1 ml/litro em teste de 1 hora em cone de Imhoff.

d) Regime de lançamento com vazão de até 1,5 vezes a vazão média diária.

e) Ausência de materiais flutuantes.

f) Óleos e graxas até 100 mg/l.

g) Substâncias em concentrações que poderiam ser prejudiciais, de acordo com limites a serem fixados pela SEMA.

h) Tratamento especial, se provierem de hospitais e outros estabelecimentos nos quais haja despejos infectados com microrganismos patogênicos, e forem lançados em águas destinadas à recreação primária e à irrigação, qualquer que seja o índice coliforme inicial.

XV - Os efluentes, além de obedecerem aos limites do item anterior, não deverão conferir, ao corpo receptor, características com o seu enqua-

dramento nos termos desta Portaria, cabendo ao órgão executivo de controle da poluição exercer a necessária fiscalização.

XVI - Em obediência à presente Portaria, as indústrias que não possuírem tratamento na data de publicação deste instrumento terão prazos correspondentes à soma dos prazos necessários para elaboração dos projetos, fornecimento de equipamento por parte do fabricante, instalação e teste, sendo, esses prazos, fixados, para cada caso, pelos órgãos executivos competentes, considerando-se, em cada etapa que compõe os prazos, o menor tempo exequível, tendo em vista, sempre, a possibilidade de aquisição de equipamento fabricado no país.

XVII - As indústrias que, na data da publicação desta Portaria, possuírem instalações de tratamento de seus despejos aprovados por entidade pública e atendam à legislação anteriormente em vigor, terão prazo não inferior a três anos nem superior a seis anos, a ser fixado pelos órgãos de controle de poluição das águas, para se enquadrarem nas exigências desta Portaria, desde que as referidas instalações sejam mantidas em operação com a capacidade, condições de funcionamento e demais características para as quais foram aprovadas.

XVIII - Em casos especiais, por solicitação dos órgãos executivos de controle de poluição, o prazo fixado no item XVII, poderá ser reduzido pela SEMA.

XIX - Aos órgãos de controle de poluição das águas compete a aplicação desta Portaria, cabendo-lhes a fiscalização para o cumprimento da legislação bem como a aplicação das penalidades nela previstas, inclusive a interdição de atividades industriais poluidoras, respeitando o disposto no Decreto-Lei nº 1413, de 14 de agosto de 1975, e sua regulamentação pelo Decreto nº 76.389, de 3 de outubro de 1975.

XX - No caso de inexistir entidade estadual encarregada do controle executivo da poluição, ou se existindo, apresentar falhas ou omissões, ou prejuízos sensíveis aos usos estabelecidos para as águas a jusante, a Secretaria Especial do Meio-Ambiente poderá agir diretamente, em caráter supletivo.

XXI - Os órgãos estaduais de controle de poluição manterão sempre informada a SEMA sobre a classificação dos cursos d'água interiores que efetuarem, bem como das normas e padrões complementares que estabeleceram.

XXII - Todos os estabelecimentos industriais que causem ou possam causar poluição das águas, devem informar, anualmente ou quando houver alteração, ao órgão executivo de controle de poluição, o volume e o tipo de seus efluentes, bem como os equipamentos e dispositivos anti-poluidores existentes, sob pena das sanções cabíveis, ficando, o órgão competente,

obrigado a enviar cópia, dessas informações, à SEMA, à STI (MIC) e ao IBGE (SEPLAN).

XXIII - Em seu território, através dos respectivos órgãos de controle da poluição, os Estados deverão exercer sua atividade repressiva e fiscalizadora dos despejos, ainda que os cursos d'água prejudicados não estejam sob o seu domínio ou jurisdição.

XXIV - O não cumprimento ao disposto nesta Portaria, caso as sanções municipais ou estaduais inexistirem ou não se mostrarem suficientes, acarretará para os infratores, por iniciativa da SEMA junto aos órgãos federais competentes, as sanções previstas nas letras A e B, do Artigo 5º do Decreto nº 76.389, de 3 de outubro de 1975.

XXV - Esta Portaria entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Legislação do Estado do Rio de Janeiro

LEI N.º 72, de 28 de Novembro de 1961

DAS TARIFAS DE ÁGUAS E DE ESGOTOS
E DA TAXA DE TERRENOS

II — Da Tarifa de Esgotos

Art. 78 — A tarifa de esgotos é devida pela coleta de águas residuárias junto ou separadamente das águas pluviais, na forma da presente lei e de seu regulamento.

Parágrafo único — O lançamento de despejos provenientes de processos industriais e a prestação de serviços diversos serão cobrados de acordo com a tabela a ser anualmente expedida pelo Poder Executivo.

Art. 117 — Esta lei entrará em vigor a 1.º de janeiro de 1962, revogadas, na mesma data, as disposições em contrário, especialmente as da lei 49, de 27 de outubro de 1961.

Rio de Janeiro, 28 de novembro de 1961

73.º da República e 2.º do Estado da Guanabara

Carlos Lacerda

Publicada no Diário Oficial de 29 de novembro de 1961.

DECRETO "E" N.º 2 721 **De 4 de março de 1969**

Aprova o Regulamento do Despejo Industrial no Estado da Guanabara, e dá outras providências.

O Governador do Estado da Guanabara, no uso de suas atribuições legais, decreta:

Art. 1.º — Fica aprovado o Regulamento do Despejo Industrial que, em anexo, acompanha este decreto.

Art. 2.º — Este decreto entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Rio de Janeiro, 4 de março de 1969;

81.º da República e 10.º do Estado da Guanabara.

Francisco Negrão de Lima
Raymundo de Paula Soares

Publicado no Diário Oficial de 5 de março de 1969 (PARTE I).

REGULAMENTO DO DESPEJO INDUSTRIAL

CAPÍTULO I

Definições

Art. 1.º Para efeito deste Regulamento, serão adotadas as seguintes definições:

Despejo industrial — São as águas residuárias provenientes de processos industriais ou de prestação de serviços diversos.

Esgoto Sanitário Normal — É aquele que apresenta as seguintes características em valores máximos:

a) Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) — 300 mg/l;
b) Matéria em suspensão (MS) — 300 mg/l.

Poluição das Águas — Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas das águas, sob qualquer forma pela qual se apresentem na natureza, causada por substância em qualquer estado da matéria que, direta ou indiretamente:

a) Crie ou possa criar condições nocivas ou ofensivas à saúde, à segurança e ao bem-estar público;
b) Prejudique a fauna e a flora;
c) Contenha óleos, graxas, lixos ou detritos;
d) Prejudique o seu uso para fins domésticos, industriais (refrigeração, lavagem etc.), recreativos (natação, pesca etc.), de piscicultura, de navegação e para outros fins justificados e úteis ou afete o aspecto estético das águas;
e) Possa afetar, desfavoravelmente, de alguma forma, os lençóis de águas subterrâneas.

Sistema Separador Absoluto — É aquele em que as águas residuárias são coletadas, na rede de esgotos, separadamente, das águas pluviais.

Sistema Unitário de Esgotos — É aquele em que as águas residuárias são coletadas, juntamente com as águas pluviais; as galerias de águas pluviais fazem parte deste sistema.

CAPÍTULO II

Da incidência e cobrança da tarifa

Art. 2.º Será devida tarifa por lançamento de despejo industrial, conforme previsto no parágrafo único do art. 78 da Lei n.º 72, de 28 de novembro de 1961, e na forma estabelecida por este Regulamento.

Art. 3.º A cobrança da tarifa por lançamento de despejo industrial não pode ser inferior ao que for cobrado pelo fornecimento de água dentro do mesmo período.

§ 1.º — Quando, comprovada pela Superintendência de Urbanização e Saneamento (SURSAN), a vazão do despejo industrial, acrescida da do esgoto sanitário, for igual ou inferior a 70% (setenta por cento) daquela de água fornecida pela Companhia Estadual de Águas (CEDAG), a cobrança será feita pela vazão efetivamente medida.

§ 2.º — A medição aludida no parágrafo anterior será custeada pelo interessado.

§ 3.º — O benefício advindo da comprovação da redução da vazão só fará sentir a partir da data da solicitação da sua medição, não retroagindo.

§ 4.º — Os contribuintes beneficiados pelos parágrafos anteriores ficarão obrigados a comunicar à SURSAN, no prazo de 48 horas, qualquer alteração, para mais, na vazão de seus despejos, sob pena de ser cancelado benefício e serem cobradas as diferenças apuradas.

Art. 4º Os estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços que, segundo a nomenclatura de suas inscrições na CEDAG, além de uma ou mais matrículas industriais, dispuserem também de matrículas domiciliares e, comprovadamente, possuam instalações e saídas independentes para as águas residuárias resultantes de cada uma das utilizações mencionadas, pagarão separadamente, os dois tipos de lançamento.

Art. 5.º Os estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços cujos despejos apresentem valores de DBO e MS inferiores ou iguais aos do esgoto sanitário normal ficarão sujeitos ao pagamento de tarifa calculada em função do volume diário descarregado na rede de esgotos, cujo valor é igual à tarifa de água, para no mesmo período.

Art. 6.º Os estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços

cujos despejos apresentem valores de DBO ou MS superiores aos do esgoto sanitário normal que incidem, no todo em parte, sobre o volume de águas residuárias despejadas na rede de esgotos, ficarão sujeitos ao pagamento da tarifa em função da soma de suas parcelas:

I - Tarifa correspondente à fração de água com os referidos valores abaixo daqueles do esgoto sanitário normal: será igual à tarifa de água;

II - Tarifa correspondente à fração de água com os referidos valores acima daqueles do esgoto sanitário normal, será de acordo com o art. 7.º.

Art. 7.º Quando os valores de DBO ou MS ultrapassarem os do esgoto sanitário normal, a cobrança do despejo industrial será dividida em duas partes:

a) cobrança relativa ao volume de despejo na rede, que será calculada do seguinte modo:

Primeiros 100 m^3/dia = A tarifa de água (T.A.)
Segundos 100 m^3/dia = T.A. menos 30% (trinta por cento)
Terceiros 300 m^3/dia = T.A. menos 60% (sessenta por cento)
Acima de 500 m^3/dia = T.A. menos 80% (oitenta por cento)

b) cobrança relativa à qualidade do despejo industrial e que será calculado do seguinte modo:

1.º) Para cada 100 mg/l de excesso de DBO, acima daquela do esgoto sanitário normal, haverá um acréscimo de 5% no valor calculado pelo volume, de acordo com o item (a), anterior.

2.º) Para cada 100 mg/l de excesso de MS, acima daquela do esgoto sanitário normal, haverá um acréscimo de 5% no valor calculado pelo volume, de acordo com o item (a), anterior.

Art. 8. O usuário pagará, no mínimo, por economia, quantia equivalente ao lançamento de 60 m^3 mensais de águas residuárias.

Art. 9. Para efeito de cobrança da tarifa de despejos industriais será computada, além da água fornecida pela CEDAG, aquela proveniente da qualquer outras fontes, quando aqueles sejam lançados nos sistemas coletores.

Art. 10. Não será admitida nenhuma isenção nos pagamentos das tarifas de que trata este regulamento, nem mesmo quando devidas pela União, Estado, Autarquias ou Companhias de Economia Mista, com exceção da hipótese prevista no art. 18.

Art. 11. Os débitos pela utilização dos sistemas coletores serão de responsabilidade do usuário.

Art. 12. O Instituto de Engenharia Sanitária da SURSAN (IES) procederá à coleta e análise de amostras de despejos industriais, relacionando-as e informando à Divisão de Lançamentos e Cobrança do

Departamento Financeiro (DEF), da SURSAN, sempre que os valores de DBO e MS ultrapassarem os do esgoto sanitário normal.

§ 1.º — Caberá ao IES, a seu critério, proceder a novas análises e vistorias, sempre que se tornar necessária a homologação de novos valores em conseqüência de modificações dos processos industriais.

§ 2.º — Com exceção das análises e vistorias realizadas por iniciativa do IES, serão cobrados os custos de coleta e análise de despejos, quando requeridas pelo contribuinte, para atender ao que prescreve o § 1.º.

§ 3.º — De acordo com o estabelecido no art. 94 do Regulamento de Licenciamento e Fiscalização aprovado pelo Decreto "N" n.º 1 077, de 8 de junho de 1968, nenhum óbice pode ser colocado para o completo desempenho dos funcionários da SURSAN.

CAPÍTULO III

Da Poluição das Águas

Art. 13. Os estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços cujos despejos industriais causarem poluição de águas (conforme definida no art. 1.º), serão obrigados a tratar seus efluentes.

Parágrafo único — Em parâmetros numéricos, e para efeitos deste Regulamento, haverá poluição de águas quando os valores de DBO e MS nos despejos industriais forem superior àqueles estabelecidos pelo IES para as águas receptores.

Art. 14 A constatação da poluição de águas por estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços, torna-os passíveis de multas, de acordo com a lei n.º 1 043, de 4 agosto de 1966, a lei n.º de 4 de agosto de 1966, a lei n.º 1 476, de 23 de outubro de 1967 e Seção III do Capítulo II e do Regulamento de Parcelamento da Terra, aprovado pelo Decreto "N" n.º 1 077, de 8 de junho de 1968.

Art. 15. Caberá ao IES, nos casos dos estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços que utilizarem os rios, lagoas, lençóis subterrâneos ou mar como águas receptoras de seus despejos, tendo em vista os graves problemas de saneamento, criados pela poluição, os seguintes encargos:

— Controlar, a seu critério, as cargas de poluição.

— Proceder, em tempo oportuno, aos estudos relativos ao estabelecimento de padrões para o elemento receptor, como também para os diversos tipos de efluentes.

— Adotar medidas e normas de fiscalização sanitária, adequando o lançamento às exigências da saúde pública.

CAPÍTULO IV

Do Tombamento e Lançamento

Art. 16. As entidades públicas, federais e estaduais, autarquias e de economia mista, sujeitos a tarifa de despejo industrial, prestarão, em tempo útil, todas as informações de sua competência, necessárias à permanente atualização do cadastro dos usuários dos sistemas de esgotos.

Art. 17. Todas as indústrias são obrigadas a comunicar ao DEF da SURSAN o início das suas atividades, bem como mudança de endereço e alteração da razão social e ainda a locação ou aquisição de imóveis destinados às suas atividades.

CAPÍTULO V

Do Incentivo Fiscal

Art. 18. Os estabelecimentos industriais e de prestação de serviços que se propuseram a fazer tratamento dos seus despejos, mediante projeto elaborado de acordo com as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e, com respectivo cronograma visado pelo IES, nas condições dos arts. 2º e 3º da Lei nº 1574, de 11/12/67, receberão, como incentivo, a partir da data comprovada do início de sua execução e durante o prazo fixado por aquele órgão para sua conclusão os seguintes benefícios:

a) Os valores de DBO e MS serão considerados, no máximo, iguais aos valores estabelecidos pelo IES para as águas receptoras ou iguais aos do esgoto sanitário normal, no caso do uso da rede de esgoto.

b) O volume do efluente será considerado como igual a 50% (cinqüenta por cento) daquele efetivamente calculado.

§ 1.º — Concluída a execução do projeto e confirmadas na prática as reduções dos valores de DBO e MS aos níveis previstos, será concedido ao contribuinte o benefício de abater 50% (cinquenta por cento) do custo da obra, em parcelas mensais e consecutivas, nas suas contas de despejo industrial, desde que estas parcelas não excedam a 50% (cinqüenta por cento) do valor de sua conta, considerados os benefícios estabelecidos nos itens a e b do presente artigo.

§ 2.º — No caso de não serem atingidos os níveis previstos para os valores de DBO e MS, a cobrança do despejo industrial será restabelecida, de acordo com os novos valores determinados.

§ 3.º — Caberá ao IES a vistoria periódica das instalações de tratamento dos despejos industriais, a fim de comprovar que os valores projetados foram alcançados e estão sendo mantidos.

§ 4.º — Se ficar comprovada a desobediência injustificável ao cronograma, os benefícios concedidos serão, automaticamente, suspensos e restabelecida a cobrança normal nos valores determinados, desde a data de sua concessão.

Art. 19. Caberá ao IES informar ao DEF da SURSAN o exato cumprimento do projeto e funcionamento da instalação de que trata o art. 18, pelo qual o estabelecimento industrial ou de prestação de serviços se propôs a reduzir os valores de DBO e MS, como, também, informar os obtidos com o funcionamento da instalação de tratamento.

Art. 20. Caberá ao DEF da SURSAN examinar e decidir quanto à aceitação dos valores da proposta orçamentária para execução das obras de tratamento dos despejos industriais, podendo, para isto, recorrer à colaboração do IES de outros órgãos técnicos.

Parágrafo único — No caso de as obras de tratamento de despejos industriais serem executadas pela própria indústria, deverão ser apresentados ao DEF todos os documentos comprobatórios das despesas, o qual os examinará e decidirá quanto à validade e aceitação dos mesmos.

CAPÍTULO VI

Das Penalidades e Multas

Art. 21 Em decorrência da infração às disposições deste Regulamento, serão aplicadas multas com base nas disposições do Capítulo VIII da Lei nº 1574 de 11 de dezembro de 1967, e da Seção VI do Capítulo VI do Regulamento de Licenciamento e Fiscalização, aprovado pelo Decreto "N" nº 1 077, de 8 de junho de 1968.

§ 1.º — Em virtude dos estabelecido no art. 134 do mesmo Regulamento, fica a SURSAN autorizada a aprovar tabela de multas, que poderá ser revista em cada exercício, de acordo com o permitido pelo art. 46 da lei número 1 574, de 11 de dezembro de 1967.

§ 2.º — Quando couber, poderá ser também aplicada pena de suspensão, conforme previsto na Portaria "N" SOP n.º 7, de 13 de agosto de 1968

Art. 22. As multas pela poluição, previstas no art. 14 deste decreto e cobráveis de acordo com o estabelecido no Capítulo IV, combinado com o art. 74, tudo da lei nº 1 043, de 4 de agosto de 1966, serão diárias e calculadas de acordo com as normas estabelecidas no art. 7º, tomando-se como valores de comparação, não os do esgoto sanitário normal, mas sim os do próprio elemento receptor, estabelecidos pelo IES, conforme definido no parágrafo único do art. 13, levando-se em consideração apenas o acréscimo de poluição.

Art. 23. No caso particular de poluição da Baía de Guanabara, será aplicada ao infrator, com base na lei n.º 1 476, de 24/10/67 a multa de dez vezes o maior salário mínimo vigente no país.

Parágrafo único — Em caso de reincidência, a multa será elevada para trinta vezes o salário mínimo.

Art. 24. Quando a poluição atingir valores que possam causar riscos à saúde pública, fauna ou danos materiais, o infrator poderá ter sua fonte de poluição interditada, caso sejam esgotados os recursos para cessar o ato de violação, por um prazo a critério do IES.

Art. 25. O não pagamento das tarifas de despejo industrial e multas pela poluição de águas, nos prazos marcados nas guias de cobrança, sujeitará o usuário à interrupção de abastecimento de água.

§ 1.º — O restabelecimento da ligação de água, cujas despesas correrão por parte do responsável, só será efetuado após a liquidação de todos os débitos, ou da conclusão de acordo amigável de parcelamento de dívida.

§ 2.º — Para a viabilidade de aplicação deste artigo, a SURSAN, no prazo de 30 (trinta) dias da data deste decreto, providenciará convênio com a CEDAG.

CAPÍTULO VII

Disposições Gerais

Art. 26. Para a construção, reconstrução, reforma, ampliação, adaptação e modificação dos processos de produção de estabelecimentos industriais ou de prestação de serviços, deve ser previamente consultado o IES sobre as condições dos despejos industriais.

Art. 27. O lançamento de despejos industriais está sujeito aos arts. 63, 64, 65 e 66 do Código de Instalações de Esgotos Sanitários, aprovado pelo Decreto n.º 12.652, de 11 de novembro de 1954, e modificado pelo Decreto n.º 13.450, de janeiro de 1957 ou pelas disposições análogas de outro que o substitua.

Art. 28. Quando for constatado o lançamento clandestino de despejo industrial, além das multas previstas no Capítulo VI deste Regulamento, a cobrança da tarifa poderá retroagir até, no máximo, cinco anos da data da constatação.

Art. 29. A prestação de serviços diversos pela SURSAN será cobrada mediante tabelas, revistas em função da alteração do índice de custos no Estado da Guanabara.

Art. 30. Os casos omissos ou de dúvidas no presente Regulamento, deverão ser resolvidos pela SURSAN.

LEI N.º 1.043 — de 14 de Agosto de 1966

Dispõe sobre o Código de Saúde do Estado da Guanabara

CAPÍTULO IV

Saneamento e Meio

Art. 26. As medidas de saneamento constituem obrigação do Estado bem como das entidades públicas e particulares e das pessoas físicas.

Art. 27. A Secretaria de Saúde promoverá medidas para solução dos problemas básicos de saneamento.

Parágrafo único — Estão sujeitos à orientação e à fiscalização da autoridade sanitária os serviços de saneamento atribuídos ou não à administração estadual, inclusive o de abastecimento de água e o de remoção de resíduos sólidos, líquidos e gasosos.

Art. 28. Toda e qualquer regulamentação sobre traçados e zoneamento de áreas urbanas e rurais deverá contar sempre com a audiência da autoridade sanitária competente.

Art. 29. As habitações e construções em geral obedecerão aos requisitos de higiene indispensáveis para proteção da saúde dos moradores e usuários.

§ 1.º — Os estabelecimentos comerciais ou industriais, públicos ou privados, e as entidades e instituições de qualquer natureza são obrigados a atender aos preceitos de higiene e segurança de trabalho.

§ 2.º — Os loteamentos de terrenos com o fim de extensão ou formação de núcleos urbanos deverão obedecer aos requisitos de saneamento e higiene.

Art. 30. É obrigatória a ligação de qualquer edifício ou construção à rede pública de abastecimento de água e à de coletores de esgotos, existentes na zona.

Parágrafo único — Cabe ao proprietário do imóvel a execução das instalações domiciliares de abastecimento de água potável e de remoção de dejetos; ao ocupante do imóvel compete a respectiva conservação.

Art. 31. As águas residuárias que por suas características físicas, químicas ou biológicas, alterarem prejudicialmente a composição das águas receptoras, deverão sofrer adequado tratamento.

§ 1.º — O lançamento de águas residuárias de qualquer natureza, em

águas receptoras ou áreas territoriais, somente será permitido quando não seja prejudicial à saúde e à ecologia.

§ 2.º — O controle da contaminação ou poluição de águas receptoras ou de áreas territoriais, em conseqüência de lançamento de resíduos, compete à administração estadual, sem prejuízo da responsabilidade que possa ser atribuída a terceiros.

Art. 32. A autoridade sanitária superintenderá (vetado) o uso de piscinas coletivas, que deverão ser mantidas sob rigoroso controle.

Art. 74. A transgressão de qualquer dispositivo deste Código, sem prejuízo da ação criminal ou civil que couber, sujeitará o infrator a uma ou mais penalidades administrativas.

Parágrafo único — Constituem penalidades administrativas a advertência, a multa, a apreensão de mercadorias ou produtos ou sua inutilização, a suspensão, a interdição, a declaração de idoneidade, a denegação ou cassação do registro ou do alvará de licenciamento.

Art. 75 As disposições do Código de Saúde serão objeto de regulamentação, por meio de Normas Técnicas Especiais, as quais, elaboradas pela Secretaria de Saúde e aprovadas pelo Conselho Técnico de Saúde, serão baixadas por decreto, passando a integrar, para todos os efeitos legais, o Código de Saúde.

Parágrafo único — As Normas Técnicas Especiais a que se refere este artigo serão revistas pelos órgãos técnicos da Secretaria de Saúde periodicamente, para o fim de atualização e, uma vez aprovadas pelo Conselho Técnico de Saúde, tais alterações serão igualmente baixadas por decreto, passando a fazer parte integrante do Código, em substituição às anteriores.

LEI N.º 1.476 - de 24 de outubro de 1967

DISPÕE SOBRE O DESPEJO DE ÓLEO E LIXO NA BAÍA DE GUANABARA

O Governador do Estado da Guanabara:

Faço saber que a Assembléia Legislativa do Estado da Guanabara decreta e eu sanciono a seguinte lei:

Art. 1.º Fica proibido o despejo de óleo, lixo e outros detritos na Baía de Guanabara.

Art. 2.º A violação da presente lei implicará na multa de dez vezes o maior salário-mínimo vigente no país.

Parágrafo único — Em caso de reincidência, a multa será elevada para trinta vezes o salário-mínimo.

Art. 3.º Fica o Poder Executivo autorizado a entrar em entendimento com as autoridades federais e do Estado do Rio e assinar convênio no sentido de obter uniformidade de tratamento na aplicação das sanções necessárias à boa conservação da Baía de Guanabara.

Art. 4.º A presente lei será regulamentada no prazo de 90 (noventa) dias.

Art. 5.º A presente lei entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Rio de Janeiro, 24 de outubro de 1967, 79.º da República e 8.º do Estado da Guanabara.

Francisco Negrão de Lima
Raymundo de Paula Soares

REGULAMENTO DE LICENCIAMENTO E FISCALIZAÇÃO

Capítulo VI — Fiscalização

Art. 94. Ao Estado assiste o direito de, em qualquer tempo, exercer função fiscalizadora, no sentido de verificar da obediência aos preceitos da lei n.º 1.574, de 11 de dezembro de 1967 e sua regulamentação.

§ 1.º — Os funcionários investidos em função fiscalizadora poderão, observadas as formalidades legais, inspecionar bens e documentos de qualquer espécie desde que relacionados com a legislação específica.

§ 2.º — O desrespeito ou desacato a funcionário no exercício de suas funções ou empecilho oposto à inspeção a que se refere o parágrafo anterior, sujeitará o infrator não só às multas previstas neste Regulamento, como também a autuação pela autoridade policial.

SEÇÃO VI

MULTAS

Art. 131. Pelo não cumprimento do edital de encargos, serão aplicadas multas diárias de valor igual a do auto de infração correspondente.

Art. 132. Por não obediência ao edital de legislação, serão aplicadas multas de até o valor da obra executada ou equipamento assente sem licença na seguinte forma:

1 — de 30% do valor — até 30 dias vencido o prazo do edital;

2 — de mais de 30% do valor — entre 30 e 60 dias após vencido o prazo do edital;

3 — de mais de 40% do valor — após 60 dias do vencimento do prazo do edital.

§ 1.º — Os prazos referidos neste artigo serão interrompidos quando o infrator solicitar a legalização, e pelo período em que não tenha ocorrido perempção.

§ 2.º — Decorridos os prazos indicados neste artigo, as legalizações não poderão ser concedidas sem que tenham havido as autuações nele previstas.

Art. 133. As multas pela execução de obras e assentamento de equipamentos sem licença, terão seu valor aumentado para 5 (cinco) vezes quando na ocasião da lavratura do auto de infração os mesmos já estiverem incluídos.

Art. 134. Por infração a qualquer disposição da Lei n.º 1 574, de 11 de dezembro de 1967 e sua regulamentação, emitida nas discriminações dos arts. 130, 131, 132, serão aplicadas multas que, de acordo com a gravidade da falta variarão de Cr$ 20,00 a Cr$ 1.000,00.

DECRETO "N" N.º 1.077, de 6 de Junho de 1968

Regulamento de Parcelamento da Terra

SEÇÃO III

Art. 64. Compete aos proprietários de terrenos atravessados por cursos d'água ou valas, córregos, riachos, etc., canalizados ou não, ou que com eles limitarem, as suas conservações e limpeza nos trechos compreendidos, pelas respectivas divisas, de forma que suas seções de vazão mantenham-se sempre desimpedidas.

§ 1.º — Qualquer desvio ou tomada de água, modificação da seção de vazão, construção ou reconstrução de muralhas laterais, muros, etc. Na margem, no leito ou sobre os cursos de água ou valas, córregos, riachos, etc., só poderão ser feitos com permissão do órgão estadual competente, sendo proibidas todas as obras ou serviços que venham impedir o livre escoamento das suas águas.

Art. 65. Qualquer projeto de construção ou edificação, seja residencial, comercial, industrial, de qualquer natureza seja de natureza particular, seja de concessionários ou permissionários de serviço público, por autarquias, empresas, fundações ou companhias do Estado, do Governo Federal, e cuja obra seja distanciada pelo menos 50,00 (cinquenta) metros de um curso d'água ou vala, riacho, etc., somente poderá ser visado após o exame pelo órgão estadual competente das condições de vazão.

§ 1.º — Para tal, o órgão estadual competente, além de determinar a largura da faixa de proteção, sempre referida ao eixo do curso d'água ou vala, córrego, riacho, etc., onde não será permitida qualquer espécie de construção ou edificação, poderá exigir a execução de obras de melhoria da seção de vazão, retificação, regularização, etc., desde que o mesmo atravesse o terreno ou com ele seja lindeiro.

§ 2.º — Para a aceitação das obras e conseqüente "habite-se", deverá ser apresentada pelo proprietário declaração fornecida pelo órgão estadual competente de que foram executadas e cumpridas as determinações do mesmo.

§ 3.º — A não figuração nos projetos seja de que natureza fôr, de cursos d'água ou vala, córrego, riacho, etc. nas condições determinadas no presente artigo, constitui falta grave invalidando a aceitação de qualquer projeto, mesmo já licenciado e em execução, devendo a obra ser embargada, incontinenti, após a constatação do fato.

§ 4.º — Em casos especiais, quando não for possível o desvio ou retificação do curso d'água ou vala, córrego ou riacho, quando incidir sobre o local projeto de urbanização que determine mudança de curso quando as condições de vazão sejam mantidas adequadas, por decisão do Secretário de Obras Públicas, ouvidos os órgãos competentes será tolerada sua canalização com construção sobre a mesma, desde que observadas todas as precauções, inclusive posição de sapatas das fundações, e liberada totalmente a faixa correspondente à mesma, mantendo sempre, uma largura igual a de canalização, mais uma faixa de segurança, dimensionada pelos mesmos órgãos.

Art. 135. De acordo com o disposto no art. 46, § 1.º da lei n.º 1.574, de 11 de dezembro de 1967, as multas discriminadas nos parágrafos do art. 132 serão aplicadas conforme a gravidade da infração dentro dos limites indicados.

Art. 136. Quando os P.R.E.O autuados exercerem suas atividades como registrados por firmas, estas serão passíveis da mesma penalidade.

Parágrafo único — A multa não exclui a possibilidade de aplicação de pena de suspensão, seja para o profissional, seja para as firmas.

Art. 137. Pelas infrações das disposições deste regulamento os autos de infração poderão ser lavrados pelos Distritos ou Serviços dos Departa-

mentos interessados ou pelas Circunscrições Fiscais do Departamento de Fiscalização da Secretaria de Justiça.

Parágrafo único — No caso de haver duplicidade de autuação prevalecerá o auto de data mais antiga, devendo no caso da autuação simultânea da mesma data, prevalecerá o lavrado pelos Departamentos interessados.

Art. 138. A aplicação da multa poderá ter lugar em qualquer época durante ou depois de assumida a infração.

Art. 139. O pagamento da multa não sana a infração, ficando o infrator na obrigação de legalizar as obras e instalações executadas, sem licença ou demoli-las, desmontá-las ou modificá-las.

Art. 140. A importância da multa sofrerá um desconto de 30% se for paga até 10 (dez) dias após a lavratura do auto de constatação.

LEI N.º 1.574 de 11 de dezembro de 1967

Art. 2.º A responsabilidade pelos diferentes projetos, cálculos e memoriais apresentados para o necessário licenciamento de obras, cabe sempre e exclusivamente aos profissionais que os assinarem. Da mesma forma, a responsabilidade pela execução de obras de qualquer natureza será atribuída exclusivamente aos profissionais que, no respectivo projeto, assinarem com essa finalidade.

§ 1.º — Nos casos onde se fizer desmonte de terreno ou extração de areia de rio ou de terreno, para fins comerciais, industriais ou particulares, exigir-se-á sempre a assinatura de termo ou carta de responsabilidade nos quais serão fixadas as obrigações por danos eventualmente causados a terceiros.

Art. 3.º Às repartições do Estado cabe apenas o encargo do exame de projetos, cálculos e memoriais a elas apresentados para autorização do licenciamento das obras decorrentes. Nessa verificação será examinado, nos seus pormenores, o atendimento do que estabelecerá esta lei em sua regulamentação para o que serão feitas as exigências para seu cumprimento.

Parágrafo único — Uma vez enquadrados nos preceitos da presente lei, os documentos e desenhos que constituem os projetos, cálculos e memoriais serão visados pela repartição competente, não cabendo ao Estado qualquer responsabilidade pelo mau uso dos mesmos.

CAPÍTULO VIII

Das Multas e Penalidades

Art. 46. As infrações às disposiões da presente lei e de sua complementação serão punidas com multas ou outras sanções, como o embargo de obra, a demolição, o desmonte e outros, conforme escalonamento de penalidades que a regulamentação determinará.

§ 1.º — As multas serão proporcionadas ao valor das obras ou instalações executadas ilegalmente e as demais fixadas em tabela própria que deverá ser atualizada em cada exercício.

§ 2.º — Nas reincidências ou não cumprimento das intimações, após a aplicação da primeira multa, as demais serão aplicadas em dobro.

Portaria "N" n.º 7, de 13 de agosto de 1968

O Secretário de Estado de Obras Públicas, no uso de suas atribuições legais, de acordo com o disposto no parágrafo único do art. 36 do Regulamento de Licenciamento e Fiscalização, aprovado pelo Decreto "N" número 1.077, de 8 de junho de 1968, resolve:

1.º — Os profissionais, as firmas ou as entidades habilitadas ao desempenho das atividades específicas de projetar, de construir e de edificar, quando cometerem infrações às disposições da lei n.º 1.574, de 11 de dezembro de 1967, e seus Regulamentos, além das penalidades previstas pela legislação federal e das multas estabelecidas pela Seção VI do Capítulo VI do Regulamento de Licenciamento e Fiscalização, aprovado pelo Decreto "N" n.º 1.077, de 8 de junho de 1968, ficarão sujeitos a:

1) suspensão aplicada pelo Chefe do Órgão, encarregado do registro, por prazo que perdurará até que seja efetuado o pagamento quando a multa imposta for de 30 dias;

2) suspensão por 3 meses a 1 ano, aplicada pelo Diretor do Órgão Estadual competente;

3) suspensão por prazo superior a 1 ano até 5 anos, aplicada pelo Secretário de Estado de Obras Públicas;

4) cancelamento definitivo do Registro, determinado também pelo Secretário de Estado de Obras Públicas.

2.º — A suspensão poderá ser aplicada simultaneamente à firma ou à entidade e ao profissional, quando a infração cometida implicar em responsabilidade.

DECRETO "E" 2.886, de 10-6-69

REGULAMENTO E NORMA DE INSTALAÇÕES PREDIAIS DE ESGOTOS SANITÁRIOS

CAPÍTULO XI

Dos Despejos Industriais

Art. 32. O estabelecimento industrial, situado em logradouro dotado de coletor de esgotos sanitários estará obrigado a efetuar o lançamento de seu despejo industrial para esse coletor, porém em condições tais que esse despejo não venha a atacar ou causar dano de qualquer espécie às obras e serviços de esgotos.

Art. 33. Ao lançamento dos despejos industriais na rede pública de esgotos sanitários, será aplicado o Decreto "E" 2.721, de 4-3-69, ou disposições análogas de outro que o substitua, e deverão ainda preencher os seguintes requisitos:

a) temperatura não deverá ser superior a 55°C;
b) o pH deverá estar compreendido entre 5,5 e 10,0;
c) os sólidos de sedimentação imediata, como areia, argila, etc., só serão admissíveis até o limite de 500 partes por milhão (500 ppm);
d) os sólidos sedimentáveis em 10 minutos só serão admissíveis até o limite de 5.000 ppm;
e) para os sólidos sedimentáveis em 2 horas, deverão ser levados em conta a natureza, o aspecto e o volume do sedimento. Se este é compacto, não se admitirão mais de 250.000 ppm; se não é compacto, poderá ser admitido em qualquer quantidade;
f) substância graxas, alcatrões, resinas, etc., (substâncias solúveis a frio em éter etílico) não serão permitidas em quantidade superior a 150 ppm;
g) quando a rede pública de esgotos sanitários, que recebe o despejo industrial convergir para uma estação de tratamento o DES poderá exigir que a DBO (5) 20°C desse despejo não ultrapasse a DBO média do efluente cru da referida estação.

Art. 34. Não se admitirão, na rede de esgotos do DES, despejos industriais que contenham:

a) gases tóxicos ou substâncias capazes de produzi-los;

b) substâncias inflamáveis ou que produzam gases inflamáveis;
c) resíduos e corpos capazes de produzir obstruções (trapos, lã, pêlo, estopa, etc.);
d) substâncias que, por seus produtos de decomposição ou combinação, possam produzir obstruções ou incrustações nas canalizações;
e) resíduos provenientes da depuração de despejos industriais;
f) substâncias que, por sua natureza, interfiram com os processos de depuração da estação de tratamento de esgotos;

Art. 35. Conforme a natureza e o volume dos despejos industriais, deverão ser adotados dispositivos apropriados.

§ 1.° — Os despejos cuja temperatura seja superior a 55°C deverão passar em "caixa de resfriamento", antes de serem lançados na instalação de esgotos sanitários.

§ 2.° — Os despejos que apresentarem valores de pH fora da faixa recomendada no item b do artigo 33, deverão ser corrigidos através de "caixas neutralizadoras" antes de serem lançados na instalação de esgotos sanitários.

§ 3.° — Os despejos que contiverem sólidos pesados ou em suspensão deverão passar em "caixa detentora" especial, antes de serem lançados na instalação de esgotos sanitários.

§ 4.° — Os despejos provenientes de postos de gasolina ou garagens, onde haja lubrificação e lavagem de veículos deverão passar em "caixa de areia" e "caixa separadora de óleos", antes de serem lançados na instalação de esgotos sanitários.

§ 5.° — Os despejos provenientes de estábulos, cocheiras e estrumeiras, deverão ser coletados em "caixa detentora" de estrume, antes de serem lançados na instalação de esgotos sanitários.

Art. 36. Para o licenciamento junto ao DES de prédios onde houver despejos industriais ou de prestação de serviços, o projeto referido no art. 21, deverá ser previamente visado pelo Instituto de Engenharia Sanitária (IES) da SURSAN.

DECRETO LEI Nº 134 — De 16.06.75

Dispõe sobre a prevenção e o controle da Poluição do Meio Ambiente no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências.

O Governador do Estado do Rio de Janeiro, no uso da atribuição que lhe confere o art. 3.°, § 1.°, da Lei Complementar n.° 20, de 1 de julho de 1974, decreta:

CAPÍTULO I

Da Poluição

Art. 1.º — Para efeito deste Decreto-Lei, considere-se poluição qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente:

I — seja nociva ou ofensiva à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações;

II — crie condições inadequadas de uso do meio ambiente para fins públicos, domésticos, agropecuários, industriais, comerciais e recreativos;

III — ocasione danos à fauna, à flora, ao equilíbrio ecológico, às propriedades públicas e privadas à estética;

IV — não esteja em harmonia com os arredores naturais.

Parágrafo único — Consideram-se como meio ambiente todas as águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas, o ar e o solo.

Art. 2.º — Os resíduos líquidos, sólidos, gasosos ou em qualquer estado de agregação da matéria, provenientes de atividades industriais, comerciais, agropecuárias, domésticas, públicas, recreativas e outras, exercidos no Estado do Rio de Janeiro, só poderão ser despejados em águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas existentes no Estado, ou lançadas à atmosfera ou ao solo, se não causarem ou tenderem a causar poluição.

§ 1.º — Os lançamentos previstos neste artigo serão precedidos de autorização da Comissão Estadual de Controle Ambiental CECA, instruída por parecer técnico da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente — FEEMA.

2.º — O disposto neste artigo aplica-se a qualquer tipo de resíduos lançados nas águas, no ar ou no solo, direta ou indiretamente, através de quaisquer meios de lançamentos, inclusive a rede pública de esgotos.

CAPÍTULO II

Da Política Estadual de Controle Ambiental

Art. 3.º — A Política Estadual de Controle Ambiental compreenderá o conjunto de diretrizes administrativas e técnicas destinadas a fixar a ação governamental no campo da utilização racional do meio ambiente, visando à prevenção e ao controle de todas as formas de poluição ambiental.

Parágrafo único — Compete à Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral da Governadoria do Etado coordenar a política de preservação do meio ambiente e da utilização racional dos recursos naturais do Estado.

CAPÍTULO III

Dos Órgãos de Prevenção e Controle da Poluição

Art. 4.º — A Comissão Estadual de Controle Ambiental — CECA, observada a política de desenvolvimento econômico e social do Estado, atuará na prevenção da poluição ambiental e controle da utilização racional do meio ambiente, competindo-lhe:

I — aprovar e propor ao Secretário de Estado de Obras e Serviços Públicos as medidas necessárias ao controle da poluição e à proteção ambiental recomendadas pela FEEMA;

II — exercer o poder de polícia inerente ao controle da poluição e à proteção ambiental;

III — autorizar a operação de instalação ou atividades potencialmente poluidoras.

Parágrafo único — A CECA utilizará os recursos técnicos da FEEMA para exercer suas funções.

Art. 5.º A FEEMA atuará como órgão técnico e executor da Política Estadual de Controle Ambiental, competindo-lhe:

I — a pesquisa, o controle ambiental, o estabelecimento de normas e padrões, o treinamento de pessoal e a prestação de serviços visando à utilização racional do meio ambiente;

II — proporcionar apoio técnico à CECA para o exercício de suas funções;

III — sugerir à CECA medidas necessárias ao controle da poluição e à proteção ambiental;

IV — exercer, em nome da CECA, a fiscalização do cumprimento das normas sobre controle da poluição ambiental no território do Estado, inclusive das normas federais, mediante convênio.

CAPÍTULO IV

Das Fontes Poluidoras Existentes

Art. 6.º — A CECA e a FEEMA, na forma do Capítulo III, exercerão

o controle da poluição sobre as fontes poluidoras existentes, fazendo observar o que dispõe o presente Decreto-lei e seus Regulamentos.

Parágrafo único — No caso de infração a qualquer dispositivo do presente Decreto-lei e seus Regulamentos, os responsáveis pelas fontes poluidoras sujeitam-se às penalidades previstas no art. 9.º deste Decreto-lei.

Art. 7.º — A CECA e a FEEMA poderão exigir das pessoas físicas ou jurídicas, inclusive das entidades da administração indireta estadual ou municipal, cujas atividades possam, a seu critério, ser causadoras de poluição, que exibam seus planos, projetos e dados característicos que real ou potencialmente tenham relação com a poluição ambiental.

CAPÍTULO V

Das Atividades a se Instalarem

Art. 8.º — As pessoas físicas ou jurídicas, inclusive as entidades da administração indireta estadual e municipal que vierem a se instalar no território do Estado, cujas atividades industriais, comerciais, agropecuárias, domésticas, públicas, recreativas e outras, causadora de poluição, ficam obrigadas a, sob pena de responsabilidade:

I — submeterem à aprovação da FEEMA, anteriormente à sua construção ou implantação, os projetos, planos e dados característicos relacionados à poluição ambiental;

II — prévia autorização da CECA para operação ou funcionamento de suas instalações ou atividades que, real ou potencialmente, se relacionem com a poluição ambiental.

CAPÍTULO VI

Das penalidades

Art. 9.º — As pessoas físicas ou jurídicas que causarem poluição das águas, do ar ou do solo, no território do Estado, nos termos do artigo 1.º, ou que infringirem qualquer dispositivo deste Decreto-lei e seus Regulamentos, sujeitam-se às seguintes penalidades:

I — multa;

II — interdição.

§ 1.º — A regulamentação do presente Decreto-lei disporá sobre a aplicação das penalidades e fixará o valor das multas aplicáveis em cada caso, que poderão ser estipuladas por períodos diários de infração.

§ 2.º — As multas variarão de 1 (um) a 1.000 (um mil) UFERJ e serão

aplicadas pelo Presidente ou pelo Plenário da CECA ou por quem delas tenha recebido delegação de competência.

§ 3.º — A reincidência, o manifesto dolo, fraude ou má fé constituem circunstâncias agravantes, que poderão elevar a multa ao grau máximo e, nos casos mais graves, justificarão a interdição, conforme se disporá em regulamento.

§ 4.º — A interdição de instalação que contrarie a legislação sobre prevenção e controle da poluição ambiental será aplicada pelo Secretário de Obras e Serviços Públicos, por proposta da Comissão Estadual de Controle Ambiental.

§ 5.º — As penalidades previstas neste artigo poderão ser aplicadas a um mesmo infrator, isolada ou cumulativamente.

Disposições finais

Art. 10 — Este Decreto-lei entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Rio de Janeiro, 16 de junho de 1975.

FLORIANO FARIA LIMA
Hugo de Mattos Santos
Carlos Balthazar da Silveira
Ronaldo Costa Couto
Ilmar Penna Marinho Junior
José Rezende Peres
Myrthes De Luca Wenzel
Luiz Rogério Mitraud de Castro Leite
Marcel Dezon Costa Hasslocher
Laudo de Almeida Camargo
Woodrow Pimentel Pantoja
Oswaldo Ignácio Domingues
Josef Barat

Legislação do Estado de São Paulo

Anexo a que se refere o Decreto n.º 8.468, de 8 de setembro de 1976

Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de Maio de 1976, que Dispõe Sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente

TÍTULO I
Da Proteção do Meio Ambiente

CAPÍTULO I
Das Disposições Preliminares

Artigo 1.º — O sistema de prevenção e controle da poluição do meio ambiente passa a ser regido na forma prevista neste regulamento.

Artigo 1.º — O sistema de prevenção e controle da poluição do meio ambiente passa a ser regido na forma prevista neste regulamento.

Artigo 2.º — Fica proibido o lançamento ou a liberação de poluentes nas águas; no ar ou no solo.

Artigo 3.º — Considera-se poluente toda e qualquer forma de matéria ou energia lançada ou liberada nas águas, no ar ou no solo:

I — com intensidade, em quantidade e de concentração, em desacordo com os padrões de emissão estabelecidos neste regulamento e normas dele decorrentes;

II — com características e condições de lançamento ou liberação, em desacordo com os padrões de condicionamento e protejo estabelecidos nas mesmas prescrições.

III — por fontes de poluição com características de localização e utilização em desacordo com os referidos padrões de condicionamento e projeto;

IV — com intensidade, em quantidade e de concentração ou com características que, direta ou indiretamente, tornem ou possam tornar ultrapassáveis os padrões de qualidade do meio ambiente estabelecidos neste regulamento e normas dele decorrentes:

V — que, independentemente de estarem enquadrados nos incisos anteriores, tornem ou possam tornar as águas, o ar ou o solo impróprios, nocivos ou ofensivos à saúde; incovenientes ao bem estar público; danosos aos materiais, à fauna e à flora; prejudiciais à segurança, ao uso e gozo da propriedade, bem como às atividades normais da comunidade.

Artigo 4.º — São considerados fontes de poluição todas e quaisquer atividades, processos, operações ou dispositivos, móveis ou não que, independentemente de seu campo de aplicação, induzam, produzam ou possam produzir a poluição do meio ambiente, tais como: estabelecimentos industriais, agropecuários e comerciais, veículos automotores e correlatos, equipamentos e maquinarias, e queima de material ao ar livre.

CAPÍTULO II
Da Competência

Artigo 5.º — Compete à Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Defesa do Meio Ambiente — CETESB, na qualidade de órgão delegado do Governo do Estado de São Paulo, a aplicação da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, deste regulamento e das normas dele decorrentes.

Artigo 6.º — No exercício da competência prevista no artigo anterior, incluem-se entre as atribuições da CETESB, para controle e preservação do meio ambiente;

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

I — estabelecer e executar planos e programas de atividades de prevenção e controle da poluição;

II — efetuar levantamentos, organizar e manter o cadastramento de fontes de poluição;

III — programar e realizar coleta de amostras, exames de laboratório e análises de resultados, necessários à avaliação da qualidade do referido meio;

IV — elaborar normas especificações e instruções técnicas relativas ao controle da poluição;

V — avaliar o desempenho de equipamentos e processos, destinados aos fins deste artigo;

VI — autorizar a instalação, construção, ampliação, bem como a operação ou funcionamento das fontes de poluição definidas neste regulamento;

VII — estudar e propor aos Municípios, em colaboração com os órgãos competentes do Estado, as normas a serem observadas ou introduzidas nos Planos Diretores urbanos e regionais no interesse do controle da poluição e da preservação do mencionado meio;

VIII — fiscalizar as emissões de poluentes feitas por entidades públicas e particulares;

IX — efetuar inspeções em estabelecimentos, instalações e sistemas que causem ou possam causar a emissão de poluentes;

X — efetuar exames em águas receptoras, efluentes e resíduos;

XI — solicitar a colaboração de outras entidades, públicas ou particulares, para a obtenção de informações sobre ocorrências relativas à poluição do referido meio;

XII — fixar, quando for o caso, condições a serem observadas pelos efluentes a serem lançados nas redes de esgotos;

XIII — exercer a fiscalização e aplicar as penalidades previstas neste regulamento;

XIV — quantificar as cargas poluidoras e fixar os limites das cargas permissíveis por fontes, nos casos de vários e diferentes lançamentos e emissões em um mesmo corpo receptor ou em uma mesma região;

XV — analisar e aprovar planos e programas de tratamento e disposição de esgotos.

TÍTULO II
Da Poluição das Águas

CAPÍTULO I
Da Classificação das Águas

Artigo 7.º — As águas interiores situadas no território do Estado, para

os efeitos deste regulamento, serão classificadas segundo os seguintes usos preponderantes:

I — CLASSE 1 — águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;

II — CLASSE 2 — águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho);

III — CLASSE 3 — águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e à dessedentação de animais;

IV — CLASSE 4 — água destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento avançado, ou à navegação, a harmonia paisagística, ao abastecimento industrial, à irrigação e a usos menos exigentes.

§ 1.º — Não há impedimentos no aproveitamento de águas de melhor qualidade em usos menos exigentes, desde que tais usos não prejudiquem a qualidade estabelecida para essas águas.

§ 2.º — A classificação de que trata o presente artigo poderá abranger parte ou totalidade da coleção de água, devendo o decreto que efetuar o enquadramento definir os pontos limites.

Artigo 8.º — O enquadramento de um corpo de água, em qualquer classe, não levará em conta a existência eventual de parâmetros fora dos limites previstos para a classe referida devido a condições naturais.

Artigo 9.º — Não serão objeto de enquadramento nas classes deste regulamento os corpos de água projetados para tratamento e transporte de águas residuárias.

Parágrafo único — Os projetos de que trata este artigo deverão ser submetidos à aprovação da CETESB, que definirá também a qualidade do efluente.

CAPÍTULO II
Dos Padrões

SEÇÃO I
Dos Padrões de Qualidade

Artigo 10 — Nas águas de Classe 1 não serão tolerados lançamentos de efluentes, mesmo tratados.

Artigo 11 — Nas águas de Classe 2 não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes parâmetros ou valores.

I — virtualmente ausentes:

a) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais;
b) substâncias solúveis em hexana;
c) substâncias que comuniquem gosto ou odor;
d) no caso de substâncias potencialmente prejudicias, até os limites máximos abaixo relacionados:

1. Amônia — 0,5 mg/l de N (cinco décimo de miligrama de Nitrogênio por litro).
2. Arsênio — 0,1 mg/l (um décimo de miligrama por litro).
3. Bário — 1,0 mg/l (um miligrama por litro).
4. Cádmio — 0,01 mg/l (um centésimo de miligrama por litro).
5. Cromo (total) — 0,05 mg/l (cinco centésimos de miligrama por litro).
6. Cianeto — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro).
7. Cobre — 1,0 mg/l (um miligrama por litro).
8. Chumbo — 0,1 mg/l (um décimo de miligrama por litro).
9. Estanho — 2,0 mg/l (dois miligramas por litro).
10. Fenóis — 0,001 mg/1 (um milésimo de miligrama por litro)
11. Fluor — 1,4 mg/l (um miligrama e quatro décimos por litro).
12. Mercúrio — 0,002 mg/l (dois milésimos de miligrama por litro).
13. Nitrato — 10,0 mg/l de N (dez miligramas de Nitrogênio por litro).
14. Nitrito — 1,0 mg/l de N (um miligrama de Nitrogênio por litro).
15. Selênio — 0,01 mg/l (um centésimo de miligrama por litro).
16. Zinco — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro).

II — Proibição de presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

III — Número Mais Provável (NMP) de coliformes até 5.000 (cinco mil), sendo 1.000 (mil) o limite para os de origem fecal, em 100 ml (cem mililitros), para 80% (oitenta por cento) de, pelo menos, 5 (cinco) amostras colhidas, num período de até 5 (cinco) semanas consecutivas;

IV — Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 5 (cinco) dias, a 20ºC (vinte graus Celsius) em qualquer amostra, até 5 mg/l (cinco miligramas por litro);

V — Oxigênio Dissolvido (OD), em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/l (cinco miligramas por litro).

Artigo 12 — Nas águas de Classe 3 não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes parâmetros ou valores:

I — virtualmente ausentes:
a) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais;
b) substâncias solúveis em hexana;
c) substâncias que comuniquem gosto ou odor;

d) no caso de substâncias potencialmente prejudiciais, até os limites máximos abaixo relaciondos:

1. Amônia — 0,5 mg/l de N (cinco décimos de miligrama de Nitrogênio por litro).
2. Arsênio — 0,1 mg/l (um décimo de miligrama por litro).
3. Bário — 1,0 mg/l (um miligrama por litro).
4. Cádmio — 0,01 mg/l (um centésimo de miligrama por litro).
6. Cromo (total) — 0,05 mg/l (cinco centésimos de miligrama por litro)
6. Cianeto — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro)
7. Cobre — 1,0 mg/l (um miligrama por litro)
8. Chumbo — 0,1 mg/l (um décimo de miligrama por litro)
9. Estanho — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro)
10. Fenóis — 0,001 mg/l (um milésimo de miligrama por litro)
11. Fluor — 1,4 mg/l (um miligrama e quatro décimos por litro)
12. Mercúrio — 0,002 mg/l (dois milésimos de miligrama por litro)
13. Nitrato — 10,0 mg/l de N (dez miligramas de Nitrogênio por litro)
14. Nitrito — 1,0 mg/l de N (um miligrama de Nitrogênio por litro)
15. Selênio — 0,01 mg/l (um centésimo de miligrama por litro)
16. Zinco — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);

II — Proibição de presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processos de coagulação, sedimentação e filtração, convencionais;

II — Número Mais Provável (NMP) de coliformes até 20.000 (vinte mil), sendo 4.000 (quatro mil) o limite para os de origem fecal, em 100 ml (cem mililitros), para 80% (oitenta por cento) de, pelo menos, 5 (cinco) amostras colhidas num período de até 5 (cinco) semanas consecutivas;

IV — Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), em 5 (cinco) dias, a 20°C (vinte graus Celsius), até 10 mg/l (dez miligramas por litro) em qualquer dia.

V — Oxigênio Dissolvido (OD), em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/l (quatro miligramas por litro).

Artigo 13 — Nas águas de Classe 4 não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes valores ou condições:

I — materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais virtualmente ausentes:

II — odor e aspecto — não objetáveis;

III — Fenóis: até 1,0 mg/l (um miligrama por litro);

IV — Oxigênio Dissolvido (OD), superior a 0,5 mg/l (cinco décimos de miligrama por litro) em qualquer amostra.

§ 1.° — Nos casos das águas de Classe 4 possuírem índices de

coliformes superiores aos valores máximos estabelecidos para a Classe 3, poderão elas ser utilizadas para abastecimento público, somente se métodos espeiciais de tratamento forem utilizados, a fim de garantir sua potabilização.

§ 2.° — No caso das águas de Classe 4 serem utilizadas para abastecimento público, aplicam-se os mesmos limites de concentrações, para substâncias potencialmente prejudiciais, estabelecidos, para as águas de Classes 2 e 3, nas alíneas "d", dos incisos I dos artigos 11 e 12, deste regulamento.

§ 3.° — Para as águas de Classe 4, visando a atender necessidades de jusante, a CETESB poderá estabelecer em cada caso, limites a serem observados para lançamento de cargas poluidoras.

Artigo 14 — Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as Classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo de autodepuração do corpo receptor demonstre que os teores mínimos de Oxigênio Dissolvido (OD) previstos não serão desobedecidos em nenhum ponto do mesmo, nas condições críticas de vazão.

Artigo 15 — Para os efeitos deste regulamento, consideram-se "Virtualmente Ausentes" teores desprezíveis de poluentes, cabendo à CETESB, quando necessário, quantificá-los caso por caso.

Artigo 16 — Os métodos de análises devem ser os internacionalmente aceitos e especificados no "Standard Methods", última edição, salvo os constantes de normas específicas já aprovadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

SEÇÃO II

Dos Padrões de Emissão

Artigo 17 — Os efluentes de qualquer natureza poderão ser lançados nas águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas, situadas no território do Estado, desde que não sejam considerados poluentes, na forma estabelecida no artigo 3.° deste regulamento.

Parágrafo único — A presente disposição aplica-se aos lançamentos feitos, diretamente, por fonte de poluição, ou indiretamente, através de canalizações públicas ou privadas, bem como de outro dispositivo de transporte, próprio ou de terceiros.

Artigo 18 — Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nas coleções de água, desde que obedeçam às seguintes condições:

I — pH entre 5,0 (cinco inteiros) e 9,0 (nove inteiros);

II — temperatura inferior a 40°C (quarenta graus Celsius);

III — materiais sedimentáveis até 1,0 ml/l (um mililitro por litro) em teste de uma hora em "cone Imhoff";

IV — substâncias solúveis em hexana até 100 mg/l (cem miligramas por litro);

V — DBO 5 dias, 20°C no máximo de 60 mg/l (sessenta miligramas por litro). Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C no despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento);

VI — concentrações máximas dos seguintes parâmetros:

a) Arsênio — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);
b) Bário — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);
c) Boro — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);
d) Cádmio — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);
e) Chumbo — 0,5 mg/l (cinco décimos de miligrama por litro);
f) Cianeto — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);
g) Cobre — 1,0 mg/l (um miligrama por litro);
h) Cromo hexavalente — 0,1 mg/l (um décimo de miligrama por litro);
i) Cromo total — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);
j) Estanho — 4,0 mg/l (quatro militramas por litro);
k) Fenol — 0,5 mg/l (cinco décimos de miligrama por litro);
l) Ferro solúvel (Fe +) — 15,0 mg/l (quinze miligramas por litro);
m) Fluoretos — 10,0 mg/l (dez miligramas por litro);
n) Manganês solúvel (Mn^{2} +) — 1,0 mg/l (um miligrama por litro);
o) Mercúrio — 0,01 mg/l (um centésimo de miligrama por litro);
p) Níquel — 2,0 mg/l (dois miligramas por litro);
q) Prata — 0,02 mg/l (dois centésimos de miligrama por litro);
r) Selênio — 0,02 mg/l (dois centésimos de miligrama por litro);
s) Zinco — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);

VII — outras substâncias potencialmente prejudiciais, em concentrações máximas a serem fixadas, para cada caso, a critério da CETESB;

VIII — regime de lançamento contínuo de 24 (vinte e quatro) horas por dia, com variação máxima de vazão de 50% (cinquenta por cento) da vazão horária média.

§ 1.° — Além de obedecerem aos limites deste artigo, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo, na Classificação das Águas.

§ 2.° — Na hipótese de fonte de poluição geradora de diferentes despejos ou emissões individualizados, os limites constantes desta regulamentação aplicar-se-ão a cada um destes, ou ao conjunto após a mistura, a critério da CETESB.

§ 3.° — Em caso de efluente com mais de uma substância

potencialmente prejudicial, a CETESB poderá reduzir os respectivos limites individuais, na proporção do número de substâncias presentes.

Artigo 19 — Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados em sistema público de esgoto provido de estação de tratamento, se obedecerem às seguintes condições:

I — pH entre 5,0 (cinco inteiros) e 9,0 (nove inteiros);

II — temperatura inferior a 40°C (quarenta graus Celsius);

III — materiais sedimentáveis abaixo de 10 ml/l (dez mililitros por litro) em prova de sedimentação de 1 (uma) hora em "cone Imhoff";

IV — substâncias solúveis em hexana inferiores a 100 mg/l (cem miligramas por litro);

V — concentrações máximas dos seguintes parâmetros:

a) Arsênio — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);
b) Cádmio — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);
c) Chumbo — 0,5 mg/l (cinco décimos de miligrama por litro);
d) Cianeto — 0,2 mg/l (dois décimos de miligrama por litro);
e) Cobre — 1,0 mg/l (um miligrama por litro);
f) Cromo hexavalente — 0,5 mg/l (cinco décimos de miligrama por litro);
g) Cromo total — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);
h) Estanho — 4,0 mg/l (quatro miligramas por litro);
i) Ferro solúvel (Fe^{2} +) — 30,0 mg/l (trinta miligramas por litro);
j) Fenol — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);
k) Fluoreto — 10,0 mg/l (dez miligramas por litro);
l) Mercúrio — 0,01 mg/l (um centésimo de miligrama por litro);
m) Niquel — 2,0 mg/l (dois miligrama por litro),
n) Prata — 0,1 mg/l (um décimo de miligrama por litro)
o) Selênio — 0,2 mg/l (dois décimos de miligramas por litro);
p) Sulfeto — 50,0 mg/l (cinquenta miligramas por litro);
q) Zinco — 5,0 mg/l (cinco miligramas por litro);

VI — outras substâncias potencialmente prejudiciais em concentrações máximas a serem fixadas, para cada caso, a critério da CETESB;

VII — regime de lançamento contínuo de 24 (vinte e quatro) horas por dia com variação máxima de 50% (cinquenta por cento) da vazão horária média;

VIII — águas pluviais em qualquer quantidade;

IX — despejos que causem ou possam causar obstrução na rede ou qualquer interferência na própria operação do sistema de esgotos.

§ 1.° — Para os sistemas públicos de esgotos desprovidos de estação de tratamento, serão aplicáveis os padrões de emissão previstos no artigo 18, a critério da CETESB.

§ 2.° — No caso de óleos biodegradáveis de origem animal ou vegetal,

o valor fixado no inciso IV deste artigo poderá ser ultrapassado, limitando a CETESB o seu valor para cada caso, ouvido o órgão responsável pela operação do sistema local de tratamento de esgotos.

§ 3.º — Na hipótese de fonte de poluição geradora de diferentes despejos individualizados, os limites constantes desta regulamentação aplicar-se-ão a cada um deles, ou ao conjunto após mistura, a critério da CETESB.

§ 4.º — A vazão e respectiva carga orgânica, a serem recebidas pelos sistemas públicos de esgotos, ficam condicionadas à capacidade do sistema existente.

Legislação do Estado do Paraná

Regulamento a que se refere o Decreto n.º 5.316, de 17 de abril de 1974

CAPÍTULO I

Dos Conceitos Gerais

Art. 1.º O presente regulamento é aplicável aos assuntos pertinentes à proteção dos recursos hídricos, no território do Estado, conforme dispõe a Lei n.º 6.513, de 18 de dezembro de 1973.

Art. 2.º Considera-se poluição qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas das águas que possa constituir prejuízo à saúde, à segurança e ao bem estar das populações e ainda, possa comprometer a flora e a fauna aquática e a utilização das águas para fins agrícolas, comerciais, industriais e recreativos.

Art. 3.º Agente poluidor é a pessoa física ou jurídica, responsável pela fonte poluidora, isto é, pelo lançamento direto ou indireto, de resíduos sólidos ou líquidos, capazes de produzir poluição nas águas receptoras.

§ 1.º. Lançamento direto é aquele feito diretamente no curso d'água ou qualquer outra canalização de uso comum.

§ 2.º. Lançamento indireto é aquele feito através dos lençóis subterrâneos ou percolação junto ao corpo receptor.

§ 3.º. Considera-se também como poluente, os resíduos que apresentem características físicas, químicas ou biológicas em desacordo com os índices estabelecidos neste regulamento.

CAPÍTULO II

Das águas

SEÇÃO I

Do uso preponderante

Art. 4.º. As águas situadas no território do Estado, para efeitos deste regulamento, são classificadas segundo os seguintes usos preponderantes:

I — abastecimento doméstico: — destinadas ao abastecimento público ou privado, em condições naturais, ou após tratamento;
II — preservação da flora e da fauna — destinadas à existência normal de organismos aquáticos desejáveis;
III — recreação: — destinados à natação e a outros esportes ou reservadas para fins paisagísticos;
IV — irrigação: — destinadas à rega artificial e a outros fins agrícolas;
V — abastecimento industrial: — destinadas a processos industriais, inclusive geração de energia;
VI — navegação: — destinadas à manutenção de navegação;
VII — diluição de despejos: — destinadas ao recebimento, diluição e/ou afastamento de despejos industriais ou domésticos.

SEÇÃO II

Da classificação

Art. 5.º. As águas situadas no território do Estado, para os efeitos deste regulamento, são classificadas, segundo seu uso preponderante da seguinte forma:

I — Classe Especial: — águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;
II — Classe "A": — águas destinadas ao abastecimento doméstico após filtração seguida de desinfecção, à irrigação de hortaliças e à natação:
III — Classe "B": — águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento por processo convencional, à preservação da flora e da fauna e à dessedentação de animais;
IV — Classe "C": — águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento especial, à irrigação, à harmonia paisagística e à navegação;

V — Classe "D": — águas destinadas ao afastamento de despejos.

Parágrafo único: — A classificação de que trata o presente artigo, poderá abranger parte ou a totalidade da coleção de água, devendo a portaria que efetuar o enquadramento, definir os pontos-limites.

Art. 6.º Nas águas de Classe Especial não serão tolerados lançamentos de efluentes, mesmo tratados.

Art. 7.º Nas águas da Classe "A" não poderão ser lançados efluentes mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seus parâmetros naturais e em especial os seguintes valores:

I — Virtualmente ausentes:
- a) materiais flutuantes;
- b) óleos e graxas;
- c) substâncias que comuniquem gosto ou odor;
- d) substâncias tóxicas ou potencialmente tóxicas;
- e) cor;
- f) turbidez.

II — Fenóis até 0,001 (um milésimo) mg por litro;

III — Número Mais Provável (N.M.P.) de coliformes até 5.000 (cinco mil), sendo 1.000 (mil) o limite para os de origem fecal, em 100 (cem) mililitros, para 80% (oitenta por cento) de amostras colhidas em qualquer mês;

IV — Demanda Bioquímica de Oxigênio (D.B.O.), em cinco dias, a 20º (vinte graus centígrados) em qualquer amostra, até 3,0 (três) miligramas por litro;

V — Oxigênio Dissolvido (O.D.) em qualquer amostra, maior que 80% (oitenta por cento) da saturação;

VI — pH entre 5 (cinco) e 9 (nove).

Art. 8.º Nas águas da Classe "B" não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes valores:

I — Virtualmente ausentes;
- a) materiais flutuantes;
- b) óleos e graxas;
- c) substâncias que comuniquem gosto ou odor;
- d) substâncias tóxicas ou potencialmente tóxicas;

II — Fenóis até 0,001 (um milésimo) miligrama por litro;

III — Número Mais Provável (N.M.P.) de coliformes até 10.000 (dez mil), sendo 2.000 (dois mil) o limite para os de origem fecal, em 100 (cem mililitros) para 80% (oitenta por cento) das amostras colhidas em qualquer mês;

IV — Demanda Bioquímica de Oxigênio (D.B.O.), em 5 (cinco) dias a 20ºC (vinte graus centigrados), até 5,0 (cinco) miligramas por litro, em qualquer dia;

V — Oxigênio Dissolvido (O.D.) em qualquer dia, maior do que 70% (setenta por cento) da saturação; e

VI — PH entre 5 (cinco) e 9 (nove).

Art. 9.º Nas águas da Classe "C" não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes valores:

I — Virtualmente ausentes:
- a) matérias flutuantes;
- b) óleos e graxas;
- c) substâncias que comuniquem gosto ou odor; e
- d) substâncias tóxicas ou potencialmente tóxicas;

II — Número Mais Provável (N.M.P.) de coliformes até 20.000 (vinte mil), sendo 5.000 (cinco mil) o limite para os de origem fecal, em 100 (cem) mililitros, para 80% (oitenta por cento) das amostras colhidas em qualquer mês;

III — Demanda Bioquímica de Oxigênio (D.B.O.), em 5 (cinco) dias a 20ºC (vinte graus centígrados), até 10,0 (dez) miligramas por litro, em qualquer dia;

IV — Oxigênio Dissolvido (O.D.) maior do que 50% (cincoenta por cento) da saturação, em qualquer dia; e

V — pH entre 5 (cinco) e 9 (nove).

Art. 10. Para as águas da Classe "D", visando atender as necessidades de jusante, a ARH poderá estabelecer em cada caso, limites a serem observados para lançamento de cargas poluidoras.

Art. 11. Na classificação das águas não serão consideradas as causas naturais da poluição.

Art. 12. Para efeito deste regulamento, considera-se "Virtualmente Ausentes", teores desprezíveis de poluentes, cabendo à ARH, quando necessário, quantificá-los para cada classe.

CAPÍTULO III

Dos Efluentes

Art. 13. Os efluentes de quaisquer fontes poluidoras, somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nas coleções de água desde que obedeçam às seguintes características:

I — pH entre 5 (cinco) e 9 (nove);

II — temperatura a 40ºC (quarenta graus centígrados);

III — materiais sedimentáveis de 1 (um) mililitro por litro em prova de sedimentação em 1 (uma) hora em cone Imhoff.

IV — regime em vazão variável de efluente no máximo 1,5 (uma e meia) vez a vazão média diária;

V — ausência de materiais flutuantes, gases, líquidos ou sólidos combustíveis, explosivos ou corrosivos e produtos tóxicos.

§ 1.º Os efluentes além de obedecerem aos limites deste artigo, não deverão conferir características ao corpo receptor em desacordo com o enquadramento do mesmo na classificação das águas.

§ 2.º À A.R.H. caberá a fixação de limites para outros parâmetros quando a utilização do corpo receptor assim o exigir.

Art. 14. A Administração de Recursos Hídricos — ARH, poderá fixar para cada caso, condições a serem observadas pelos efluentes lançados nas redes de esgoto, sempre que os mesmos possam causar danos à canalização, às instalações, aos processos de tratamento e ao pessoal encarregado de sua operação e manutenção.

Legislação do Estado da Bahia

Regulamento da Lei n.º 3.163, de 04 de outubro de 1973

CAPÍTULO I

Da Poluição

Art. 1.º - O presente Regulamento é aplicável aos assuntos pertinentes à proteção ambiental, no território do Estado, a todas e quaisquer fontes poluidoras.

Art. 2.º - Para efeito deste Regulamento, considera-se:

a) *Poluição ambiental* - qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente (água, ar e solo) causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente:

I - seja nociva ou ofensiva à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações;

II - crie condições inadequadas para fins domésticos, agropecuários, industriais e públicos; ou

III - ocasione danos à fauna e à flora.

b) *Fonte poluidora* - toda instalação ou atividade que emita ou lance poluentes no meio ambiente.

c) *Poluição das águas* - qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas das coleções de água, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente:

I - crie ou possa criar condições nocivas ou ofensivas, à saúde, à segurança e ao bem-estar público;

II - prejudique a fauna ou a flora aquática;

III - prejudique o seu uso para fins domésticos, industriais, recreativos, paisagísticos, dessedentação de animais, agricultura, irrigação, navegação e outros justificados e úteis;

IV - apresente características físicas ou biológicas em desacordo com os índices estabelecidos por resolução do CEPRAM, pertinentes ao controle de poluição das águas, segundo disposições dos Capítulos II e III deste Regulamento.

d) *Poluição do ar* - a alteração da composição ou das propriedades do ar atmosférico pela descarga de poluentes ou substâncias nos estados sólido, líquido ou gasoso, de maneira a torná-lo:

I - impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde;

II - incoveniente ao bem-estar público;

III - danoso à vida animal e vegetal e aos materiais;

IV - prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade;

V - com características físicas, químicas ou biológicas em desacordo com os índices estabelecidos por resolução do CEPRAM, pertinentes ao controle de poluição do ar, segundo as disposições do capítulo IV deste Regulamento.

e) *Poluição do solo* - qualquer alteração das propriedades do solo causada direta ou indiretamente pelo lançamento de resíduos líquidos, gasosos ou sólidos, tais como:

I - resíduos de esgotos sanitários e industriais;

II - resíduos gasosos que causem a sedimentação de partículas;

III - resíduos sólidos resultantes de mineração, de produtos de petróleo, do emprego de pesticidas na agricultura, despejos de lixo, resíduos radioativos.

f) *Poluição sonora* - a produção de sons ou ruídos excessivos de qualquer natureza, em níveis de intensidade tais, que:

I - venham a prejudicar a saúde e o sossego da população;

II - causem perturbações às denominadas zonas de silêncio, tais como hospitais, casas de saúde e maternidade, e estabelecimentos congêneres.

Art. 3.º - Os índices permissíveis pertinentes à proteção ambiental serão estabelecidos através de resoluções do CEPRAM considerando em cada caso, as peculiaridades das áreas urbana, industrial, rural e da região metropolitana de Salvador.

CAPÍTULO II
Das Águas

Secção I
Do Uso Preponderante

rt. 4.º - Para efeitos deste Regulamento, serão considerados os seguintes usos preponderantes para a classificação das águas:

I - *abastecimento doméstico* - destinadas ao abastecimento público ou privado, em condições naturais ou após tratamento;
II - *abastecimento industrial* - destinadas a processos industriais, inclusive geração de energia;
III - *atividades agropastoris e dessedentação de animais* - destinadas à rega, fins agrícolas e outros;
IV - *preservação da fauna e da flora* - destinadas à existência normal dos organismos aquáticos desejáveis;
V - *recreação* - destinadas à natação e outros esportes aquáticos, e reservadas para fins paisagísticos e turísticos;
VI - *navegação* - destinadas à manutenção da navegação;
VII - *diluição de despejos* - destinadas a recebimento, diluição e/ou afastamento de despejos industriais ou domésticos.

Secção II
Da Classificação

Art. 5.º - As águas situadas no território do Estado, segundo o seu uso preponderante, classificar-se-ão em:

I - *Classe especial* - águas destinadas ao abastecimento doméstico sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;
II - *Classe I* - águas destinadas ao abastecimento doméstico após a filtração seguida de desinfecção, à irrigação de hortaliças e à natação;
III - *Classe II* - águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à indústria de processamentos de alimentos, à preservação da flora e da fauna e dessedentação de animais;
IV - *Classe III* - águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento especial, à irrigação exceto de hortaliças, à navegação, ao uso industrial e fins paisagísticos;
V - *Classe IV* - águas destinadas ao afastamento de despejos.

Parágrafo Único - A classificação de que trata o presente artigo poderá abranger parte ou a totalidade da coleção de água, devendo a resolução que efetuar o enquadramento definir os respectivos pontos limites.

Art. 6.º - Nas águas de classe especial não serão tolerados quaisquer lançamentos de efluentes, nem mesmo tratados.
Art. 7.º - Nas águas de classes I, II e III não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos valores constantes de tabela de índices estabelecida pelo CEPRAM.
Art. 8.º - Para as águas de classe IV, visando atender às necessidades de jusante, caberá ao CEPED estabelecer em cada caso limites a serem observados para lançamentos de cargas poluidoras.
Art. 9.º - Ao CEPRAM caberá o estabelecimento de novos parâmetros, reformulações dos já existentes, mudanças na classificação ou no sistema de classificação, sempre que se considere necessário, para um melhoramento na qualidade do meio ambiente.

CAPÍTULO III
Dos efluentes

Art. 10.º Os efluentes de quaisquer fontes poluidoras somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nas coleções de água, desde que observadas as características toleráveis estabelecidas pelo CEPRAM para o controle de poluição das águas.
§ 1.º - Além de obedecerem aos limites estabelcidos neste artigo e aos fixados em consonância com o disposto no artigo 9.º, os efluentes não deverão conferir características ao corpo receptor em desacordo com seu enquadramento na classificação das águas.
§ 2.º - Ao CEPRAM caberá o estabelecimento de novos parâmetros e/ou reformulações dos já existentes para um ou mais efluentes, quando a utilização do corpo receptor assim o exigir.
Art. 11 - O CEPRAM poderá fixar, para cada caso, condições a serem observadas pelos efluentes que causarem danos à canalização e instalações e ao pessoal encarregado da sua operação e manutenção.

A POLÍTICA TARIFÁRIA NA PREVENÇÃO E CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Introdução

A ação das autoridades sanitárias, no controle da poluição causada pela disposição de despejos industriais, deve ser regulada pela observância das seguintes condições:

- Localização de Indústria.
- Natureza dos efluentes.
- Método de tratamento técnica e economicamente viável.
- Natureza do corpo receptor.
- Existência de depuradora de esgotos municipal na área.
- Área disponível para tratamento dos despejos na própria indústria.
- Existência de rede pública de esgotos.

Sugestões para uma filosofia de controle

Indústrias em áreas urbanas

Inicialmente, transcreve-se a opinião do grande sanitarista Karl Imhof, expressa na página 313 de seu livro *Disposal of Sewage and Other Water-Borne Wastes*. "O lançamento de despejos industriais na rede pública de esgotos é geralmente considerado como a melhor alternativa para tratamento de despejos industriais. As grandes instalações para tratamento de esgotos domésticos, podem tratar os despejos industriais misturados com os esgotos de modo muito mais econômico e eficiente que qualquer empresa tratando seu próprio efluente e lançando-o no curso d'água receptor mais próximo".

Dentro deste princípio, e para a adaptação dos despejos industriais a esse tratamento conjunto, deverão ser consideradas as seguintes possibilidades:

- *Tratamento completo (não inclui o tratamento biológico)*

As indústrias cujos despejos industriais possuam grande quantidade de substâncias tóxicas, inflamáveis, agressivas, radiativas ou de substâncias que possam causar danos às instalações de esgotos (despejos provenientes de galvanoplastias, indústrias químicas, petroquímicas, indústrias de preparo de material atômico, etc.) deverão proceder ao tratamento completo de seus efluentes na própria indústria, reduzindo seus constituintes deletérios até onde for técnica e conomicamente possível.

- *Pré-tratamento*

Este caso se aplica às indústrias cujos despejos necessitam apenas de um pré-tratamento ou segregação de águas antes de serem lançados à rede pública de esgotos. Como exemplo, citam-se os despejos sob forma de águas de refrigeração, águas que necessitam ser neutralizadas, aquelas que contenham óleos, graxas e gorduras, etc.

- *Nenhum tratamento*

As indústrias cujos efluentes não interfiram com o funcionamento normal das instalações de esgotos e que não contenham substâncias tóxicas, não devem ser obrigadas a proceder a qualquer tratamento ou pré-tratamento dos seus despejos. Este caso inclui os laticínios, algumas fábricas de enlatados, lavanderias, certas fábricas de tecidos, de cerâmicas, etc.

Estas indústrias, quando situadas em área urbana, via-de-regra, não têm área suficiente para proceder a um tratamento biológico de seus despejos sendo muito mais econômico e eficiente o tratamento de seus resíduos em conjunto com os esgotos domésticos.

É completamente desprovido de qualquer sentido prático, obrigar essas indústrias a tratarem seus efluentes, quando as municipalidades onde estão situadas despejam, continuamente, nos rios mais próximos, milhares de metros cúbicos de esgotos por dia, contendo toneladas de carga poluidora e variada fauna de microrganismos patogênicos.

Quando em determinada área urbana não houver rede de esgotos adequada para recebimento de um despejo industrial de origem orgânica, vendo-se uma determinada indústria forçada a lançar seu despejo num curso d'água, não deverá caber nenhuma taxação sob a forma de multas ou obrigatoriedade de um tratamento completo por parte da empresa. Contudo, ela deverá prever um pré-condicionamento de seus efluentes.

Indústrias em áreas rurais

Neste caso, as indústrias deverão efetuar tratamento completo dos efluentes até onde for técnica e economicamente possível e dentro das normas previstos para o corpo de água receptor.

Indústrias em áreas intermediárias

São aquelas situadas em áreas de "transição" isto é, podem ser consideradas tanto pertencentes à área urbana como à rural.

Este caso se aplica a qualquer tipo de indústria, porém, cada caso deverá ser estudado em separado e cuidadosamente, a fim de se determinar a solução mais econômica possível para o tratamento.

A legislação antipoluição deve ser flexível e baseada no bom senso, dado aos inúmeros problemas inerentes principalmente aos despejos das grandes empresas e complexos industriais. Em alguns casos os despejos de determinadas indústrias é muitas vezes superior aos das populações das cidades vizinhas e em outros, os esgotos sanitários constituem a quase totalidade.

É de grande importância que as áreas citadas (urbana, rural e intermediária), em relação ao controle da poluição, sejam consideradas sob o ponto de vista *prático* e não sob o ponto de vista de divisão política.

Sugestões para a cobrança de tarifas

Indústrias em áreas urbanas

A tarifa para coleta, transporte e tratamento das águas residuárias de empresas situadas em áreas urbanas, poderá compor-se de 4 partes:

- Tarifa para coleta e transporte dos esgotos domésticos da indústria.
- Tarifa para tratamento dos esgotos domésticos da indústria.
- Tarifa para coleta e transporte dos despejos industriais.
- Tarifa para tratamento dos despejos industriais.

As tarifas relativas à coleta, transporte e tratamento dos esgotos domésticos da indústria, serão calculadas em função do número de operários, em cada empresa, e na base de 100 litros *per capita* por dia.

Nos casos das empresas ou complexos industriais que lançam seus efluentes diretamente nas estações de tratamento de esgotos, não haverá, por parte da municipalidade, órgão ou companhia de esgotos, cobrança relativa à coleta e transporte dos efluentes, uma vez que os mesmos são transportados por conta do próprio usuário.

A tarifa para tratamento dos despejos industriais e sanitários será cobrada somente quando a municipalidade realmente se dispuser a tratá-los. O montante a ser cobrado deverá servir, apenas, para cobrir os custos do tratamento.

- *Tratamento completo*

Nos casos em que as indústrias situadas em zonas urbanas procederem ao tratamento completo de seus efluentes, deverão pagar à municipalidade:

- a coleta e transporte dos esgotos domésticos;
- o tratamento dos seus esgotos domésticos, nos casos em que a municipalidade fizer o tratamento;
- a coleta e transporte dos despejos industriais;
- o tratamento dos despejos industriais.

- *Pré-tratamento*

Nos casos em que as indústrias situadas em zonas urbanas fizeram apenas pré-tratamento (acondicionamento prévio) de seus despejos, deverão pagar à municipalidade:

- a coleta e transporte dos esgotos domésticos;
- o tratamento dos seus esgotos domésticos, nos casos em que a municipalidade fizer o tratamento dos esgotos domésticos dessas indústrias;
- a coleta e transporte dos despejos industriais;
- o tratamento dos despejos industriais.

- *Nenhum tratamento*

As indústrias que lançam seus efluentes *in natura* na rede de esgotos municipais e que, pela sua natureza não necessitam de nenhum tratamento dentro da própria indústria, deverão pagar à municipalidade:

- a coleta e transporte dos esgotos dompesticos;
- o tratamento dos seus esgotos domésticos;
- a coleta e transporte dos despejos industriais;
- o tratamento dos despejos industriais.

Indústrias em áreas rurais

Nesse caso específico, as despesas com coleta, transporte e tratamento ficam por conta das próprias empresas, não cabendo, nesse caso, nenhuma cobrança de taxa ou tarifa de despejos industriais ou de esgotos domésticos por parte de qualquer municipalidade ou órgão fiscalizador.

Indústrias em áreas intermediárias

Serão enquadradas, conforme a localização, em área urbana ou área rural.

A Tabela 25.1 (a) constitui um resumo das sugestões para uma política de prevenção e controle da poluição das águas por despejos industriais.

Tabela 25.1(a) — Sugestões para prevenção e controle da poluição das águas por despejos industriais.

Localização das indústrias	*Tratamento dos efluentes*		*Rede municipal de esgotos*	*Cobrança de tarifas e multas*
	na própria indústria	*nas ETEs municipais*		
Área urbana	Completo (não inclui o biológico) Pré-tratamento Nenhum	existente	existente	pela coleta e transporte dos esgostos domésticos pela coleta e transporte dos despejos industriais pelo tratamento dos esgotos domésticos pelo tratamento dos despejos industriais
		não existente	existente	pela coleta e transporte dos esgotos domésticos pela coleta e transporte dos despejos industriais
		existente	particular, a rede é construída pela própria indústria	pelo tratamento dos esgotos domésticos pelo tratamento dos despejos industriais
		não existente	não existente	nenhuma cobrança de tarifa, taxa ou multa
Área rural	Completo		não existente	Não haverá cobrança de nenhuma taxa ou tarifa. As multas só serão aplicadas nos casos em que a indústria se recuse a tratar seus efluentes.
Área "intermediária"	Serão enquadrados, conforme a localização, em área urbana ou área rural.			

SUGESTÕES PARA A APROPRIAÇÃO DE CUSTOS DE INSTALAÇÃO, OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS COM VISTAS AO ESTABELECIMENTO DE TARIFAS

A tarifa a ser paga pelas indústrias no tocante à coleta, transporte e tratamento de suas águas residuárias em conjunto com os esgotos

domésticos de uma municipalidade, deverá ser composta a partir dos custos de implantação, operação e manutenção dessas instalações de esgotos. Em outras palavras, a Estrutura Tarifária deve ter por base a composição e formação dos custos inerentes à oferta deste tipo de serviços.

Faz-se necessária uma análise técnico-econômica-financeira para o estudo de um sistema de custos de modo que a estrutura tarifária possa viabilizar um Sistema Público de Esgotos.

Os custos envolvidos nas instalações de esgotos são classificados pelos critérios de localização, origem e rateio.

1.º Critério - Alocação dos custos

Custos Diretos

- Coleta e Transporte
  - Coletor domiciliar e/ou industrial
  - Coletor tronco, interceptores e emissários
  - Elevatórias
  - Ligações.
- Tratamento
  - Elevatória da ETE
  - Tratamento primário
  - Tratamento secundário
  - Tratamento e disposição do lodo
  - Tanques e equipamentos para cloração.

Custos Indiretos

- Administração
  - Instalações de controle
  - Escritórios centrais, laboratório
  - Terrenos

2.º Critério - Origem dos custos

Custos financeiros

Esse custo é calculado em função do volume de investimento, remuneração do investimento (taxa de juros); também pode incorporar a depreciação e um fator que reflita a amplicação do sistema.

Custos de operação e manutenção

São custos apropriados tradicionalmente em função do reparo e da manutenção do sistema. São alocados em função da coleta, transporte e tratamento. Os principais custos são: energia elétrica (potência instalada e consumida), mão-de-obra, transportes, produtos químicos, material de manutenção, etc).

Custos administrativos

São custos indiretos que são apropriados para rateio em função da vazão. Esses custos, englobam as despesas burocráticas gerais com pessoal, energia elétrica, telefone, veículos, material de expediente, etc., assim como as despesas de capital inerente às instalações, terrenos, móveis e utensílios.

3.º Critério - Apropriação e rateio de custos

A estrutura tarifária proposta, diferencia duas categorias: industrial (tarifas para indústrias) e doméstica. Ao contrário dos esgotos domésticos, as características dos despejos industriais são variáveis de indústria para indústria. Desta maneira, apropria-se e rateia-se os custos de acordo com os seguintes parâmetros:

Vazão - Os custos com a vazão são apropriados segundo a implantação, operação e manutenção dos equipamentos das instalações de coleta, transporte e tratamento e pelos custos administrativos totais.

DBO - Custos de implantação, operação e manutenção de equipamentos em função da DBO.

SS - Custos de implantação, operação e manutenção de equipamentos em função dos SS.

A Tabela 25.1(b), elaborada a partir de pesquisas feitas nas Companhias

Tabela 25.1(b) — Índices nacionais de composição de custos das instalações públicas de esgotos

Custos Totais 100%	Custos Financeiros 70%	Coleta e Transporte 52%	Vazão (52%)
		Tratamento 18%	Vazão (5%) DBO (10%) SS (3%)
	Custos Administrativos 20%	Coleta e Transporte 10% Tratamento 10%	Vazão (20%)
	Custo de Operação e Manutenção 10%	Coleta e Transporte 6%	Vazão (4%) SS (2%)
		Tratamento 4%	Vazão (1%) DBO (1,5%) SS (1,5%)

Estaduais de Saneamento, estabelece índices que refletem a composição de custos que incidem na Estrutura Tarifária ou preço tarifário.

Tabela 25.2 – Exemplo numérico da composição de custos das instalações públicas de esgotos

Fases no Sistema Sanitário / *Alocação dos Custos*	*Coleta e Transporte*		*Tratamento*		*TOTAL*	
	% do custo total	*Cr$/m³*	*% do custo total*	*Cr$/m³*	*% do custo total*	*Cr$/m³*
Custos com vazão						
Financeiros	52,0	0,85	5,0	0,09	57,0	0,94
Administrativos	10,0	0,16	10,0	0,16	20,0	0,32
Operação e manutenção	4,0	0,06	1,0	0,02	5,0	0,08
Sub-Total	66,0	1.07	16,0	0,27	82,0	1,34
Custos com DBO						
Financeiros	–	–	10,0	0,16	10,0	0,16
Operação e manutenção	–	–	1,5	0,03	1,5	0,03
Sub-Total	–	–	11,5	0,19	11,5	0,19
Custos com S S						
Financeiros	–	–	3,0	0,04	3,0	0,04
Operação e manutenção	2,0	0,03	1,5	0,03	3,5	0,06
Sub-Total	2,0	0,03	4,5	0,07	6,5	0,10
Custos Totais						
Financeiros	52,0	8,85	18,0	0,29	70,0	1,14
Administrativos	10,0	0,16	10,0	0,16	20,0	0,32
Operação e manutenção	6,0	0,09	4,0	0,09	10,0	0,16
TOTAL GERAL	68,0	1,10	32,0	0,53	100,0	1,63

A transposição da composição de custos das Tabelas 25.1 e 25.2 para kg de DBO e SS, é feita da seguinte maneira:

Com relação a DBO

$$\begin{matrix}200\ \text{l pcpd} \\ 54\ \text{g DBO pcpd}\end{matrix} \quad \frac{54\,000\ \text{mg}}{200\ \text{l}} = 270\ \text{mg/l de DBO}$$

Custo de 1 kg de DBO com relação à coleta e transporte: nenhum.
Custo de 1 kg de DBO com relação ao tratamento (w):

$$\frac{270\ \text{g}}{1000\text{g}} = \frac{\text{Cr\$ } 0{,}19}{\text{w}} \therefore \text{w} = \frac{\text{Cr\$ } 190}{270} = \text{Cr\$ } 0{,}70/\text{kg DBO}$$

Com relação aos SS

$$\begin{matrix}200\ \text{l pcpd} \\ 90\ \text{g SS pcpd}\end{matrix} \quad \frac{90\,000\ \text{mg}}{200\ \text{l}} = 450\ \text{mg/l de SS} = 450\ \text{g SS/m}^3\ \text{de esgotos}$$

$$\frac{450}{1\,000} = \frac{\text{Cr\$ } 0{,}10}{\text{y}} \therefore \text{y} = \frac{\text{Cr\$ } 100}{450} = \text{Cr\$ } 0{,}22$$

Cr$ 0,22/kg SS (coleta, transporte e tratamento)

Custo de 1 kg de SS com relação à coleta e transporte (z).

$$\text{z} = \frac{\text{Cr\$ } 30}{450} = \text{Cr\$ } 0{,}07/\text{kg SS}$$

Com relação ao tratamento (t)

$$\text{t} = \frac{\text{Cr\$ } 70}{450} = \text{Cr\$ } 0{,}15/\text{kg SS}$$

Com relação à vazão, somando-se os ítens pertinentes contidos na Tabela 25.2 e considerando 200 l pcpd, tem-se:

Coleta e transporte:	Cr$ 1,07/m³
Tratamento:	Cr$ 0,26/m³
Total:	Cr$ 1,33/m³

Exemplos

A cidade "X" possui 20 000 habitantes e o consumo "per capita" é de 200 l/d. A DBO = 270 mg/l (54 gpcpd) e os SS = 450 mg/l (90 gpcpd).

Estimar a tarifa de esgotos a ser cobrada pela cidade "X", com auxílio da Tabela 25.2.

Solução:

A somatória de todos os custos, é igual a Cr$ 1,63/m³ (Tabela 25.2).

$$20.000 \times 200 \times 10^{-3} \times \text{Cr\$ } 1{,}63 = \text{Cr\$ } 6\,520/\text{dia}$$

OS Cr$ 6 520/dia de despesas são distribuídos da seguinte forma:

Coleta e Transporte:

$$4\,000\ \text{m}^3/\text{dia} \times \text{Cr\$ } 1{,}10/\text{m}^3 = \text{Cr\$ } 4\,400/\text{dia}$$

$$4\,000\ \text{m}^3/\text{dia} \times \text{Cr\$ } 0{,}53/\text{m}^3 = \text{Cr\$ } 2\,120/\text{dia}$$

Supondo que indústria "A" tenha um efluente com as seguintes características: Q = 1 000 m³/d, DBO ⩽ 270 mg/l e SS ⩽ 450 mg/l e queira se instalar na cidade "X", determinar os custos para tratamento conjunto.

(O custo com o tratamento dos despejos pela própria indústria "A" é de Cr$ 3,50/m³).

Solução:

Coleta e transporte em conjunto

CT_1 = custos de coleta e transporte = custos financeiros + custos administrativos + custos de operação e manutenção

CT_2 = custos de tratamento = custos financeiros + custos administrativos + custos de operação e manutenção

Da Tabela 25.2 temos:

Custos financeiros	= Cr$ 0,85/m³
Custos administrativos	= Cr$ 0,16/m³
Custos de operação e manutenção	= Cr$ 0,09/m³
Total	= Cr$ 1,10/m³

Supondo que permaneçam inalterados os custos financeiros e os custos administrativos totais, esses custos unitários (ver Tabela 25.2) para 5 000 m³/dia diminuirão na proporção de aumento de vazão, ou seja 4 000/5 000.

$$CT_1 = [(0,85 + 0,16) \times 4/5 + 0,09] / m^3 = Cr\$\ 0,90/m^3$$

$$\text{donde } \frac{5\,000\ m^3}{\text{dia}} \times \frac{Cr\$\ 0,90}{m^3} = Cr\$\ 4\,500/\text{dia}$$

Acréscimo: Cr$ 4 500 – Cr$ 4 400 = Cr$ 100/dia

Caso se cobrasse apenas pelo acréscimo, ter-se-ia para coleta e transporte:

$$Cr\$\ 100/d \div 1000\ m^3/d = Cr\$\ 0,10/m^3$$

Tratamento em conjunto

$$CT_2 = [(0,29 + 0,16)\ 4/5 + 0,08]/m^3 = Cr\$\ 0,44/m^3$$

$$\text{donde } \frac{5\,000\ m^3}{d} \times \frac{Cr\$\ 0,44}{m^3} = Cr\$\ 2\,200,00/d$$

Acréscimo: Cr$ 2 200,00 – Cr$ 2 120,00 = Cr$ 80,00/d

Caso fosse cobrado apenas pelo acréscimo, ter-se-ia para o tratamento:

$$Cr\$\ 80,00/d \div 1000\ m^3/d = Cr\$\ 0,08/m^3$$

Caso a indústria "A" fosse pagar apenas pelo acréscimo de custos, pagaria apenas Cr$ 0,10/m³ + Cr$ 0,08/m³ = Cr$ 0,18/m³.
O custeio ETE para a cidade "X", continuaria na base de Cr$ 1,63/m³, o que seria injusto. Assim, a tarifa a ser cobrada deve ser a média ponderada, e ambas serão beneficiadas.

Cálculo da tarifa média

$$\frac{Cr\$\ 1,63 \times 4\,000 \times Cr\$\ 0,18 \times 1\,000}{5\,000\ m^3} = Cr\$\ 1,34/m^3$$

Ou seja, houve uma diminuição no custo de $\frac{1,63}{100} = \frac{1,34}{x}$; x = 18%

Supondo que a indústria "B" tenha um efluente com as seguintes características: Q = 500 m³/d, DBO = 1.800 mg/l e SS = 2.200 mg/l e que também deseja se instalar na cidade "X", determinar os custos para tratamento conjunto.

(O custo com o tratamento feito pela própria indústria "B", seria de Cr$ 4,80/m³).

Coleta e transporte em conjunto

	Para a cidade "X" (sem a indústria "A")	Para a indústria "B"
Custos financeiros	= Cr$ 0,85/m³	Cr$ 0,85/m³
Custos administrativos	= Cr$ 0,16/m³	Cr$ 0,16/m³
Custos de operação e manutenção	= Cr$ 0,09/m³	Cr$ 0,21/m³
Total	= Cr$ 1,10/m³	Cr$ 1,22/m³

Observação:
$Cr\$\ 0,21/m^3 = 0,06 + 0,03 \times \frac{2\,200}{450}$

Tratamento conjunto

Para a cidade "X"	Para a indústria "B"
Custos financeiros = Cr$ 0,29/m³	Cr$ 0,09/m³ + 0,16 x 1 800/270 + 0,04 x 2 200/450 = Cr$ 1,93/m³

Custos Administrativos = Cr$ 0,16/m³	Cr$ 0,16/m³
Custos de operação e manutenção = Cr$ 0,08/m³	Cr$ 0,02/m³ + 0,03 x $\frac{1\,800}{270}$ + $\frac{2\,200}{450}$ = Cr$ 0,35/m³
	Total: Cr$ 2,44/m³

Supondo que não haja decréscimo nos custos unitários, deverá ser cobrada da indústria "B":

— Pela coleta e transporte

$$Cr\$\ 1,22/m^3 \times 500\ m^3/d = Cr\$\ 610,00/d$$

— Pelo tratamento

$$Cr\$\ 2,44/m^3 \times 500\ m^3/d = Cr\$\ 1\,200,00/d$$

Observação:

Admitindo-se o decréscimo de custo de 18%, derivados dos ganhos de escala proporcionados pela coleta, transporte e tratamento em conjunto das águas residuárias da cidade "X" mais indústria "A", a indústria "B" pagaria (Cr$ 610,00/dia + Cr$ 1.220,00/dia). 0,82 = Cr$ 1.500, 60/dia (Cr$ 3,00/m³).

Supondo-se que haja decréscimo nos custos unitários provenientes do tratamento conjunto X + A + B, tem-se:

Coleta e transporte em conjunto

CT_1 = custos financeiros + custos administrativos + custos de operação e manutenção

Para a cidade "X" e indústria "A"	Para a indústria "B"
Custos financeiros = Cr$ 0,85/m³	Cr$ 0,85/m³
Custos Administrativos = Cr$ 0,16/m³	Cr$ 0,16/m³
Custos de operação e manutenção = Cr$ 0,09/m³	Cr$ 0,06/m³ + Cr$ 0,03/m³ $\frac{2\,200}{450}$ = Cr$ 0,21/m³
Total = Cr$ 1,10/m³	Cr$ 1,22/m³

Supondo que permaneçam inalterados os custos financeiros e os custos administrativos totais, estes custos unitários (vide Tabela 25.2) para 5.500 m³/d diminuirão na proporção do aumento da vazão, ou seja, 4.000/5.500.

Para X + A + B

$$CT_1 = [(Cr\$\ 0,85 + Cr\$\ 0,16)\ .\ 8/11 + Cr\$\ 0,09]/m^3 = Cr\$\ 0,83$$

$$CT_1 = \frac{5\,500\ m^3}{d}\ .\ Cr\$\ 0,83/m^3 = Cr\$\ 4\,565,00/d$$

Acréscimo: Cr$ 4.565,00 — Cr$ 4.400,00 = Cr$ 165,00/d.

Caso fosse cobrado apenas pelo acréscimo, ter-se-ia para Coleta e Transporte: Cr$ 165,00/d ÷ 1.500 m³/d = Cr$ 0,11/m³.

Além deste acréscimo, calculam-se as despesas referentes ao excedente de SS nos despejos industriais da indústria "B".

$$SS\ excedente = [Cr\$\ 0,03.\ (\frac{2\,200}{450} - 1)].\ 500\ m^3/d = Cr\$\ 60,00/d$$

Tratamento em Conjunto

Para a cidade "X" e a indústria "A"	Para a indústria "B"
Custos financeiros = Cr$ 0,29/m³	Cr$ 0,09/m³ + Cr$ 0,16 $\frac{1\,800}{270}$ + 0,04 $\frac{2\,200}{450}$ = Cr$ 1,35
Custos administrativos = Cr$ 0,16/m³	Cr$ 0,16/m³
Custos de operação e manutenção = Cr$ 0,08/m³	Cr$ 0,02/m³ + Cr$ 10,03. $\frac{1800}{270}$ + Cr$ 0,03 $\frac{2\,200}{450}$ = Cr$ 0,37/m³
Total = Cr$ 53,00/m³	Cr$ 1,88/m³

Supondo que permaneçam inalterados os custos financeiros e administrativos totais, esses custos unitários para 5.500 m³/dia diminuirão na proporção do aumento da vazão, ou seja, 4.000/5.500 (8/11).

Para X + A + B

$$CT_2 = [(Cr\$\ 0{,}29 + Cr\$\ 0{,}16)\ .\ 8/11 + 0{,}08]/m^3 = Cr\$\ 0{,}41/m^3$$

$$CT_2 = \frac{5\ 500\ m^3}{d}\ .\ Cr\$\ 0{,}41/m^3 = Cr\$\ 2\ 255{,}00/d$$

$$\text{Acréscimo: } Cr\$\ 2\ 255{,}00 - Cr\$\ 2\ 120{,}00 = \frac{Cr\$\ 135{,}00}{d}$$

Caso fosse cobrado apenas pelo acréscimo, ter-se-ia:

$$Cr\$\ 135{,}00/d \div 1500\ m^3/d = Cr\$\ 0{,}09/m^3$$

Além deste acréscimo, calculam-se as despesas referentes ao excedente de DBO e SS nos despejos industriais da indústria "B":

$$DBO_{exc.} = \left\{\left[Cr\$\ 0{,}16/m^3\ \left(\frac{1800}{270} - 1\right)\right]\ .\ 8/11 + \right.$$

$$\left. + Cr\$\ 0{,}03/m^3\ \left(\frac{1800}{270} - 1\right)\right\} = \left\{\left[[Cr\$\ 0{,}91/m^3]\right].\ 8/11 + \right.$$

$$\left. + Cr\$\ 0{,}17/m^3\right\} = \left\{Cr\$\ 0{,}66/m^3 + Cr\$\ 0{,}17\ m^3\right\}$$

donde:

$$DBO_{exc.} = Cr\$\ 0{,}83/m^3$$

As despesas da indústria "B" com a DBO excedente serão de:

$$Cr\$\ 0{,}83/m^3\ .\ 500\ m^3/d = Cr\$\ 415{,}00/d$$

$$SS_{exc} = \left\{\left[Cr\$\ 0{,}04/m^3\ \left(\frac{2200}{450} - 1\right)\right]\ .\ 8/11 + \right.$$

$$\left. + Cr\$\ 0{,}03/m^3\left(\frac{2200}{450} - 1\right)\right\} = \left\{\left[Cr\$\ 0{,}16/m^3\right]\ .\ 8/11 + \right.$$

$$\left. + Cr\$\ 0{,}12/m^3\right\} = \left\{Cr\$\ 0{,}12/m^3 + Cr\$\ 0{,}12/m^3\right\} = SS_{exc} =$$

$$= Cr\$\ 0{,}24/m^3$$

As despesas da indústria "B" com SS excedentes serão de:

$$Cr\$\ 0{,}24/m^3\ .\ 500\ m^3/d = Cr\$\ 120{,}00/d$$

Caso as indústrias "A" e "B" fossem pagar apenas pelo acréscimo de custos, pagariam somente $Cr\$\ 0{,}11/m^3 + Cr\$\ 0{,}09m^3 = Cr\$\ 0{,}20/m^3$.

O custeio da rede e ETE municipais continuaria na base de $Cr\$\ 1{,}63/m^3$ para os usuários residenciais, o que não parece justo.

Assim, as tarifas básicas a serem cobradas da cidade "X" e indústrias "A" e "B" devem ser a média ponderada, beneficiando tanto os usuários domésticos como os industriais.

Cálculo da tarifa média ponderada:

— Para coleta e transporte

$$T_1 = \frac{Cr\$\ 1{,}10/m^3\ .\ 4\ 000\ m^3 + Cr\$\ 0{,}11/m^3\ .\ 1\ 500\ m^3}{5\ 500\ m^3} = Cr\$\ 0{,}83/m^3$$

— Para tratamento

$$T_2 = \frac{Cr\$\ 0{,}53/m^3\ .\ 4\ 000\ m^3 + Cr\$\ 0{,}09/m^3\ .\ 1\ 500\ m^3}{5\ 500\ m^3} = Cr\$\ 0{,}41/m^3$$

$$T_1 + T_2 = Cr\$\ 1{,}24/m^3$$

Ou seja, houve decréscimo na tarifa básica:

$$\frac{Cr\$\ 1{,}63/m^3}{100} = \frac{Cr\$\ 1{,}24/m^3}{y} \quad \therefore\ y = 24{,}0\%$$

As despesas deverão ser distribuídas da seguinte forma:

Cidade "X": $Cr\$\ 1{,}24/m^3\ .\ 4\ 000\ m^3/d = Cr\$\ 4\ 960{,}00/d$
Indústria "A": $Cr\$\ 1{,}24/m^3\ .\ 1\ 000\ m^3/d = Cr\$\ 1\ 240{,}00/d$
Indústria "B":

- Tarifa básica:
  $Cr\$\ 1{,}24\ m^3\ .\ 500\ m^3/d$ . . . . . $Cr\$\ 620{,}00/d$
- Tarifa pelas cargas excedentes de DBO e SS:
  $Cr\$\ 1{,}19/m^3\ .\ 500\ m^3/d$ . . . . . $Cr\$\ 595{,}00/d$

  Total . . . . . $Cr\$\ 1\ 215{,}00/d$

Não parece viável econômica e socialmente outra forma de subsídio a não ser que se considerem os ganhos de escala derivados do aproveitamento das instalações sanitárias da municipalidade (rede pública e ETE) com a coleta, transporte e tratamento dos despejos industriais.

Considerando a diminuição dos custos unitários devido ao tratamento conjunto (A + B + C),formulou-se a Tabela 25.3, idêntica à Tabela 25.2, porém com base no custo de Cr$ 1,24/m³.

Tabela 25.3 – Exemplo numérico da composição de custos das instalações públicas de esgotos

Fases no Sistema Sanitário / Alocação dos Custos	*Coleta e Transporte*		*Tratamento*		*TOTAL*	
	% do custo Total	*Cr$/m³*	*% do custo Total*	*Cr$/m³*	*% do custo Total*	*Cr$/m³*
Custos com vazão						
Financeiros	52,0	0,65	5,0	0,06	57,0	0,71
Administrativos	10,0	0,12	10,0	0,13	20,0	0,25
Operação e manutenção	4,0	0,05	1,0	0,01	5,0	0,06
Sub-Total	66,0	0,82	16,0	0,20	82,0	1,02
Custos com DBO						
Financeiros	–	–	10,0	0,12	10,0	0,12
Administrativos	–	–	–		–	
Operação e manutenção	–	–	1,5	0,02	1,5	0,02
Sub-Total	–	–	11,5	0,14	11,5	0,14
Custos com SS						
Financeiros	–	–	3,0	0,04	3,0	0,04
Administrativos	–	–	–	–	–	–
Operação e manutenção	2,0	0,02	1,5	0,02	3,5	0,04
Sub-Total	2,0	0,02	4,5	0,06	6,5	0,08
Custos totais						
Financeiros	52,0	0,65	18,0	0,22	70,0	0,87
Administrativos	10,0	0,12	10,0	0,13	20,0	0,25
Operação e manutenção	6,0	0,07	4,0	0,05	10,0	0,12
TOTAL GERAL	68,0	0,84	32,0	0,40	100,0	1,24

FÓRMULAS PARA CÁLCULOS DAS TARIFAS NAS INSTALAÇÕES PÚBLICAS DE ESGOTOS

Considera-se que a Estrutura Tarifária seja composta das receitas com: esgotos domésticos (Rr) e despejos industriais (Ri).

A receita com esgotos domésticos é derivada dos usuários que, utilizando as instalações públicas de esgotos, possuam DBO e SS com as seguintes características:

$$DBO \leqslant 270 \text{ mg/l e } SS \leqslant 450 \text{ mg/l}$$

A receita com despejos industriais é derivada dos usuários que, utilizando as instalações públicas de esgotos, possuam DBO e SS com as seguintes características:

$$DBO > 270 \text{ mg/l e } SS > 450 \text{ mg/l}$$

Desta forma podem ser utilizadas duas fórmulas:

Para os usuários com esgotos domésticos (Fórmula 1):

$$R_r = V_r \left\{ v_1 + s_1 + v_2 + d + s_2 \right\} \text{, onde:}$$

r = número de economias domésticas, variando de 1 a n;
Rr = total a ser cobrado de uma economia doméstica;
Vr = vazão de uma economia do tipo doméstico em m³;
v_1 = custo do m³ da vazão para coleta e transporte;
s_1 = custo do m³ de sólidos em suspensão para coleta e transporte;
v_2 = do m³ de vazão para tratamento;
d = custo do m³ de remoção da DBO;
s_2 = custo do m³ de remoção do SS

Generalizando esta fórmula para a cidade "X", tem-se:

$$R_r = \sum_{r=1}^{n} V_r \left\{ v_1 + s_1 + v_2 + d + s_2 \right\}$$

Na Tabela 25.3, tem-se os valores de v_1, s_1, v_2, d e s_2.

Cálculo de vazão:

$$\sum_{r=1}^{n} V_r = 20\,000 \,.\, 200.1. \; 10^{-3} = 4\,000 \text{ m}^3/\text{d}$$

Cálculo da receita tarifária (coleta, transporte e tratamento):

Aplicando-se a Fórmula 1, tem-se:

$$R_r = 4000\ m^3/d \left\{ Cr\$\ 0{,}82/m^3 + Cr\$\ 0{,}02/m^3 + Cr\$\ 0{,}20/m^3 + \right.$$
$$\left. + Cr\$\ 0{,}14/m^3 \right\} + Cr\$\ 0{,}06/m^3$$

$$R_r = 4\ 000\ m^3/d\ .\ Cr\$\ 1{,}24/m^3$$

$$R_r = Cr\$\ 4\ 960{,}00/d.$$

Para os usuários com despejos industriais (Fórmula 2)

$$R_i = V_i \left\{ \left[v_1 + s_1 \cdot \frac{S_i}{S_r} \right] + \left[v_2 + d \cdot \frac{D_i}{D_r} + s_2 \cdot \frac{S_i}{S_r} \right] \right\}, \text{ onde:}$$

Ri = total a ser cobrado da indústria i;
Vi = vazão da indústria i;
v_1, s_1, v_2, d, s_2 = definidos como na fórmula anterior;
Si = sólidos em suspensão do efluente da indústria i em mg/l;
Sr = sólidos em suspensão do esgoto doméstico da municipalidade em mg/l, (450 mg/l);
Di = DBO do efluente da indústria i, em mg/l;
Dr = DBO do esgoto doméstico da municipalidade, em mg/l, (270 mg/l).

Cálculo da cobrança de coleta, transporte e tratamento da Indústria A:

Como as cargas de DBO e SS são inferiores às da municipalidade, considera-se, para efeito de cobrança, esse limite, ou seja:

$S_i = 450$ mg/l e $D_i = 270$ mg/l

$$R_A = 1\ 000\ m^3/d \left\{ \left[Cr\$\ 0{,}82 + Cr\$\ 0{,}02 \frac{450}{450} \right] + \left[Cr\$\ 0{,}20 + \right. \right.$$
$$\left. + Cr\$\ 0{,}14 \frac{270}{270} + Cr\$\ 0{,}06 \frac{450}{450} \right] \left. \right\} = 1000\ m^3/d \left\{ Cr\$\ 0{,}84/m^3 + \right.$$
$$\left. + Cr\$\ 0{,}40/m^3 \right\} = Cr\$\ 1\ 240{,}00/d$$

A indústria "A" pagará Cr$ 840,00 por dia pela coleta e transporte de seus despejos industriais e Cr$ 400,00 por dia pelo tratamento (ver proporção na Tabela 25.1)

Ou de outra forma, deconpondo o pagamento da indústria "A" segundo as características de seus despejos:

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

— Pela coleta e transporte de:

- sua vazão: Cr$ 820,00/d
- seu SS : Cr$ 20,00/d — Cr$ 840,00/d

— Pelo tratamento de:

- sua vazão: Cr$ 200,00/d
- sua DBO : Cr$ 140,00/d
- seu SS : Cr$ 60,00/d — Cr$ 400,00/d — Cr$ 1 240,00/d

Cálculo da cobrança de coleta, transporte e tratamento da Indústria B:

$S_i = 2\ 200$ mg/l e $D_i = 1\ 800$ mg/l

$$R_B = 500\ m^3/d \left\{ \left[Cr\$\ 0{,}82 + Cr\$\ 0{,}02 \frac{2\ 200}{450} \right] + \left[Cr\$\ 0{,}20 + \right. \right.$$
$$\left. \left. + Cr\$\ 0{,}14 \frac{1\ 800}{270} + Cr\$\ 0{,}06 \frac{2200}{450} \right] \right\}$$

$$R_B = 500\ m^3/d \left\{ Cr\$\ 0{,}92/m^3 + Cr\$\ 1{,}42/m^3 \right\} \therefore$$

$$R_B = Cr\$\ 1\ 170{,}00/d$$

A indústria "B" pagará Cr$ 460,00/d pela coleta e transporte e Cr$ 710,00/d pelo tratamento.

Decompondo o pagamento da indústria "B", segundo as características de seus despejos, tem-se:

—Pela coleta e transporte de:

- sua Vazão: Cr$ 410,00/d
- seu SS : Cr$ 50,00/d — Cr$ 460,00/d

— Pelo tratamento de:

- sua Vazão: Cr$ 100,00/d
- sua DBO : Cr$ 465,00/d
- seu SS : Cr$ 145,00/d — Cr$ 710,00/d — Cr$ 1.170,00/d

LEGISLAÇÃO RELATIVA A DESPEJOS INDUSTRIAIS

Vigoram, atualmente, os seguintes conceitos básicos relacionados a esse tipo de legislação:

— *Padrões gerais de qualidade de corpos d'água receptores baseados na concentração dos poluentes dos despejos industriais após diluição nos corpos d'água* (adotado, por exemplo, na Irlanda e no Brasil).
Esse modo de agir é apropriado para países cujo meio ambiente esteja pouco danificado. Leva em consideração a relação entre a carga poluidora dos vários poluentes e a capacidade depuradora natural dos cursos d'água.
Esse conceito não é apropriado para regiões onde as descargas já se tornaram excessivas em relação à capacidade assimiladora do corpo de água receptor. Em muitos locais, se o conceito de capacidade assimiladora dos cursos d'água for rigorosamente aplicado, muitas das indústrias aí existentes deverão ser obrigadas a acondicionar seus efluentes segundo padrões muito rígidos, devido à presença de outras indústrias a montante.

— *Padrões gerais para a qualidade do efluente industrial, uniformemente aplicado ou graduado, em função da capacidade assimiladora dos cursos d'água* (adotado, por exemplo, na Dinamarca, Itália e Inglaterra).
Esse conceito torna possível a elaboração de um programa de melhoria do meio ambiente para águas poluídas. Também pode manter o grau de higidez das águas de alta qualidade. Estes objetivos podem ser alcançados sem haver necessidade de estabelecer-se limites para cada descarga em particular.

— *Padrões específicos para a qualidade do efluente de cada tipo de indústria* (adotado, por exemplo, na Bélgica).
A desvantagem desse conceito é que não relaciona adequadamente os padrões para um curso de água em particular.

— *Carga de poluentes no despejo por unidades de matéria-prima empregada ou por unidade de produto fabricado* (por exemplo, nos EUA, usa-se kg DBO/t.).
Para efetivação desse conceito há necessidade de medições de vazões concomitantemente à da produção, a fim de tornar possível o inter-relacionamento entre kg de DBO (por exemplo) nos despejos e toneladas (ou unidades) de produção da indústria.
A fiscalização dos padrões é complexa e anti-econômica, não podendo ser obtida por meio de uma simples análise do efluente, devido às variações das vazões e composição dos despejos e ainda às variações de produto acabado em determinadas indústrias.
A EPA (Environmental Protection Agency), contorna parcialmente esse problema, isentando de fiscalização as pequenas indústrias.

— *Cobrança de taxas ou de tarifas pela descarga de efluentes nos corpos de água ou nas depuradoras municipais de esgotos* (adotado, por exemplo, na França, Alemanha e Holanda).
As taxas ou tarifas, são cobradas em função da vazão, concentração de substâncias poluidoras e de um fator de toxidez.
A teoria básica desse conceito é que a indústria deve construir um sistema depurador de efluentes dentro de suas instalações ou pagar para ajudar na construção de uma depuradora municipal de esgotos.
Na realidade, uma política tarifária dessa natureza não atinge o objetivo geral, que é a melhoria do meio ambiente, a menos que as taxas sejam tão elevadas que possam ser consideradas como punitivas.
O mérito desse sistema de cobrança de taxas ou tarifas, é que pode ser utilizado como veículo de comparação entre os custos de taxas ou multas para indústrias que descarregam seus despejos diretamente nos cursos de água com os custos das tarifas baseadas no tratamento nas depuradoras municipais de esgotos.

A Tabela 25.4, fornece os padrões internacionais em vigor (1976) para os efluentes de indústrias antes de atingirem os cursos de água (Bélgica, Dinamarca, França, Alemanha, Itália, Holanda e Ingalterra) e depois de diluirem-se nos cursos de água (Irlanda e Inglaterra). Interesante notar que a Inglaterra é o único país do Mercado Comum Europeu (MCE) a estabelecer exigências em relação aos parâmetros do efluente e do curso de água receptor e a Irlanda é o único que não controla a poluição por exames diretos dos efluentes e sim nas águas superficiais receptoras.

Em relação aos padrões adotados por esses países, temos:

— Bélgica: padrões gerais. Para algumas indústrias existem padrões particulares.

— Dinamarca: padrões gerais.

— França: padrões gerais. Existem padrões particulares para determinadas indústrias.

— Irlanda: padrões gerais. Às vezes existem padrões específicos.

— Itália: existem padrões do Ministério da Saúde para cada tipo de indústria.

— Holanda: há necessidade de licença especial para descargas excedendo determinados índices.

— Inglaterra: a "Royal Comission" estabelece parâmetros para cada caso individualmente.

Tabela 25.4 – Padrões internacionais aplicados nos efluentes lançados nas águas superficiais

Parâmetros dos efluentes	*Bélgica*	*Dinamarca*	*França*	*Alemanha*	*Irlanda*	*Itália*	*Holanda*	*Inglaterra*
Natureza da água receptora	Águas especiais p/fins de potabilidade	Águas superficiais	–	–	Águas piscosas	Rios	–	Águas superficiais
pH	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	5,5 – 8,5	6 – 9	6 – 8,5	6 – 8,5	6 – 8,5	6 – 9
SS (mg/l)	100	30	30	0,3 ml/l de material sedimentável	–	80	30	30
DBO do efluente (mg/l)	30	20	40	80	–	40	20	20
DBO do corpo de água receptor (mg/l)	–	–	–	–	5	–	–	2
DQO (mg/l)	–	relacionada à DBO	–	–	–	120	–	–
OD (mg/l)	60% da saturação	–	5	–	4	–	–	–
Cromo (Cr^3 ou total) (mg/l)	A concentração de substâncias tóxicas tais como essa deve tal que não cause danos	0,2	–	2	1	1	–	1
H_2S (mg/l)		2	–	2	–	1	–	0,1 – 10

Sistemas tarifárias para despejos industriais

A fixação de tarifas para descarga de efluentes industriais tem dois objetivos principais:

- controlar o lançamento de efluentes nas águas superficiais;
- fator de viabilização econômica, para que os despejos industriais possam ser tratados em conjunto com os esgotos domésticos.

A cobrança de tarifas é baseada na equivalência das cargas de poluição dos despejos industriais com as dos esgotos domésticos. Os sistemas levam em consideração os custos com o tratamento conjunto ou os danos causados pelos efluentes no meio ambiente.

As fórmulas de cobrança de tarifas para tratamento conjunto consideram determinados parâmetros comuns (cargas poluidoras) aos efluentes, que podem ser medidos regularmente ou adotados como constantes em função das unidades produzidas em determinados tipos de indústrias. O interrelacionamento do número de unidades produzidas com os índices de cobrança, fornece a tarifa a ser cobrada.

Os parâmetros geralmente considerados como básicos para cobrança de tarifas são:

- volume do efluente;

- carga de sólidos;
- carga de DBO e/ou DQO.

Existem divergências quanto ao emprego da DBO ou da DQO para melhor poder interpretar a capacidade de consumo de oxigênio de um determinado despejo.

A França, a Bélgica e a cidade de Manchester (Inglaterra) usam fórmulas que levam em consideração ambos os parâmetros (DBO e DQO).

Em 1975, a França incluiu em seu sistema tarifário, um fator de toxidez, baseado em testes com *Daphnia magna* (microcrustáceo).

Na Alemanha, está em fase de planejamento a adoção de uma política tarifária que leve em consideração a toxidez dos efluentes, relativa às bactérias e aos peixes.

Os sistemas tarifários já implantados (ou em fase de implantação) na Bélgica, França, Alemanha e Holanda, fazem a cobrança de tarifas de tratamento, independentemente dos despejos passarem ou não por uma depuradora municipal de esgotos.

A Tabela 25.5, fornece um resumo dos sistemas tarifários para tratamento conjunto nas depuradoras de esgotos na Bélgica, Dinamarca, França, Alemanha, Irlanda, Itália, Holanda, Inglaterra e na cidade do Rio de Janeiro.

A Tabela 25.5, mostra que:

— Entre os países do MCE, a Dinamarca, a Irlanda e a Itália, não têm sistema tarifário.

— A Bélgica computa em seus sistemas, custos relacionados à DQO e N-Kjeldahl, além dos tradicionais DBO e MS.

— A França e a Alemanha levam em consideração a toxidez dos despejos ao meio ambiente, além da MS, DBO e DQO.

— Na Holanda e na Alemanha (na Autarquia Sanitária do Rio Wupper, "Wupperverband") a base do sistema tarifário é a população equivalente.

— Na Inglaterra, a aplicação do sistema tarifário é feito por meio de 10 autarquias ("Authorities") e, de todos os países do MCE, é o único a legislar sobre o efluente e as águas superficiais; é de se notar que, qualquer que seja a água superficial, sua DBO não pode ser superior a 2, mas a DBO dos despejos, para fins tarifários, está sendo gradualmente mudada para DQO, embora o levantamento de custos com aeração ainda seja feito com base na DBO.

— Na cidade do Rio de Janeiro, a cobrança é feita, desde 1968, em função da tarifa de água; quando os despejos são lançados na rede pública de esgotos, a cobrança é feita como tarifa e com base na vazão, DBO e SS e quando os despejos são lançados em águas superficiais, a cobrança é

Tabela 25.5 — Sistemas tarifários em diversos países

País	*Base do Sistema Tarifário*	*Base para cobrança*	*Como é aplicada*	*Situação atual (1976)*
Bélgica	População equivalente	Custos de capital p/o tratamento: – volume do efluente; – grau de oxigenação medido pela DQO e pelo N-KJELDAHL. Custos de operação do tratamento: – SS; – grau de oxigenação, medido pela DBO e pela DQO.	Só é aplicada em descargas superiores a 900 m^3/ano. Existem coeficientes para cada tipo de processamento. É aplicada para descargas na rede pública de esgotos e nas águas superficiais.	Presentemente está sendo feita a regulamentação de legislação específica já aprovada.
Dinamarca	Não tem sistema tarifário	–	–	–
França	Carga de Poluição	DQO, DBO, SS e toxidez à *Daphnia magna*	As cargas são estimadas por parâmetros para cada tipo de processamento. Em algumas indústrias esses parâmetros poderão ser diretamente medidos. É aplicada para descargas na rede pública de esgotos e nas águas superficiais.	Legislação em vigor. Custos unitários variam de região para região.
Alemanha	a) População equivalente	Número de empregados, quantidade de produtos fabricados, tipo de processamento utilizado e volume do efluente.	Existem coeficientes para cada tipo de processamento. É aplicada para descargas na rede pública de esgotos.	Em uso nas "Water Associations". Os custos e detalhes de aplicação variam de região para região.
	b) Unidades de danos	Volume do efluente, SS DQO e toxidez às bactérias e aos peixes.	Os fundos arrecadados serão empregados em Estações de tratamento. É aplicada para descargas na rede pública de esgotos e nas águas superficiais.	
Irlanda	Não tem sistema tarifário	–	–	–
Itália	Não tem sistema tarifário	–	–	–
Holanda	População equivalente	Volume dos efluentes, DBO (ou DQO e N-total).	Existem coeficientes para cada tipo de processamento. É aplicada para descargas na rede pública de esgotos e nas águas superficiais.	Legislação em vigor
Inglaterra	a) Custos com coleta, transporte e tratamento.	Volume dos efluentes, DQO e SS.	Cada descarga é medida individualmente e relacionada aos custos totais com o tratamento.	Em uso pelas "Water Authorities", para cobrança de coleta, transporte e tratamento.
	b) Em estudo	Está prevista, na legislação em vigor, uma nova base de cobrança para qualquer efluente lançado em águas superficiais.	Em estudo.	Em estudo..
Cidade do Rio de Janeiro (antigo Estado da Guanabara)	a) Tarifa de água	Volume dos efluentes, DBO e SS.	Como tarifa, quando os efluentes são lançados na rede pública de esgotos.	Legislação em vigor.
	b) Tarifa de água	Cargas de DBO e SS.	Como multa mensal, quando os efluentes são diretamente lançados nas águas superficiais.	Legislação em vigor.

feita como multa e com base nas cargas de DBO e MS (o item vazão é desprezado).

— Nota-se uma tendência, na Alemanha, em adotar os mesmos critérios da França e do Rio de Janeiro, estabelecendo um sistema de cobrança para efluentes não tratados ou tratados em grau insatisfatório, quando lançados em águas superficiais.

A cobrança de tarifa de despejos industriais na Inglaterra para tratamento conjunto nas depuradoras municipais

1. A cobrança pela oxidação deverá ser baseada na DQO. Em alguns casos, ao invés da DQO, poderá ser usada a DBO. A cobrança também poderá ser feita para remoção de nitrogênio ou outras substâncias residuais, caso os despejos sejam lançados em uma depuradora de esgotos que tenha unidades específicas para esses fins.
2. O processo de oxidação biológica, transforma as substâncias solúveis dos esgotos em lodos secundários. O custo com o tratamento e disposição desses lodos deverá ser alocado aos custos com a oxidação. Geralmente, é necessário repartir o custo total com o tratamento do lodo, tomando em consideração as proporções em que é produzido, durante o tratamento, como lodo primário e como lodo secundário. Se não houver contabilidade em separado desses custos, 1/3 do custo total do tratamento do lodo deve ser alocado aos custos com o tratamento biológico.
3. Não deverá haver nenhuma cobrança para constituintes tóxicos, se as suas concentrações estiverem dentro dos limites permitidos para cada caso em particular.
4. A cobrança dos despejos industriais deverá ser feita pelo emprego da fórmula:

$$C = R + V + \frac{Ot}{Os} B + \frac{St}{Ss} S$$

onde:

C = total a ser cobrado, por m^3 de despejos industriais;
R = cobrança por m^3, relativa à coleta e transporte;
V = cobrança por m^3, relativa ao volume e ao tratamento primário;
Ot = é a DQO (em mg/l) do efluente, após 1 h de decantação com pH = 7;
Os = é a DQO (em mg/l) do esgoto doméstico decantado;
B = é o custo por m^3 da oxidação biológica do esgoto doméstico decantado;

St = são os sólidos em suspensão total em mg/l do despejo industrial com pH = 7;
Ss = são os sólidos em suspensão total em mg/l do esgoto doméstico bruto;
S = custos por m^3 de esgotos domésticos, com o tratamento e disposição dos lodos primários.

5. A avaliação do volume dos despejos e de sua carga poluidora, deve ser feita pelas "Authorities", levando em consideração dados de 2 anos.
6. A unidade de custo para "R" (coleta e transporte), deverá ser calculada proporcionalmente às despesas anuais, em toda a rede de esgotos e estações de bombeamento existentes na área abrangida pela "Authority" ou na área existente na bacia hidrográfica, ao invés de levar em consideração apenas os efluentes lançados nas águas superficiais ou nas redes de esgotos e estações de bombeamento contribuintes para determinada depuradora de esgotos.
7. A composição do custo para o item "V" (volume e tratamento primário) deverá ser derivada das despesas anuais incluindo as taxas de financiamento do capital sobre:
   a) todas as estações de bombeamento em que as tubulações de recalque descarregam diretamente nas depuradoras de esgotos;
   b) todas unidades de "entrada", incluindo gradeamento, trituração, caixa de areia e pré-aeração;
   c) todas unidades de decantação primária à excessão das unidades de tratamento das águas pluviais;
   d) tratamento terciário para redução da concentração de sólidos em suspensão residual;
   e) todas as saídas para o esgoto tratado.
8. A composição de custo para o item "B" (tratamento biológico) deverá ser derivada das despesas anuais, incluindo as taxas de financiamento do capital sobre:
   a) filtros biológicos e tanques de lodo, incluindo recirculação, filtração-dupla alternada e recalque do lodo;
   b) unidades de lodo ativado e tanque de decantação final, incluindo recalque do retorno do lodo;
   c) parte proporcional do tratamento total do lodo e custos de disposição relacionados com o tratamento secundário do lodo e sua disposição.
9. A composição de custo para o item "S" (tratamento do lodo primário e sua disposição), deverá ser derivada da parte das despesas correntes líquidas anuais, incluindo as taxas de financiamento do capital relacionadas aos lodos primários em:

   a) recalque ou outro meio de transporte (por exemplo por carro-pipa) do lodo para o tratamento e destino final;
   b) secagem e tratamento do lodo, incluindo digestão, condicionamento, consolidação, secagem, armazenagem, incineração e destino final.
10. Por outro lado, despesas não repartidas, tais como às devidas ao terreno, escritório central e outros custos gerais, deverão ser repartidas sobre os vários estágios do tratamento, em proporção aos gastos inerentes a esses vários estágios.
11. Para descargas relativamente fracas ou pequenas, pode ser instituído um esquema de cobrança mínima:
   a) onde o produto do volume pela unidade de cobrança (calculado como na fórmula anteriormente exposta) é menor que um número previamente fixado;
   b) para despejos pouco concentrados, mas que deverão passar pela unidade de oxidação, a tarifa deve restringir-se a um mínimo; será determinada pelo tipo de financiamento do custo anual do capital, nos itens apropriados e dados no parágrafo 8 (a) e (b), baseados na proporção volumétrica dos despejos industriais.

O CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS NA FRANÇA

Na França, o controle da poluição das águas, enquadra-se no seguinte sistema:

— Existência de uma legislação e regulamentação reforçadas e unificadas (lei de 16.12.64).
— Coordenação, em nível nacional, entre a administração pública, coletividades e usuários, sob forma de uma assembléia consultiva: o Comitê Nacional da Água.
— Existência de um Ministério da Qualidade da Vida, do qual dependem os Serviços de "Proteção da Água" e "Proteção do Mar e Oceanos".
— Coordenação interministerial:
  • *no plano nacional*: é confiada ao Ministério da Qualidade da Vida, assistido pela Missão Interministerial da Água;
  • *no plano das bacias hidrográficas:* Missões Delegadas de Bacias agrupam altos funcionários responsáveis pelas decisões em matéria de água no quadro de seus Ministérios.
— Existência de um órgão de arbitragem, constituído pelo Comitê Interministerial de Ação para a Natureza e o Meio Ambiente (CIANE), presidido pelo Primeiro Ministro.
— Existência de um Fundo de Investimentos e de Ação para a Natureza e o Meio Ambiente, criado em 1971, (FIANE).

— Ao nível de cada uma das seis grandes bacias, existe;
  • Um Comitê de Bacia: assembléia deliberativa, verdadeiro pequeno parlamento da água, composto de três partes iguais de representantes: do Estado, das Coletividades, dos Usuários.
  • A Agência Financeira da Bacia elabora programas de intervenção a serem submetidos ao Comitê de Bacia, que propõe um sistema de taxas impostas aos usuários (públicos ou privados), para facilitar o financiamento.

O CONTROLE DE PARÂMETROS SANITÁRIOS NOS EFLUENTES DA REPÚBLICA FEDEAL DA ALEMANHA

Algumas premissas adotadas

— O controle dos parâmetros sanitários é feito por meio de amostras tomadas no efluente, no seu ponto de lançamento no corpo receptor.
— Os parâmetros sanitários foram adotados em função dos valores existentes e economicamente viáveis.
— Os sólidos sedimentáveis se referem a um tempo de sedimentação de 2 h em cone de Imhoff. Esta análise é feita no local da coleta.
— A estabilidade relativa ao azul-de-metileno (Fäulnisfähigkeit(. A presen,a de substâncias putrefascientes nos despejos é verificada pelo teste de azul-de-metileno (descoloração em 5 dias).
— Os métodos de análise são descritos no: "Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser und Shlammuntersuchung".
— Despejos que deverão, obrigatoriamente, ser tratados em conjunto com os esgotos domésticos: matadouros e frigoríficos, farinha de peixe e sebarias, cervejarias e maltarias, leveduras, e fermentos, laticínios e curtumes.
  Nota: Apenas nos casos em que for impossível o tratamento conjunto, será permitido o tratamento biológico na própria indústria.
— Nos casos em que o tratamento biológico parcial for considerado suficiente, não haverá obrigatoriedade de atingir os parâmetros estabelecidos para o tratamento biológico completo. Nestes casos, os valores dos parâmetros estabelecidos para o tratamento parcial não poderão ser ultrapassados.
— Em alguns casos especiais, os valores da DQO ou da DBO poderão ultrapassar os limites máximos, se um deles estiver abaixo desses limites.
— As depuradoras de esgotos, nas unidades de tratamento primário, devem tratar as águas pluviais até 5 vezes a vazão de tempo seco e nas unidades de tratamento secundário até 2 vezes a vazão de tempo seco.

O valor máximo de sólidos sedimentáveis (2 h), nos efluentes tratados é 0,6 ml/l.
— Na fabricação de "pellets" de ferro, o efluente não poderá ter mais de 2 mg/l de ferro total.
— Nas refinarias de petróleo, o efluente não deve apresentar iridescência, o H_2S deve estar abaixo de 1 mg/l e os fenóis abaixo de 0,5 mg/l.
— Nos efluentes de curtumes, o H_2S, o cromo total e o ferro total, deverão estar abaixo de 2 mg/l (cada um isoladamente).
— Os limites máximos de parâmetros para despejos de galvanoplastias estão indicados na Tabela 25.6.

Tabela 25.6 — Limites máximos para despejos de galvanoplastia na R.A.F.

Parâmetros	*Máximo permissível – tanto para formas dissolvidas quanto em suspensão (mg/l)*
Cromo total	2
Cu	1
Ni	3
Zn	3
Cd	3
Ferro total	2
CN	0,1
Solúveis em éter	10
Cloro livre	0,5

— Nos despejos de celulose, são permitidos sólidos sedimentáveis em valores superiores a 0,3 ml/l se os SS estiverem abaixo de 30 mg/l.
— Na fabricação da seda e fios sintéticos, são permitidos, sob certas condições, efluentes com pH abaixo de 6, a fim de evitar uma salinização adicional.

As Tabelas 25.7 a 25.10 fornecem os parâmetros sanitários nos efluentes após vários tipos de tratamento, na República Federal da Alemanha.

Tabela 25.7 – Parâmetros sanitários nos efluentes da precipitação química ou flotação

Origem do Efluente / Parâmetros	Esgotos domésticos em tempo seco	Matadouros e Frigoríficos	Farinha de peixe e Sebarias	Cervejarias e Malterias	Leveduras e Fermentos	Laticínios com fabricação de queijos e de leite condensado	Margarina, gorduras e óleo comestível	Sabão	Seda e fios Sintéticos	Tecidos	Petróleo	Curtumes
Sólidos Sedimentáveis (ml/l)	–	–	–	–	–	–	0,3	–	–	0,3	0,3	0,3
Sólidos Flutuantes (ml/l)	Não perceptíveis a olho nu											
SS (mg/l)	–	–	–	–	–	–	20	–	–	30	–	–
pH	–	–	–	–	–	–	6 – 8,5	–	–	6 – 9	6 – 9	7 – 8,5
DQO (mg/l)	–	–	–	–	–	–	120	–	–	200	–	400
DBO (mg/l)	–	–	–	–	–	–	60	–	–	100	–	200
Solúveis em éter de petróleo (mg/l)	–	–	–	–	–	–	20	–	–	–	10	–

Tabela 25.8 – Parâmetros sanitários dos efluentes do tratamento biológico completo

Origem do Efluente / Parâmetros	Esgotos domésticos em tempo seco	Matadouros e Frigoríficos	Farinha de peixe e Sebarias	Cervejarias e Malterias	Leveduras e Fermentos	Laticínios com fabricação de queijos e de leite condensado	Margarina, gorduras e óleo comestível	Sabão	Seda e fios Sintéticos	Tecidos	Petróleo	Curtumes
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	–
Sólidos flutuantes	Não perceptíveis a olho nú											
Ext. ref. ao azul de metileno (5 dias)	negativa	negativa	negativa	negativa	–	–	negativa	–	–	–	–	–
DQO (mg/l)	100	100	100	80	120	80	80	80	100	100	–	–
DBO (mg/l)	25	25	25	25	70	25	25	25	30	30	30	–
Sólidos solúveis	–	–	nenhum insolúvel	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SS (mg/l)	–	–	–	20	20	20	20	20	30	30	–	–
Solúveis em éter de petróleo (mg/l)	–	–	–	–	–	–	10	–	–	–	5	–

Tabela 25.9 – Parâmetros sanitários nos efluentes do tratamento primário

Origem do Efluente / Parâmetros	Esgotos domésticos em tempo seco	Matadouros e Frigoríficos	Farinha de peixe e Sebarias	Cervejarias e Malterias	Leveduras e Fermentos	Laticínios com fabricação de queijos e de leite condensado	Margarina, gorduras e óleo comestível	Sabão	Seda e fios Sintéticos	Tecidos	Petróleo	Curtumes
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	–	0,3	0,3	0,3
Sólidos flutuantes	Não perceptíveis a olho nú											
Sólidos Solúveis	–	–	nenhum insolúvel	–	–	–	–	–	–	–	–	–
pH	–	–	–	–	–	6 – 8,5	6 – 8,5	6 – 8,5	–	6 – 9	–	–
SS (mg/l)	–	–	–	–	–	–	30	–	–	30	–	–
Solúveis em éter de petróleo (mg/l)	–	–	–	–	–	–	30	–	–	–	20	–

Tabela 25.10 – Parâmetros sanitários nos efluentes do tratamento biológico parcial

Origem do Efluente / Parâmetros	Esgotos domésticos em tempo seco	Matadouros e Frigoríficos	Farinha de peixe e Sebarias	Cervejarias e Malterias	Leveduras e Fermentos	Laticínios com fabricação de queijos e de leite condensado	Margarina, gorduras e óleo comestível	Sabão	Seda e fios Sintéticos	Tecidos	Petróleo	Curtumes
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	0,3	0,3	0,3	0,3	–	0,3	0,3	0,3	–	–	–	0,3
Sólidos flutuantes	Não perceptíveis a olho nú											
DQO (mg/l)	150	150	150	150	–	120	120	120	–	–	–	150
DBO (mg/l)	80	80	80	80	–	80	80	80	–	–	–	50
Sólidos solúveis	–	–	nenhum insolúvel	20	–	–	–	–	–	–	–	–
SS (mg/l)	–	–	–	–	–	20	20	20	–	–	–	–
Solúveis em éter de petróleo (mg/l)	–	–	–	–	–	–	20	–	–	–		–

O CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS NOS ESTADOS UNIDOS

O programa norte-americano para prevenir, reduzir e eliminar a poluição das águas é realizado com base no "Water Pollution Control Act", de 1972, que se aplica ao programa nacional de controle da poluição de todos os corpos de água navegáveis.

Antes dessa lei, todas as águas interestaduais já estavam cobertas por leis federais. Também, pela primeira vez, a lei de 1972 criou um sistema de limitações para efluentes nacionais e padrões de funcionamento para indústrias e estações de tratamento de esgotos domésticos.

A lei de 1972 visa atingir dois objetivos a nível nacional:

— em 1.º de julho de 1983, sempre que possível, todas as águas deverão estar suficientemente limpas para natação e outros usos recreacionais e suficientemente limpas para proteger os peixes, fauna e vida animal;

— em 1.º de julho de 1985, já não deverá ocorrer nenhuma descarga de substâncias poluentes em todo o território dos EUA.

Esses objetivos refletem a intenção de se limitar a poluição das águas a um mínimo possível. A lei de 1972 conferiu à EPA os poderes necessários para isso.

Valores limites de parâmetros sanitários nos efluentes

O valor de um parâmetro de um efluente é o limite máximo de poluentes que é permitido a uma fonte poluidora, descarregar em um corpo receptor.

As normas podem permitir alguma ou nenhuma descarga dependendo da natureza dos poluentes. Por exemplo:

— a lei de 1972 proibe a descarga, nas águas nacionais, de qualquer material com rádio, produtos químicos ou biológicos provenientes da fabricação de artefatos de guerra ou de despejos altamente radiativos;
— as descargas de outros poluentes tóxicos deverão ser controladas pelos padrões de efluentes da EPA, publicados em 1974.

A lei de 1972

Por essa lei, o governo federal estabelece 2 princípios básicos para os Estados:
— o primeiro estabelece que nenhum corpo d'água pode ser classificado para um nível de higidez das águas inferior ao existente. Esse princípio foi aplicado para evitar a degradação das condições atuais e para prevenir um aumento de poluição;
— o segundo princípio, estabelece que nenhum corpo d'água pode ser considerado apenas como receptor de despejos.

Lodos

A lei de 1972 proibe a disposição de lodos das ETEs públicas ou particulares em qualquer corpo d'água interior ou nos oceanos.

Material de dragagem

A lei reafirma que a "U.S. Army Corps of Engineers" estabelecerá permissão para disposição de material de dragagem nos corpos de água, de acordo com o papel histórico de salvaguardar a navegação.

A EPA tem poder de veto na seleção desses locais, a fim de prevenir a contaminação das águas para fins de potabilidade, pesca e recreação.

Lançamento no oceano

As permissões para lançamento de poluentes no oceano, são dadas de acordo com as exigências dos parâmetros sanitários em vigor, levando em consideração os efeitos desses poluentes sobre a saúde e bem-estar da população.

Licença prévia

Qualquer atividade poluidora que desejar estabelecer-se em qualquer local do território nacional, deverá obter uma licença prévia das autoridades competentes. Se as autoridades estaduais ou interestaduais não tiverem competência para isso, a EPA poderá fazê-lo.

As autoridades estaduais devem informar ao público sobre as licenças prévias concedidas e deverão dar explicações à população caso sejam inqueridas. Se o Estado ou a EPA negarem a licença prévia, o Governo Federal não poderá contrariá-los.

Se a licença prévia dada por um Estado, resultar em descargas que poderão afetar a qualidade da água em outro Estado, o Governo Federal providenciará para que haja um julgamento, se o segundo Estado assim o desejar.

Se a licença prévia pedida resultar em descargas que não estão de acordo com os critérios de qualidade da água adotados, essa licença não poderá ser dada e será considerada sem efeito.

Óleos e outros poluentes perigosos

Segundo o "Water Quality Improvement Act of 1970", cabe à EPA definir qual a quantidade de óleo que, lançada no corpo d'água, poderá ser "prejudicial" à saúde pública e ao bem-estar, incluindo peixes, crustáceos, vida animal, propriedades públicas e particulares.

Uma descarga prejudicial de óleo foi definida como sendo uma quantidade que possa infringir os padrões de qualidade da água, que apresente um filme ou película sobrenadante, cause coloração na superfície da água ou região entre as marés ou, então, cause a formação de depósitos de lodo ou emulsão abaixo da superfície das águas ou sobre a região vizinha entre marés.

A EPA também formulou um plano de ação para minimizar os danos causados pelos derramamentos de óleo. Este plano, chamado "National Contingency Plan", prevê maquinarias e equipamentos para limpeza e recuperação de óleo derramado e regula, entre outras coisas, as espécies de dispersantes e de produtos químicos que podem ser usados na limpeza dos derramamentos de óleo.

A lei de 1972, aumentou a autoridade da EPA para permitir o controle das descargas de quaisquer outros poluentes perigosos.

Foram definidas como substâncias perigosas, as que apresentam um perigo eminente e substancial à saúde pública e ao bem-estar, incluindo mas não limitando-se a peixes, moluscos, vida animal, região entre as marés e praias.

Descargas de óleo ou outras substâncias perigosas devem ser reportadas imediatamente ao governo federal e quem assim não o fizer estará sujeito a multa de até US$ 10.000 e 1 ano de prisão.

Descargas de substâncias perigosas de uma embarcação podem dar origens a multas de até US$ 5.000.000 se a substância não puder ser removida. Descargas de outras fontes acarretam multas de até US$

500.000. O responsável por qualquer derrame de óleo ou de substâncias perigosas nas águas, está sujeito ao pagamento dos gastos com a limpeza (além das multas) em valores que vão até US$ 14.000.000 (tratando-se de embarcação) e de até US$ 8.000.000 (se de outras fontes).

Aplicação de uma multa de US$ 13.200.000

Em outubro de 1976, o Juiz Federal Robert Merhige, aplicou uma multa de US$ 13.200.000 à Allied Chemical Corp. por ter descarregado o mortífero pesticida *Kepone* e outros produtos químicos de sua fábrica localizada em Hopewell, no Rio Tames, na Virginia, em dezembro de 1975. Mais de 70 pessoas sofreram envenenamento.

Os sintomas do envenamento por *Kepone* incluem danos ao fígado e cérebro, falha de memória e hábito de "engulir" palavras.

O *Kepone* é um pó branco letal, muito usado contra formigas e parasitas de batatas.

Ao mesmo tempo em que a Allied recebia a multa máxima dentro das leis de 1889 e 1972 relativas ao controle de poluição das águas, o juiz aplicava multa de US$ 25.000 aos dois proprietários da "Life Science" (subsidiária da Allied e que produzia o *Kepone*) além de colocá-los, por cinco anos, em liberdade condicional.

A Allied ainda tem grandes problemas a enfrentar, pois, ainda está pendente o julgamento de processos advindos de pessoas físicas atingidas num montante de US$ 180.000.000; são os processos abertos pelos pescadores do rio Tames e pelos 80 ex-funcionários.

Finalmente, o Juiz Merhige ofereceu um incentivo à Allied, com o fim de reduzir-lhe a multa: diminuiria as multas em função do esforço voluntário que a fábrica se dispusesse a fazer para minorar os danos causados.

Direito individual de processar

Desde longa data, os cidadãos americanos têm o direito legal de processar quem quer que lhes cause dano à saúde ou à propriedade. Tanto a lei de 1970 quanto a de 1972, enfatizam este direito dos cidadãos, que podem, inclusive, mover ação contra a própria EPA, em caso de falha em fazer cumprir as supra-citadas leis.

AUXÍLIO GOVERNAMENTAL PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM DIVERSOS PAÍSES

Áustria

Empréstimos do Governo de até 60% do investimento com uma estação de tratamento ou do investimento com o aumento de uma estação já existente. Juros de 3% ao ano, amortização em 10 anos.

Bélgica

Subvenções governamentais de até 50% do investimento com a estação de tratamento.

Canadá

Permissão para depreciação rápida de até 50% do investimento.

Dinamarca

O governo auxilia os trabalhos de pesquisa. Também dá empréstimo com juros baixos e pequena redução de impostos.

França

— Empréstimos com juros de 9,75% ao ano, amortização em 10 anos.
— Empréstimos sem juros por 11 anos.
— Subvenção governamental de 60%, para alguns tipos de indústrias já existentes, para compra de equipamentos para eliminação de substâncias tóxicas.

Holanda

Subvenção governamental de até 50% do investimento de uma estação de tratamento.

Irlanda

Subvenção governamental de 25% a 35% do investimento para instalação de novas estações de tratamento, dependendo da localização da indústria.

Noruega

— Permissão para abater até 25% do imposto de renda, em um ano.
— O investimento em estação de tratamento de efluentes pode ser contabilizado como despesas gerais.
— Empréstimo do Governo Federal de até 70% do investimento, com juros de 7% ao ano, amortizável em 20 anos com carência dos 2 primeiros anos.

Os investimentos devem ser feitos de acordo com as normas locais de licenciamento. Os incentivos são aplicados para tratamento de efluentes, poluição atmosférica e disposição de resíduos sólidos.

Reino Unido

Subvenção de 20% a 22% do investimento para expansão de estações de tratamento de despejos.

Estados Unidos

Subvenções governamentais à EPA para pesquisas de tratamento de efluentes.

República Federal da Alemanha

Existem empréstimos com juros de 6% ao ano, como uma continuação do Programa Europeu de Recuperação. Esse empréstimo é amortizável em 15 anos, com 2 de carência.

26

GRÁFICOS E TABELAS

Tabela 26. 1 – Comprimento – Fatores de Conversão

Unidade dada \ Unidade desejada	Polegada	Pé	Jarda	Milha	Micron	Milímetro	Centímetro	Metro	Quilômetro
Polegada	1	83,33 x 10^{-3}	27,778 x 10^{-3}	1,578 x 10^{-5}	2,54 x 10^{4}	25,4	2,54	2,54 x 10^{-2}	2,54 x 10^{-5}
Pé	12	1	3333	1,894 x 10^{-4}	30,48 x 10^{-4}	304,8	30,48	30,48 x 10^{-2}	30,48 x 10^{-5}
Jarda	36	3	1	5,682 x 10^{-4}	91,44 x 10^{-4}	914,4	91,44	91,44 x 10^{-2}	91,44 x 10^{-5}
Milha	6,3360 x 10^{4}	5280	1760	1	1,6094 x 10^{9}	1,6094 x 10^{6}	1,6094 x 10^{5}	1,6094 x 10^{3}	1,6094
Micron	3,937 x 10^{-5}	32,808 x 10^{-7}	10,94 x 10^{-7}	62,137 x 10^{-11}	1	1 x 10^{-3}	1 x 10^{-4}	1 x 10^{-6}	1 x 10^{-9}
Milímetro	3,937 x 10^{-2}	32,808 x 10^{-4}	10,94 x 10^{-4}	62,137 x 10^{-8}	1 x 10^{3}	1	0,1	1 x 10^{-3}	1 x 10^{-6}
Centímetro	3,937 x 10^{-1}	32,808 x 10^{-3}	10,94 x 10^{-3}	62,137 x 10^{-7}	1 x 10^{4}	10	1	1 x 10^{-2}	1 x 10^{-5}
Metro	39,37	32,808 x 10^{-1}	10,94 x 10^{-1}	62,137 x 10^{-5}	1 x 10^{6}	1 x 10^{3}	1 x 10^{2}	1	1 x 10^{-3}
Quilômetro	3,937 x 10^{4}	32,808 x 10^{2}	10,94 x 10^{2}	62,137 x 10^{-2}	1 x 10^{9}	1 x 10^{6}	1 x 10^{5}	1 x 10^{3}	1

Tabela 26. 2 – Área – Fatores de conversão

Unidade desejada / *Unidade dada*	*Polegada Quadrada*	*Pé Quadrado*	*Jarda Quadrada*	*Milha Quadrada*	*Acre*	*Centímetro Quadrado*	*Decímetro Quadrado*	*Metro Quadrado*	*Hectare*
Polegada Quadrada	1	$6{,}9444 \times 10^{-3}$	$77{,}1605 \times 10^{-5}$	$2{,}49 \times 10^{-10}$	$15{,}94 \times 10^{-8}$	6,452	$6{,}452 \times 10^{-2}$	$6{,}452 \times 10^{-4}$	$6{,}452 \times 10^{-8}$
Pé Quadrado	144	1	0,1111	$3{,}587 \times 10^{-8}$	$2{,}296 \times 10^{-5}$	929,0341	$929{,}0341 \times 10^{-2}$	$929{,}0341 \times 10^{-4}$	$929{,}0341 \times 10^{-8}$
Jarda Quadrada	1296	9	1	$3{,}228 \times 10^{-7}$	$2{,}066 \times 10^{-4}$	$83{,}61 \times 10^{2}$	83,61	$83{,}61 \times 10^{-2}$	$83{,}61 \times 10^{-6}$
Milha Quadrada	$40{,}144 \times 10^{8}$	$2{,}788 \times 10^{7}$	$3{,}098 \times 10^{6}$	1	640	$2{,}589998 \times 10^{10}$	$2{,}589998 \times 10^{8}$	$2{,}589998 \times 10^{6}$	$2{,}589998 \times 10^{2}$
Acre	$62{,}73 \times 10^{5}$	$4{,}356 \times 10^{4}$	4840	$15{,}625 \times 10^{-4}$	1	$4046{,}873 \times 10^{4}$	$4046{,}873 \times 10^{2}$	4046,873	$4046{,}873 \times 10^{-4}$
Centímetro Quadrado	$15{,}5 \times 10^{-2}$	$10{,}764 \times 10^{-4}$	$1{,}1960 \times 10^{-4}$	$3{,}861 \times 10^{-11}$	$2{,}471 \times 10^{-8}$	1	1×10^{-2}	1×10^{-4}	1×10^{-8}
Decímetro Quadrado	15,5	$10{,}764 \times 10^{-2}$	$1{,}1960 \times 10^{-2}$	$3{,}8610 \times 10^{-9}$	$2{,}471 \times 10^{-6}$	1×10^{2}	1	1×10^{-2}	1×10^{-6}
Metro Quadrado	$15{,}5 \times 10^{2}$	10,764	1,1960	$3{,}8610 \times 10^{-7}$	$2{,}471 \times 10^{-4}$	1×10^{4}	1×10^{2}	1	1×10^{-4}
Hectare	$15{,}5 \times 10^{6}$	$10{,}764 \times 10^{4}$	$1{,}196 \times 10^{4}$	$3{,}861 \times 10^{-3}$	2,471	1×10^{8}	1×10^{6}	1×10^{4}	1

Tabela 26. 3 – Velocidade – Fatores de conversão

Unidade desejada / *Unidade dada*	*m/s*	*ft/s*	*ft/min*	*Km/h*	*Milhas/h*	*Nós*	*Milhas/dia*
m/s	1,0	3,2808	$1{,}9685 \times 10^{2}$	3,6	2,2369	1,9425	5,3687 x 10
ft/s	$3{,}048 \times 10^{-1}$	1,0	60	1,0973	$6{,}8182 \times 10^{-1}$	$5{,}9209 \times 10^{-1}$	1,6364 x 10
ft/min	$5{,}008 \times 10^{-3}$	$1{,}6667 \times 10^{-2}$	1,0	$1{,}8288 \times 10^{-2}$	$1{,}1364 \times 10^{-2}$	$9{,}8681 \times 10^{-3}$	$2{,}7273 \times 10^{-1}$
km/h	$2{,}7778 \times 10^{-1}$	$9{,}1134 \times 10^{-1}$	5,4681 x 10	1,0	$6{,}2137 \times 10^{-1}$	$5{,}3959 \times 10^{-1}$	1,4913 x 10
Milhas/h	$4{,}7074 \times 10^{-1}$	1,4667	88,0	1,6093	1,0	$8{,}6839 \times 10^{-1}$	24
Nós	$5{,}1479 \times 10^{-1}$	1,6890	$1{,}0134 \times 10^{2}$	1,8533	1,1516	1,0	2,7637 x 10
Milhas/dia	$1{,}8627 \times 10^{-2}$	$6{,}1111 \times 10^{-2}$	3,6667	$6{,}7056 \times 10^{-2}$	$4{,}1667 \times 10^{-2}$	$3{,}6183 \times 10^{-2}$	1,0

Tabela 26. 4 — Volume — Fatores de conversão

Unidade dada \ Unidade desejada	*Jarda Cúbica*	*Pé Cúbico*	*Polegada Cúbica*	*Metro Cúbico*	*Decímetro Cúbico*	*Centímetro Cúbico*	*Litro*	*Galão (USA)*	*Galão (IMP.)*
Jarda Cúbica	1	27	$4{,}6656 \times 10^{4}$	0,764559	764,559	$7{,}64559 \times 10^{5}$	764,54	201,99207	168,17862
Pé Cúbico	$3{,}7037 \times 10^{-2}$	1	1728	$2{,}8317 \times 10^{-2}$	28,317	$2{,}8317 \times 10^{4}$	28,316	7,481669	6,22897
Polegada Cúbica	$2{,}143347 \times 10^{-5}$	$5{,}78704 \times 10^{-4}$	1	$1{,}63872 \times 10^{-5}$	$1{,}63872 \times 10^{-2}$	16,3872	$1{,}63868 \times 10^{-2}$	$4{,}329 \times 10^{-3}$	$3{,}424 \times 10^{-3}$
Metro Cúbico	1,30794	35,314445	$6{,}1023 \times 10^{4}$	1	1000	1×10^{6}	999,973	264,20	219,973
Decímetro Cúbico	$1{,}3079 \times 10^{-3}$	$3{,}5314 \times 10^{-2}$	61,023	0,001	1	1000	0,99997	0,26420	0,219973
Centímetro Cúbico	$1{,}3079 \times 10^{-6}$	$3{,}5314 \times 10^{-5}$	$6{,}1023 \times 10^{-2}$	1×10^{-6}	1×10^{-3}	1	$9{,}99973 \times 10^{-4}$	$2{,}6420 \times 10^{-4}$	$2{,}1997 \times 10^{-4}$
Litro	$1{,}3080 \times 10^{-3}$	$3{,}5316 \times 10^{-2}$	61,025	$1{,}000027 \times 10^{-3}$	1,000027	1 000,027	1	0,26420	0,21997
Galão (USA)	$0{,}495 \times 10^{-2}$	0,13366	230,9748	$3{,}785 \times 10^{-3}$	3,785	3 785	3,785	1	0,83263
Galão (IMP.)	$0{,}5946 \times 10^{-2}$	0,160540	291,9960	$4{,}546 \times 10^{-3}$	4,546	4 546	4,546	1,201	1

Tabela 26. 5 — Vazão — Fatores de conversão

Unidade dada \ Unidade desejada	m^3/s	$m^3/min.$	m^3/h	ft^3/s	ft^3/min	ft^3/h	l/s	$l/min.$	cm^3/s	cm^3/min
m^3/s	1	60	3600	35,3144	$21{,}1887 \times 10^{2}$	$12{,}7132 \times 10^{4}$	999,973	$59{,}998 \times 10^{3}$	1×10^{6}	6×10^{7}
m^3/min	0,0167	1	60	0,5886	35,3144	$21{,}189 \times 10^{2}$	16,667	999,973	$16{,}667 \times 10^{3}$	1×10^{6}
m^3/h	$2{,}778 \times 10^{-5}$	$16{,}667 \times 10^{-3}$	1	$98{,}90 \times 10^{-4}$	0,5886	35,3144	$27{,}777 \times 10^{-2}$	16,667	$2{,}777 \times 10^{2}$	$1{,}666 \times 10^{4}$
ft^3/s	$28{,}317 \times 10^{-3}$	1,699	101,94	1	60	3600	28,316	$16{,}9896 \times 10^{2}$	$2{,}8317 \times 10^{4}$	$1{,}699 \times 10^{6}$
ft^3/min	$4{,}7195 \times 10^{-4}$	$28{,}317 \times 10^{-3}$	1,699	$16{,}667 \times 10^{-3}$	1	60	$47{,}193 \times 10^{-2}$	28,316	$4{,}7195 \times 10^{2}$	2,8317
ft^3/h	$7{,}8658 \times 10^{-6}$	$4{,}7195 \times 10^{-4}$	$28{,}317 \times 10^{-3}$	$2{,}778 \times 10^{-4}$	$16{,}667 \times 10^{-3}$	1	$7{,}866 \times 10^{-3}$	0,4719	78,658	$4{,}7195 \times 10^{2}$
l/s	$1{,}000027 \times 10^{-3}$	$6{,}00016 \times 10^{-2}$	3,6	$35{,}316 \times 10^{-3}$	2,11896	127,138	1	60	1000,027	16,667
l/min	$1{,}6667 \times 10^{-5}$	$1{,}000027 \times 10^{-3}$	$6{,}00016 \times 10^{-2}$	$5{,}886 \times 10^{-4}$	$35{,}316 \times 10^{-3}$	2,11896	$1{,}6667 \times 10^{-2}$	1	16,667	1000,027
cm^3/s	1×10^{-6}	6×10^{-5}	$3{,}6 \times 10^{-3}$	$3{,}5314 \times 10^{-5}$	$2{,}1189 \times 10^{-3}$	$1{,}271 \times 10^{-3}$	$9{,}99973 \times 10^{-4}$	$5{,}9998 \times 10^{-2}$	1	$16{,}667 \times 10^{-3}$
cm^3/min	$1{,}6667 \times 10^{-8}$	1×10^{-6}	6×10^{-5}	$5{,}886 \times 10^{-7}$	$0{,}3531 \times 10^{-4}$	$2{,}11887 \times 10^{-3}$	$1{,}6667 \times 10^{-5}$	$999{,}973 \times 10^{-6}$	$16{,}667 \times 10^{-3}$	1

Tabela 26. 6 – Peso – Fatores de conversão

Unidade desejada / *Unidade dada*	*Micrograma*	*Miligrama*	*Grama*	*Quilograma*	*Grão*	*Onça (avdp)*	*Libra (avdp)*	*Tonelada (USA)*	*Tonelada Métrica*
Micrograma	1	1×10^{-3}	1×10^{-6}	1×10^{-9}	$15{,}4324 \times 10^{-6}$	$3{,}5274 \times 10^{-8}$	$2{,}2046 \times 10^{-9}$	$1{,}1023 \times 10^{-12}$	1×10^{-12}
Miligrama	1×10^{3}	1	1×10^{-3}	1×10^{-6}	$15{,}4324 \times 10^{-3}$	$3{,}5274 \times 10^{-5}$	$2{,}2046 \times 10^{-6}$	$1{,}1023 \times 10^{-9}$	1×10^{-9}
Grama	1×10^{6}	1×10^{3}	1	1×10^{-3}	15,4324	$3{,}5274 \times 10^{-2}$	$2{,}2046 \times 10^{-3}$	$1{,}1023 \times 10^{-6}$	1×10^{-6}
Quilograma	1×10^{9}	1×10^{6}	1×10^{3}	1	$15{,}4324 \times 10^{3}$	35,274	2,2046	$1{,}1023 \times 10^{-3}$	1×10^{-3}
Grão	$64{,}799 \times 10^{3}$	64,799	$64{,}799 \times 10^{-3}$	$64{,}799 \times 10^{-6}$	1	$22{,}857 \times 10^{-4}$	$1{,}4286 \times 10^{-4}$	$7{,}143 \times 10^{-8}$	$64{,}799 \times 10^{-9}$
Onça (avdp)	$28{,}349 \times 10^{6}$	$28{,}349 \times 10^{3}$	28,349	$28{,}349 \times 10^{-3}$	437,5	1	$62{,}5 \times 10^{-3}$	$3{,}125 \times 10^{-5}$	$28{,}349 \times 10^{-6}$
Libra (avdp)	$453{,}59 \times 10^{6}$	$453{,}59 \times 10^{3}$	453,59	$453{,}59 \times 10^{-3}$	7000	16	1	5×10^{-4}	$453{,}59 \times 10^{-6}$
Tonelada (USA)	$905{,}185 \times 10^{9}$	$907{,}185 \times 10^{6}$	$907{,}185 \times 10^{3}$	907,185	14×10^{6}	$3{,}2 \times 10^{4}$	2000	1	0,907185
Tonelada Métrica	1×10^{12}	1×10^{9}	1×10^{6}	1×10^{3}	$1{,}543 \times 10^{7}$	$3{,}5274 \times 10^{4}$	2204,62	1,10231	1

Tabela 26. 7 – Potência – Fatores de conversão

Unidade Desejada / *Unidade dada*	*C.V.*	*H.P.*	*kgm/s*	*W*	*kcal/s*	*kw*	*B.T.U./s*
Cavalo Vapor	1	$98{,}632 \times 10^{-2}$	75	735,5	$97{,}567 \times 10^{-2}$	$735{,}5 \times 10^{-3}$	$69{,}7107 \times 10^{-2}$
Horse-Power	1,014	1	76,04	745,7	$17{,}8104 \times 10^{-2}$	$745{,}7 \times 10^{-3}$	0,707
Quilogrâmetro por segundo	$13{,}333 \times 10^{-3}$	$13{,}15 \times 10^{-3}$	1	9,80665	$23{,}42 \times 10^{-4}$	$98{,}066 \times 10^{-4}$	$92{,}95 \times 10^{-4}$
Watt	$13{,}59 \times 10^{-4}$	$13{,}41 \times 10^{-4}$	$10{,}1992 \times 10^{-2}$	1	$2{,}388 \times 10^{-4}$	0,001	$94{,}86 \times 10^{-5}$
Quilocaloria por segundo	5,6925	5,614697	426,94	4185,6	1	4,186	3,968
Quilowatt	1,359	1,34102	101,992	1000	$23{,}889 \times 10^{-2}$	1	$94{,}86 \times 10^{-2}$
British Thermal Unit per second	1,4345	1,414	107,58	1054,8	$25{,}1996 \times 10^{-2}$	1,054	1

Tabela 26. 8 – Taxas de emissão – Fatores de conversão

Unidade desejada / Unidade dada	g/s	g/min	kg/h	kg/d	lb/min	lb/h	lb/dia	t/h	t/d	t/ano
g/s	1,0	60,0	3,6	8,640 x 10	1,3228 x 10^{-1}	7,9367	1,9048 x 10^{2}	3,9683 x 10^{-3}	9,5240 x 10^{-2}	3,4763 x 10
g/min	1,6667 x 10^{-2}	1,0	6,0 x 10^{-2}	1,440	2,2046 x 10^{-3}	1,3228 x 10^{-1}	3,1747	6,6139 x 10^{-5}	1,5873 x 10^{-3}	5,7938 x 10^{-1}
kg/h	2,7778 x 10^{-1}	16,667	1,0	2,4000 x 10	3,6744 x 10^{-2}	2,2046	5,2911 x 10	1,1023 x 10^{-3}	2,6456 x 10^{-2}	9,6563
kg/d	1,1574 x 10^{-2}	6,9444 x 10^{-1}	4,1667 x 10^{-2}	1,0	1,5310 x 10^{-3}	9,1860 x 10^{-2}	2,2046	4,5930 x 10^{-5}	1,1023 x 10^{-3}	4,0235 x 10^{-1}
lb/min	7,5598	4,5359 x 10^{2}	2,7215 x 10	6,5317 x 10^{2}	1,0	60,0	1,44 x 10^{3}	3,000 x 10^{-2}	7,2000 x 10^{-1}	2,6280 x 10^{2}
lb/h	1,2600 x 10^{-1}	7,5598	4,5359 x 10^{-1}	1,0886 x 10	1,6667 x 10^{-2}	1,0	24,0	5,000 x 10^{-4}	1,2000 x 10^{-2}	4,3800
lb/d	5,2499 x 10^{-3}	3,1499 x 10^{-1}	1,8900 x 10^{-2}	4,5359 x 10^{-1}	6,9444 x 10^{-4}	4,1667 x 10^{-2}	1,0	2,0833 x 10^{-5}	5,000 x 10^{-4}	1,8250 x 10^{-1}
t/h	2,5199 x 10^{2}	1,5120 x 10^{4}	9,0718 x 10^{2}	2,1772 x 10^{4}	3,3333 x 10	2,0 x 10^{3}	4,8000 x 10^{4}	1,0	24,0	8,7600 x 10^{3}
t/d	1,0500 x 10	6,2999 x 10^{2}	3,7799 x 10	9,0718 x 10^{2}	1,3889	8,333 x 10	2,0 x 10^{3}	4,1667 x 10^{-2}	1,0	365,0
t/ano	2,8766 x 10^{-2}	1,7260	1,0356 x 10^{-1}	2,4854	3,8052 x 10^{-3}	2,2831 x 10^{-1}	5,4795	1,1416 x 10^{-4}	2,7397 x 10^{-3}	1,0

Tabela 26. 9 – Pressão – Fatores de conversão

Unidade desejada / Unidade dada	Atmosfera	Bária	Milibária	pol./Hg	kg/cm²	mm Hg	pol. H_2O	lb/pol²
Atmosfera	1	1,0133	1013,3	29,921	1,03327	760	406,788	14,696
Bária	9,8692 x 10^{-1}	1	1000	29,5296	1,0197	750,059	401,467	14,504
Milibária	9,8692 x 10^{-4}	0,001	1	29,5296 x 10^{-3}	1,0197 x 10^{-3}	75,0059 x 10^{-2}	40,1467 x 10^{-2}	14,504 x 10^{-3}
pol. Hg	33,421 x 10^{-3}	33,864 x 10^{-3}	33,864	1	34,53 x 10^{-3}	25,40005	13,595	4,9116 x 10^{-1}
kg/cm²	96,777 x 10^{-2}	98,064 x 10^{-2}	980,64	28,96	1	735,584	393,7112	14,2233
mm Hg	1,3158 x 10^{-3}	1,3332 x 10^{-3}	1,3332	39,3701 x 10^{-3}	1,3594 x 10^{-3}	1	0,535251	19,337 x 10^{-3}
pol. H_2O	2,4583 x 10^{-3}	2,49086 x 10^{-3}	2,49086	7,3554 x 10^{-2}	2,5399 x 10^{-3}	1,86828	1	3,6136 x 10^{-2}
lb/pol²	6,8046 x 10^{-2}	6,8947 x 10^{-2}	68,947	2,0360	7,0307 x 10^{-2}	51,715	27,673	1

Tabela 26.10 – Concentrações – Fatores de conversão

Unidade desejada / Unidade dada	mg/m^3	$\mu g/m^3$	$\mu g/l$	$onça/ft^3$	lb/ft^3	gm/ft^3	$lb/1000\ ft^3$	$grãos/ft^3$
mg/m^3	1	1000	1,000027	$9,989 \times 10^{-7}$	$6,243 \times 10^{-8}$	$2,8317 \times 10^{-5}$	$6,243 \times 10^{-5}$	$4,37 \times 10^{-4}$
$\mu g/m^3$	1×10^{-3}	1	$1,000027 \times 10^{-3}$	$9,989 \times 10^{-10}$	$6,243 \times 10^{-11}$	$2,8317 \times 10^{-8}$	$6,243 \times 10^{-8}$	$4,37 \times 10^{-7}$
$\mu g/l$	0,999973	$9,99973 \times 10^{2}$	1	$9,988 \times 10^{-7}$	$6,243 \times 10^{-8}$	$2,8317 \times 10^{-5}$	$6,243 \times 10^{-5}$	$4,37 \times 10^{-4}$
$onça/ft^3$	$1,00115 \times 10^{6}$	$1,00115 \times 10^{9}$	$1,00118 \times 10^{6}$	1	$62,5 \times 10^{-3}$	28,349	62,5	$4,375 \times 10^{2}$
lb/ft^3	$1,602 \times 10^{7}$	$1,602 \times 10^{10}$	$1,602 \times 10^{7}$	16	1	453,59	1×10^{3}	7×10^{3}
gm/ft^3	$3,531 \times 10^{4}$	$3,531 \times 10^{7}$	$3,531 \times 10^{4}$	$3,5274 \times 10^{-2}$	$2,20462 \times 10^{-3}$	1	2,2046	15,43
$lb/1000\ ft^3$	$1,602 \times 10^{4}$	$1,602 \times 10^{7}$	$1,602 \times 10^{4}$	$1,6 \times 10^{-2}$	1×10^{-3}	$453,59 \times 10^{-3}$	1	7
$grãos/ft^3$	$2,288 \times 10^{3}$	$2,288 \times 10^{6}$	$2,288 \times 10^{3}$	$2,2857 \times 10^{-3}$	$1,4286 \times 10^{-4}$	$6,4799 \times 10^{-2}$	14,286	1

Tabela 26.11 – Temperatura – Fatores de conversão

Unidade desejada / Unidade dada	^oF	^oC	^oR	^oK
Graus Fahrenheit	1	0,5555 x (^{o}F-32)	^{o}F + 460	0,5555 x (^{o}F-32) + 273
Graus Celsius	1,8^{o}C + 32	1	1,8^{o}C + 492	^{o}C + 273
Graus Rankine	^{o}R – 460	0,5555 x (^{o}R-492)	1	0,5555 x (^{o}R-492) + 273
Graus Kelvin	1,8 (^{o}K-273) + 32	^{o}K – 273	1,8 (^{o}K-273) + 492	1

Tabela 26.12 – Conversões de unidades, mecânicas elétricas e térmicas

Nome da Unidade	Mecânica		Elétrica		Térmica	
	lb.pé	*HP.h*	*Joule (Watt.seg)*	*kw.h*	*B.T.U.*	*Caloria (^{o}C)*
Libra . pé	1	$0,505 \times 10^{-6}$	1,356	$0,3767 \times 10^{-6}$	0,001285	0,3239
HP . hora	198×10^{4}	1	$2,684 \times 10^{3}$	0,746	2545	$64,13 \times 10^{4}$
Joule	0,7376	$0,3722 \times 10^{-6}$	1	$0,278 \times 10^{-5}$	0,000948	0,2389
Kilowatt . hora	$2,655 \times 10^{6}$	1,341	$3,600 \times 10^{3}$	1	3413	860×10^{3}
B.T.U.	778	$39,3 \times 10^{-5}$	1,055	0,000293	1	252
Caloria	3,087	$0,156 \times 10^{-5}$	4,186	$1,163 \times 10^{-6}$	0,00397	1

Tabela 26.13 – Fórmulas para calcular ampéres, HP, kW e kVA

	Corrente Contínua	*Corrente alternada*		
		Uma fase	*2 fases*	*3 fases*
AMPÈRES (conhecendo HP)	$\frac{HPx746}{E \times N}$	$\frac{HPx746}{ExNxf.p}$	$\frac{HPx746}{2xExNxf.p}$	$\frac{HPx746}{1,73xExNxf.p}$
AMPÈRES (conhecendo kW)	$\frac{kWx1000}{E}$	$\frac{kWx1000}{Exf.p}$	$\frac{kWx1000}{2xExf.p}$	$\frac{kWx1000}{1,73xExf.p}$
AMPÈRES (conhecendo kVA)	———	$\frac{kVAx1000}{E}$	$\frac{kWAx1000}{2 \times E}$	$\frac{kVAx1000}{1,73xE}$
kW	$\frac{IxE}{1000}$	$\frac{IxExf.p}{1000}$	$\frac{IxExf.px2}{1000}$	$\frac{I \times E \times f.p.x173}{1000}$
kVA	———	$\frac{IxE}{1000}$	$\frac{IxEx2}{1000}$	$\frac{IxEx1,73}{1000}$
POTÊNCIA HP	$\frac{IxExN}{746}$	$\frac{IxExNxf.p.}{746}$	$\frac{IxEx2xNxf.p.}{746}$	$\frac{IxEx\ 1,73xNxf.p.}{746}$
FATOR DE POTÊNCIA	UNITÁRIO	$\frac{W}{ExI}$	$\frac{W}{2xExI}$	$\frac{W}{1,73xExI}$

I = Corrente, em ampères
E = Tensão, em volts
N = Eficiência expressada em decimais
HP = Potência, em horse power

$$RPM = \frac{f \times 120}{P}$$

f.p = Fator de potência
kW = Potência em kilowatts
kVA = Potência aparente em kilo ampéres
W = Potência, em watts
RPM = Rotações por minuto
f = Freqüência
P = Número de pólos

Tabela 26.14 – Conversão de centímetros de mercúrio (0°C) em (M.C.A. = 0,136xcmHg) metros de coluna d'água (4°C)

Centímetros de mercúrio	*Décimos de centímetros (milímetros) de mercúrio*									
	0	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*
0	0	0,013	0,027	0,041	0,054	0,068	0,082	0,095	0,109	0,122
1	0,136	0,149	0,163	0,177	0,190	0,204	0,217	0,231	0,245	0,258
2	0,272	0,285	0,299	0,313	0,326	0,340	0,353	0,367	0,380	0,394
3	0,408	0,421	0,435	0,448	0,462	0,476	0,489	0,503	0,516	0,530
4	0,544	0,557	0,571	0,584	0,598	0,612	0,625	0,639	0,652	0,666
5	0,680	0,693	0,707	0,720	0,734	0,748	0,761	0,775	0,788	0,802
6	0,815	0,829	0,843	0,856	0,870	0,883	0,897	0,911	0,924	0,938
7	0,951	0,965	0,979	0,992	1,006	1,019	1,033	1,047	1,060	1,074
8	1,087	1,101	1,115	1,128	1,142	1,155	1,169	1,182	1,196	1,210
9	1,223	1,237	1,250	1,264	1,278	1,291	1,305	1,318	1,332	1,345
10	1,359	1,373	1,386	1,400	1,414	1,427	1,441	1,454	1,468	1,481
12	1,631	1,645	1,658	1,672	1,685	1,699	1,713	1,726	1,740	1,753
14	1,903	1,916	1,930	1,944	1,957	1,971	1,984	1,998	2,012	2,025
16	2,175	2,188	2,202	2,215	2,229	2,243	2,256	2,270	2,283	2,297
18	2,247	2,460	2,474	2,487	2,501	2,514	2,528	2,542	2,555	2,569
20	2,718	2,732	2,746	2,759	2,773	2,786	2,800	2,814	2,827	2,841
22	2,990	3,004	3,017	3,031	3,045	3,058	3,072	3,085	3,099	3,113
24	3,262	3,276	3,289	3,303	3,316	3,330	3,344	3,357	3,371	3,384
26	3,534	3,547	3,561	3,576	3,588	3,602	3,615	3,629	3,643	3,656
28	3,806	3,819	3,833	3,847	3,860	3,874	3,887	3,901	3,914	3,928
30	4,078	4,091	4,105	4,118	4,132	4,146	4,159	4,173	4,186	4,200
32	4,349	4,363	4,377	4,390	4,404	4,417	4,431	4,445	4,458	4,472
34	4,621	4,635	4,648	4,662	4,676	4,689	4,703	4,716	4,730	4,744
36	4,893	4,907	4,920	4,934	4,947	4,961	4,975	4,988	5,002	5,015
38	5,165	5,179	5,192	5,206	5,219	5,233	5,247	5,260	5,274	5,287
40	5,437	5,450	5,464	5,478	5,491	5,505	5,518	5,532	5,546	5,559
42	5,709	5,722	5,736	5,749	5,763	5,777	5,790	5,804	5,817	5,831
44	5,980	5,994	6,008	6,021	6,035	6,048	6,062	6,076	6,089	6,103
46	6,252	6,266	6,280	6,293	6,307	6,320	6,334	6,347	6,361	6,375
48	6,524	6,538	6,551	6,565	6,579	6,592	6,606	6,619	6,633	6,646
50	6,796	6,810	6,823	6,837	6,850	6,864	6,878	6,891	6,905	6,918
52	7,068	7,081	7,095	7,109	7,122	7,136	7,149	7,163	7,177	7,190
54	7,340	7,353	7,367	7,380	7,394	7,408	7,421	7,439	7,448	7,462
56	7,612	7,625	7,639	7,652	7,666	7,679	7,693	7,707	7,720	7,734
58	7,883	7,897	7,911	7,924	7,938	7,951	7,965	7,979	7,992	8,006
60	8,155	8,169	8,182	8,196	8,210	8,223	8,237	8,250	8,264	8,278
62	8,427	8,441	8,454	8,468	8,481	8,495	8,509	8,522	8,536	8,549
64	8,699	8,712	8,726	8,740	8,753	8,767	8,780	8,794	8,808	8,821
66	8,971	8,984	8,998	9,012	9,025	9,039	9,052	9,066	9,079	9,093
68	9,243	9,256	9,270	9,283	9,297	9,311	9,324	9,338	9,351	9,365
70	9,514	9,528	9,542	9,555	9,569	9,582	9,596	9,610	9,623	9,637
72	9,786	9,800	9,813	9,827	9,841	9,854	9,868	9,881	9,895	9,909
74	10,058	10,072	10,085	10,099	10,112	10,126	10,140	10,153	10,167	10,180
76	10,330									

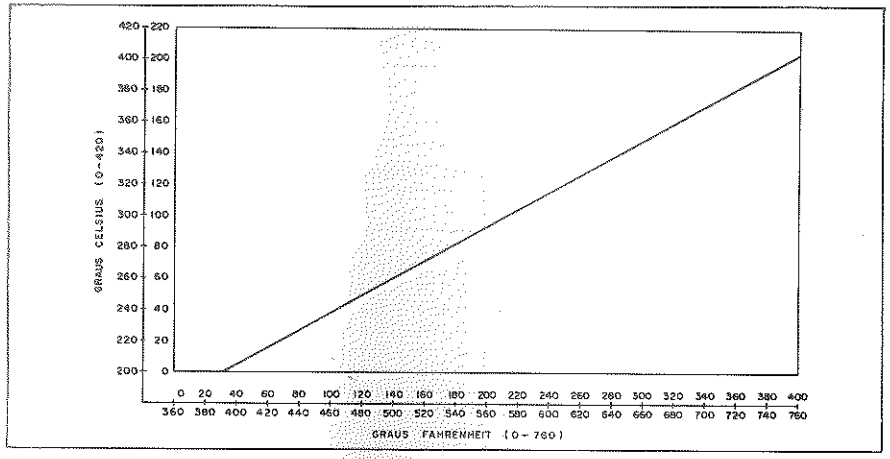


Fig. 26. 1 – Temperatura equivalente

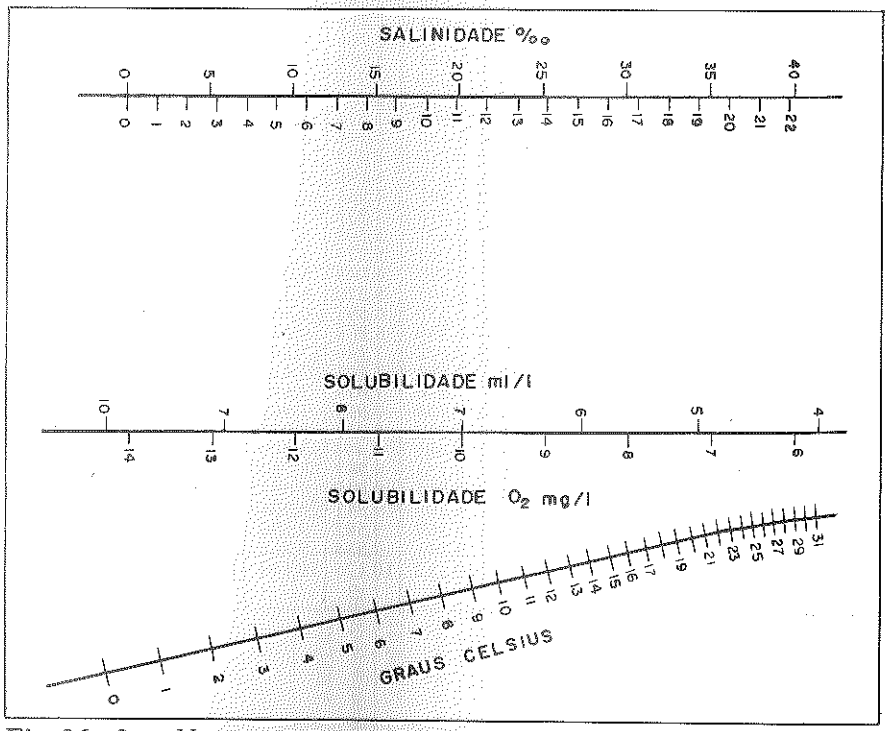
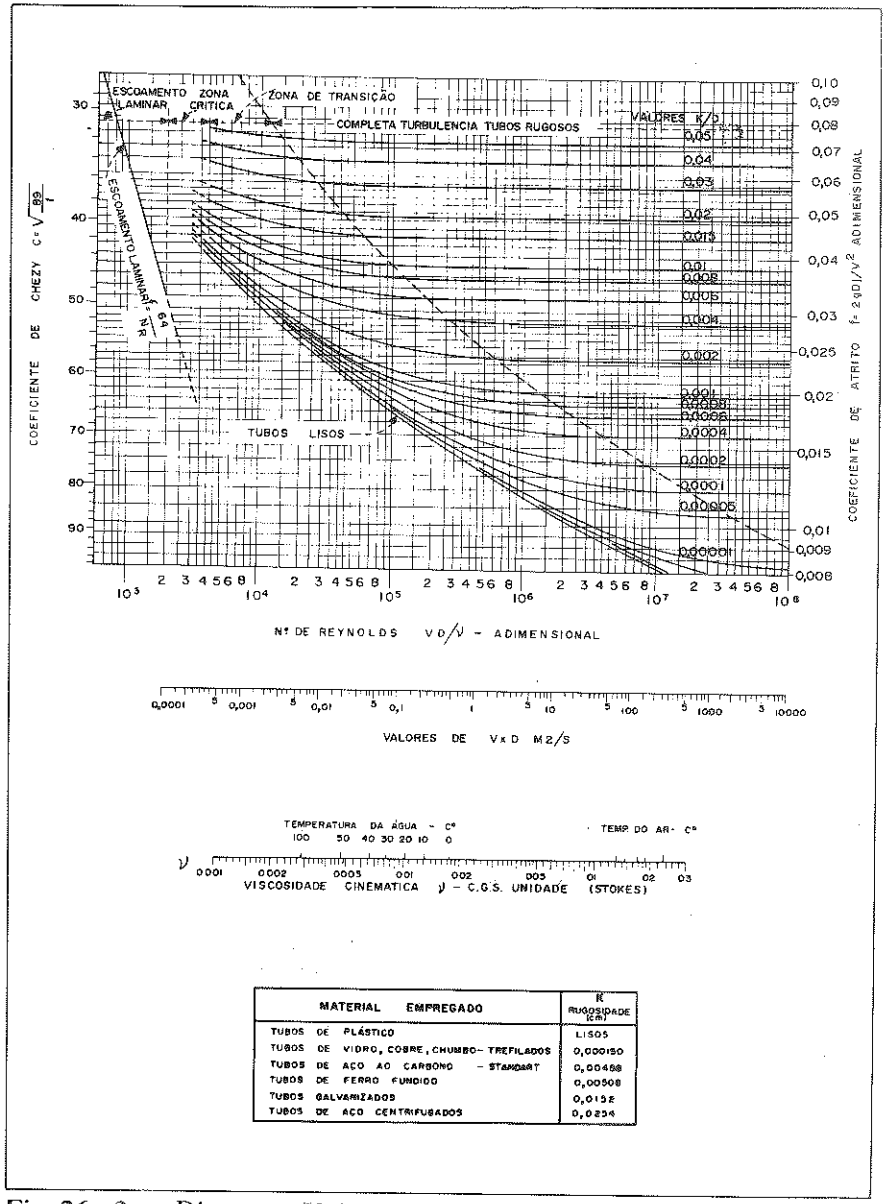


Fig. 26. 2 – Nomograma para solubilidade do oxigênio



MATERIAL EMPREGADO	R RUGOSIDADE (cm)
TUBOS DE PLÁSTICO	LISOS
TUBOS DE VIDRO, COBRE, CHUMBO- TREFILADOS	0,000150
TUBOS DE AÇO AO CARBONO - STANDART	0,00458
TUBOS DE FERRO FUNDIDO	0,00508
TUBOS GALVANIZADOS	0,0152
TUBOS DE AÇO CENTRIFUGADOS	0,0254

Fig. 26. 3 – Diagrama Universal de Atrito nas Tubulações Plandtl von Karmann, Nikurade & Colebrook

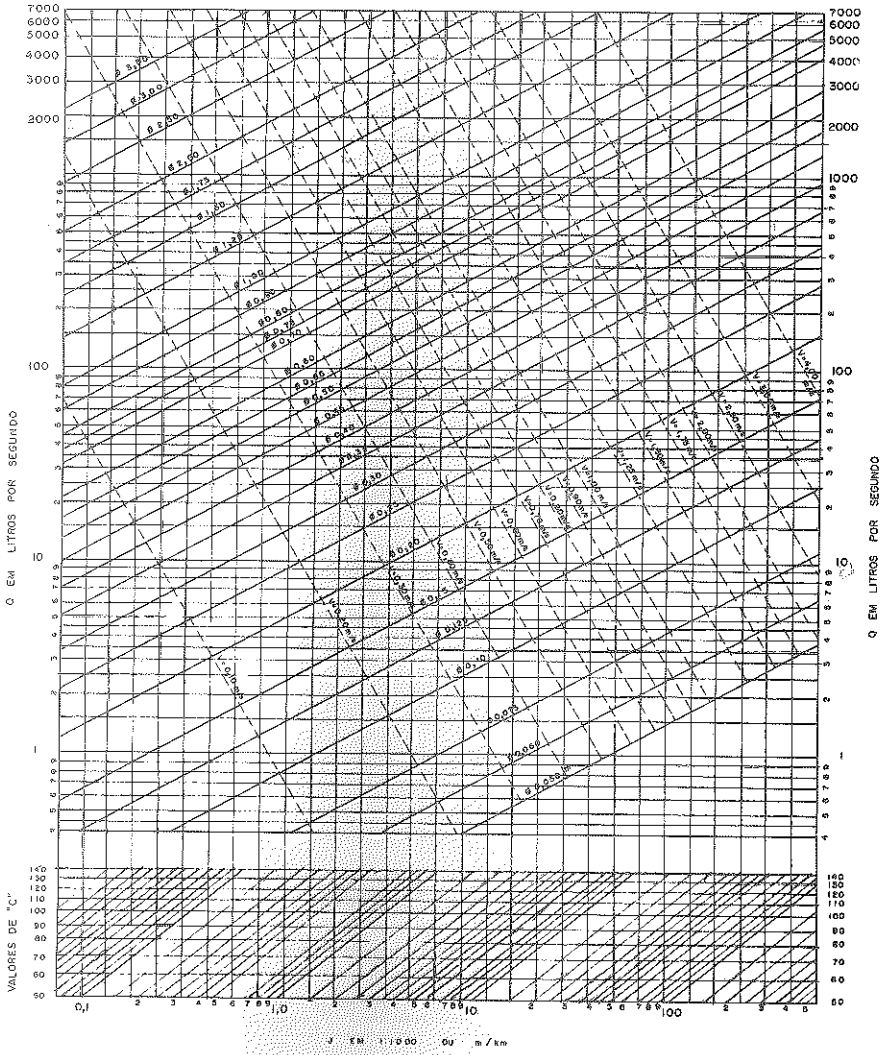


Fig. 26. 4 — Diagrama de atrito em condutos forçados

SEÇÕES DOS TUBOS (área em m²)

D mm	D pol	S (m²)	D mm	D pol	S (m²)
19	3/4	0,00028	300	12	0,07088
25	1	0,00049	350	14	0,09621
30	1 1/2	0,00112	400	16	0,12568
50	2	0,00196	450	18	0,15904
60	2 1/2	0,00283	500	20	0,19635
75	3	0,00442	550	22	0,23758
100	4	0,00785	600	24	0,28274
125	5	0,01227	700	28	0,38408
150	6	0,01767	800	32	0,50266
200	8	0,03141	900	36	0,63617
250	10	0,04909	1000	40	0,78540

VELOCIDADES MÁXIMAS E VAZÕES PERMISSIVEIS NOS SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE AGUA

D (mm)	V (m/s)	Q (l/s)	D (mm)	V (m/s)	Q (l/s)
50	0,50	1,2	375	1,25	138
60	0,70	2,0	400	1,25	157
75	0,70	3,1	450	1,30	207
100	0,70	5,5	500	1,40	275
125	0,80	9,8	550	1,50	365
150	0,80	14,1	600	1,60	452
175	0,80	21,7	700	1,70	654
200	0,80	26,3	800	1,80	805
225	1,00	39,8	900	1,80	209
250	1,00	49,1	1000	2,00	1571
275	1,10	65,3	1100	2,20	2090
300	1,10	77,6	1250	2,50	3068
350	1,20	115,5	1500	2,50	4418

VALOR DO COEFICIENTE "C"

Aço corrugado (Chapa ondulada)	60
Aço com juntas "Loch-bar", novas	120
Aço galvanizado (novos e em uso)	125
Aço rebitado, novos	110
Aço rebitado, em uso	85
Aço soldado, novos	120
Aço soldado em uso	90
Aço esmaltado com revestimento especial (novos e em uso)	130
Chumbo	130
Cimento - amianto	150
Cobre	130
Concreto Bom acabamento	130
Concreto Acabamento comum	120
Ferro Fundido, novos	130
Ferro Fundido, em uso	90
Ferro Fundido, tubos revestidos de cimento	130
Grês ceramico, vidrado (Manilhas)	110
Latão	130
Madeira, em aduelas	120
Tijolos, condutos bem executados	100
Vidro	140
Plastico	140

DIAGRAMA DO ENVELHECIMENTO DAS TUBULAÇÕES DE F°F° P/ÁGUAS EM CONDIÇÕES MÉDIAS DE HAZEN

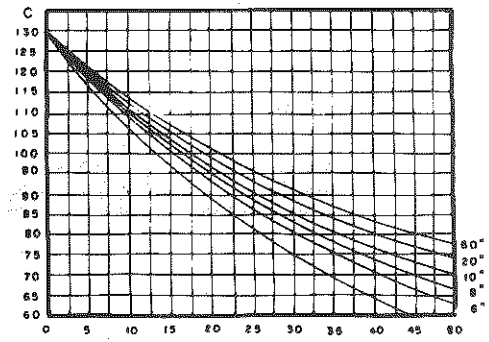


Fig. 26.4 — Continuação

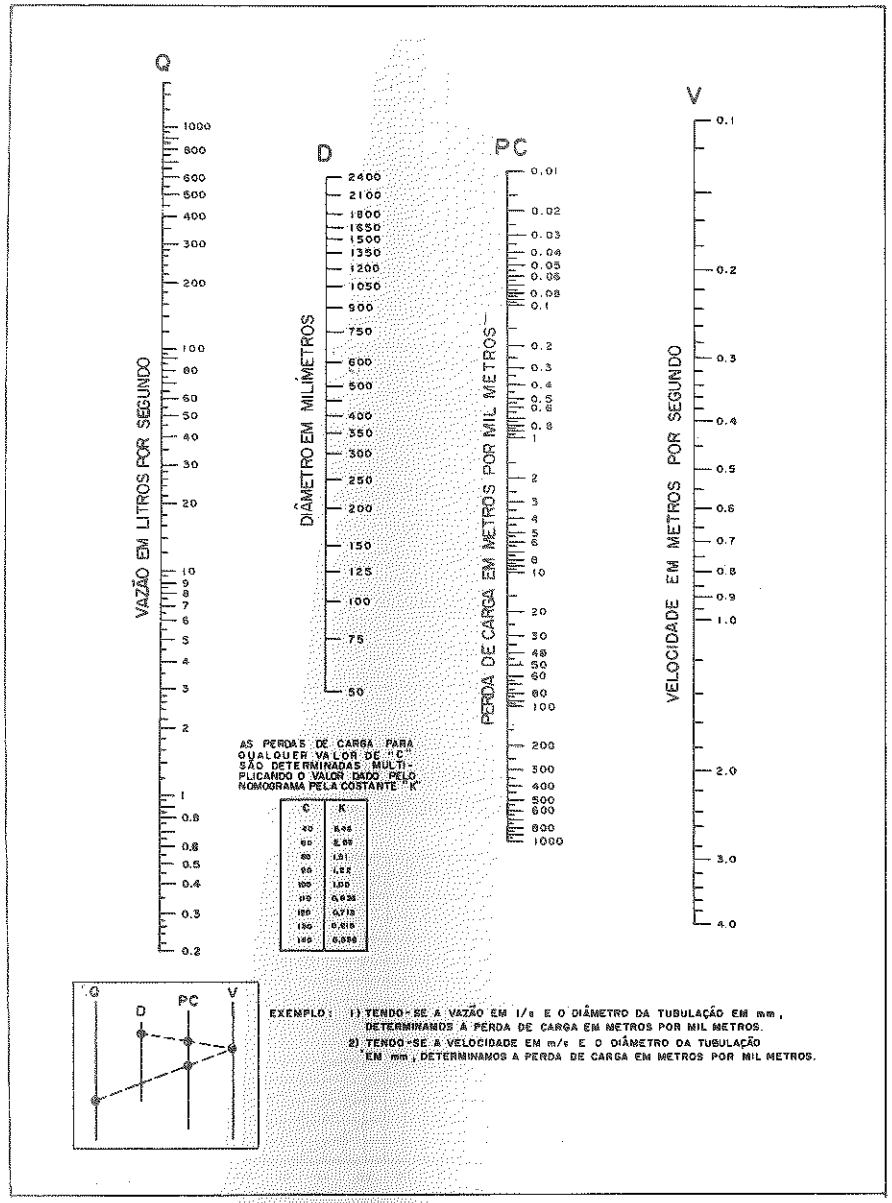


Fig. 26. 5 – Ábaco de Hazen-Williams para determinação das perdas de carga distribuídas

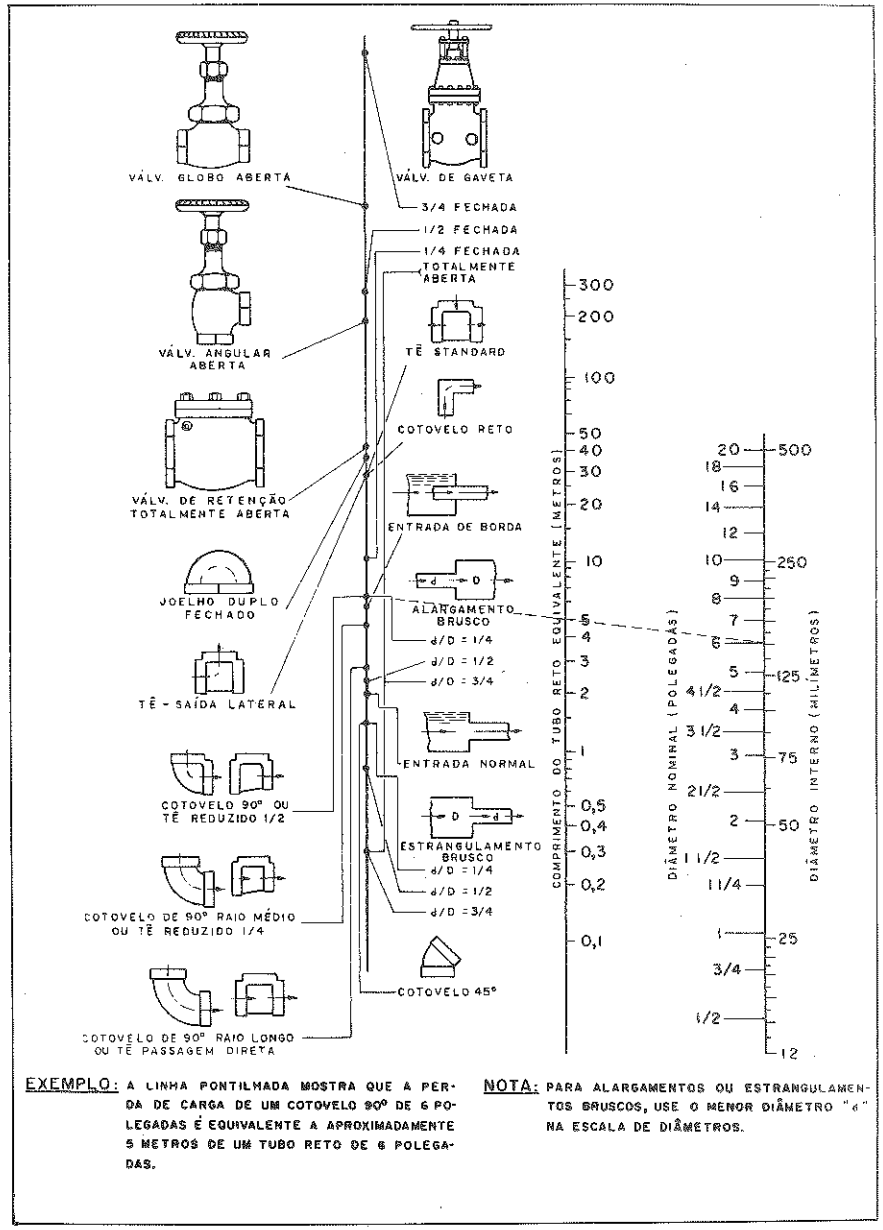


Fig. 26. 6 – Perdas de cargas em conexões

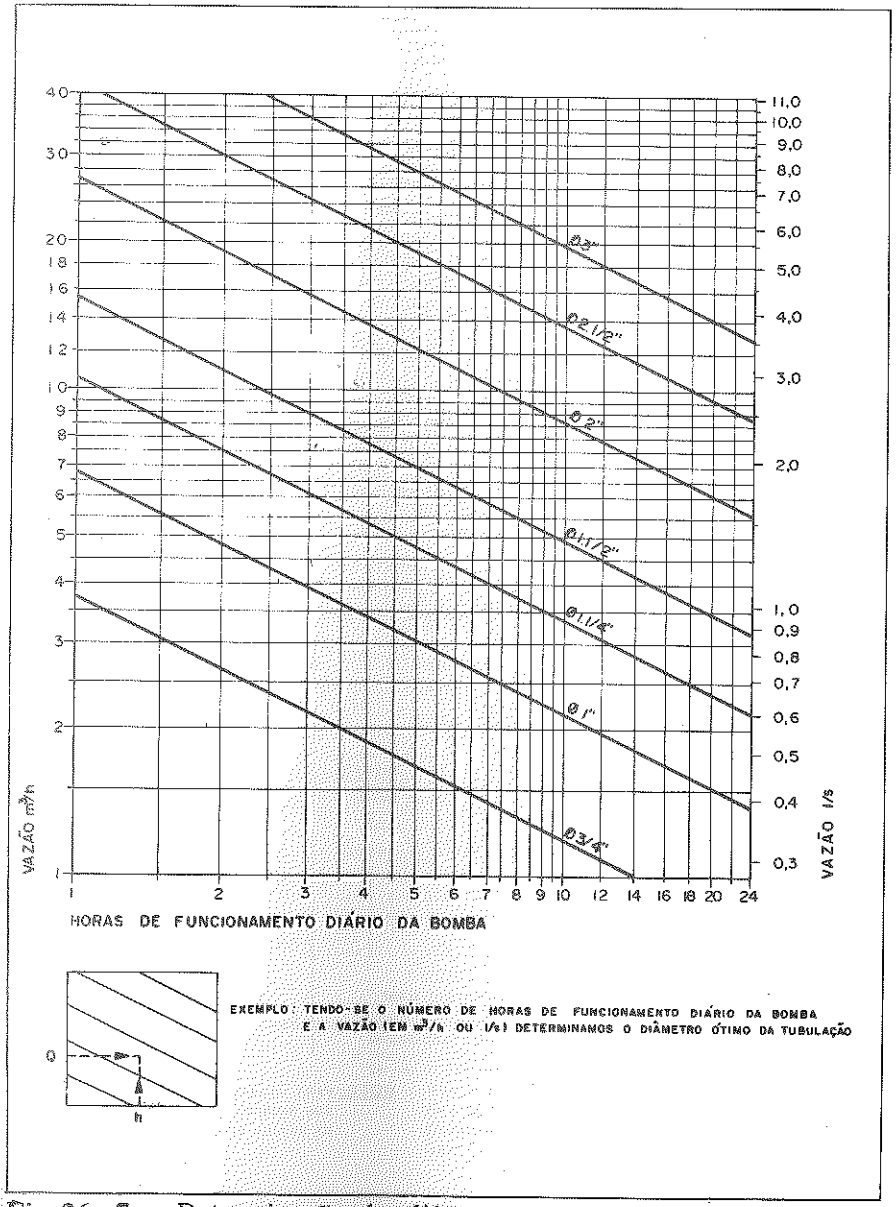


Fig. 26. 7 – Determinação do diâmetro econômico da tubulação de uma bomba (da Fórmula de Bresser)

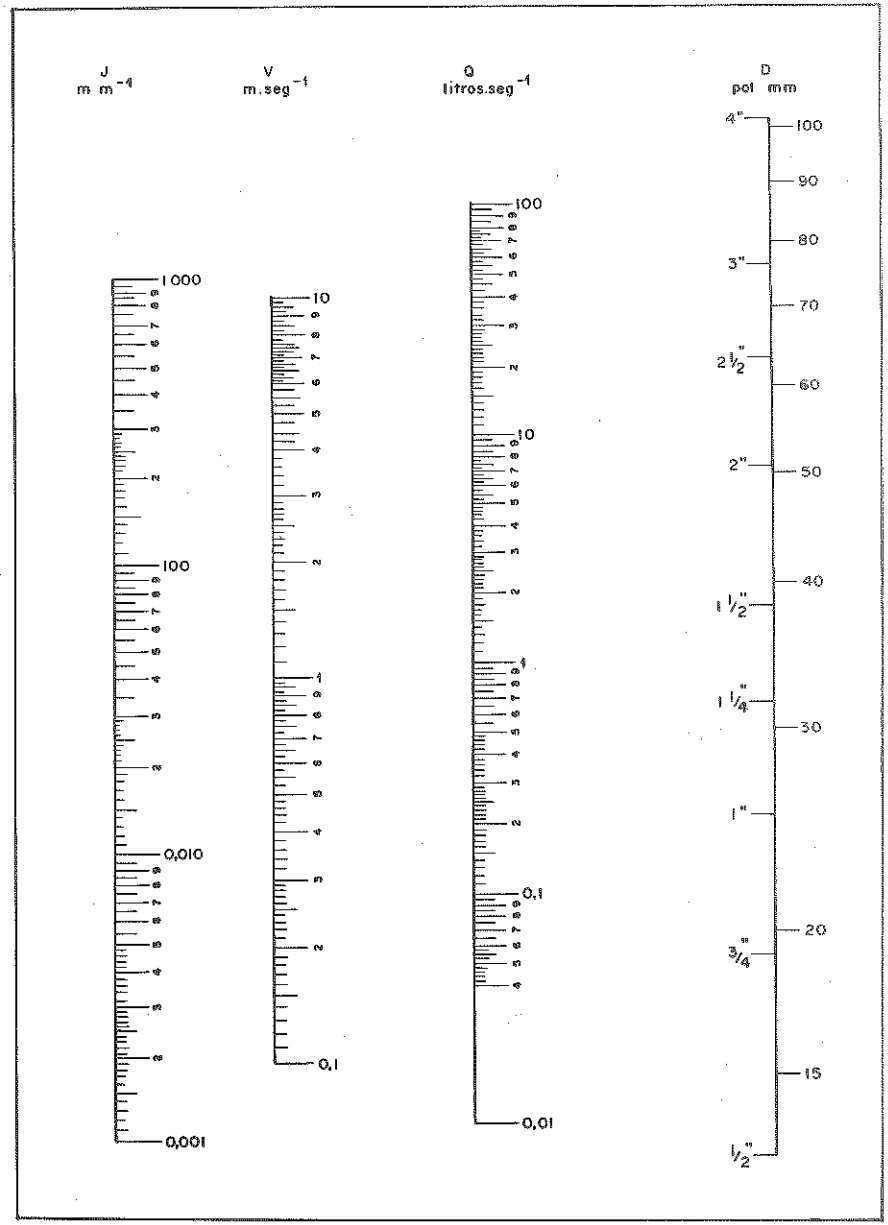


Fig. 26. 8 – Ábaco para encanamento em cobre ou latão

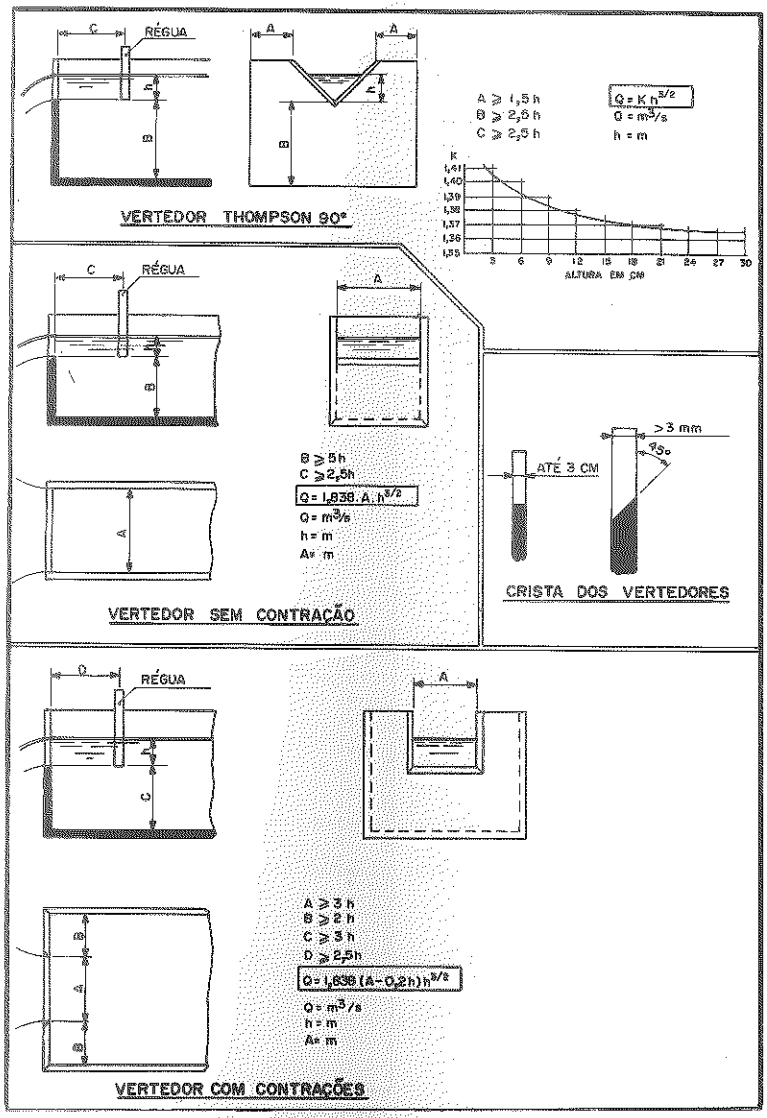


Fig. 26. 9 – Vertedores

Tabela 26.15 – Vazões em vertedores triangular e retangular

H (cm)	*Vertedor triangular*		*Vertedor retangular*	
	Q (l/s)	*Q (m^3/h)*	*Q (l/s)*	*Q (m^3/h)*
0,5	0,0025	0,01	0,65	2,34
1	0,0142	0,05	1,84	6,62
1,5	0,04	0,14	3,38	12,17
2	0,08	0,29	5,20	18,72
2,5	0,14	0,50	7,27	26,17
3	0,22	0,79	9,55	34,38
3,5	0,33	1,19	12,04	43,34
4	0,45	1,62	14,70	52,92
4,5	0,61	2,20	17,55	63,18
5	0,79	2,84	20,55	73,98
5,5	1,01	3,64	23,71	85,36
6	1,25	4,50	27,01	97,24
6,5	1,53	5,51	30,46	109,66
7	1,84	6,62	34,04	122,54
7,5	2,19	7,88	37,75	135,90
8	2,57	9,25	41,59	149,72
8,5	2,99	10,76	45,55	163,98
9	3,45	12,42	49,63	178,67
9,5	3,95	14,22	53,82	193,75
10	4,49	16,16	58,12	209,23
10,5	5,07	18,25	62,54	225,14
11	5,70	20,52	67,06	241,42
11,5	6,37	22,93	71,68	258,05
12	7,08	25,31	76,40	275,04
12,5	7,84	28,22	81,23	292,43
13	8,65	31,14	86,15	310,14
13,5	9,51	34,24	91,17	328,21
14	10,41	37,48	96,28	346,61
14,5	11,37	40,93	101,48	365,33
15	12,37	44,53	106,78	384,41
16	14,54	52,34	117,63	423,47
17	16,92	60,91	128,83	463,79
18	19,52	70,27	140,36	505,30
19	22,34	80,42	152,22	547,99
20	25,40	91,44	164,40	591,84
21	28,70	103,32	176,88	636,77
22	32,24	116,06	189,66	682,78
23	36,03	129,71	202,74	729,86
24	40,07	144,25	216,10	777,96
25	44,38	159,77	229,75	827,10

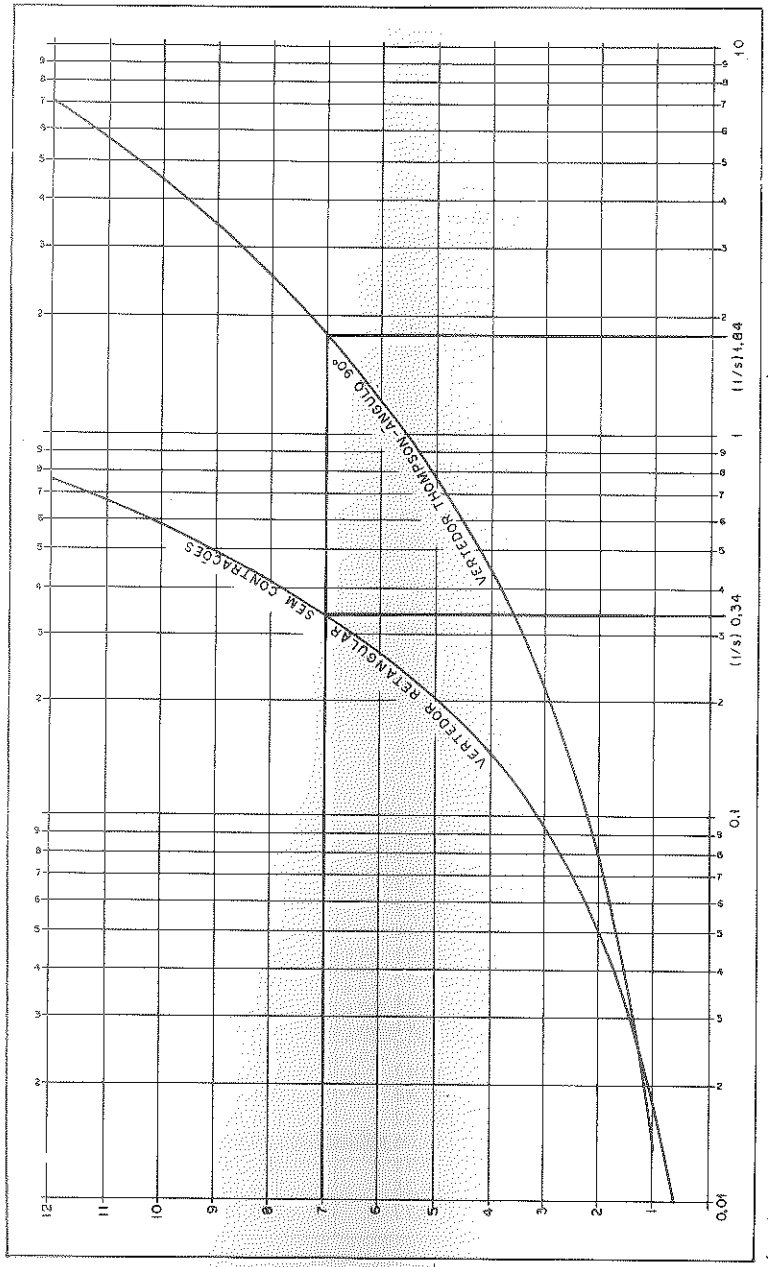


Fig. 26.10 — Curva para o vertedor retangular — sem concentração de soleira = 1 cm (multiplicar o valor obtido no gráfico, pelo comprimento em centímetros da soleira adotado).

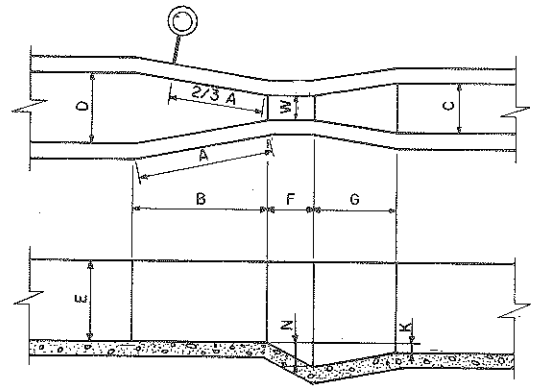


Fig. 26.11 — Medidor Parshall

W		*Capacidade mínima*		*Capacidade máxima*	
pol.	*cm*	*l/s*	*ml/h*	*l/s*	*m³/s*
3	7,6	0,85	3,06	53,8	193,68
6	15,2	1,52	5,47	110,4	397,44
9	22,9	2,55	9,18	251,9	906,84
1	30,5	3,11	11,20	455,6	1 640,16
1 1/2	45,7	4,25	15,30	696,2	2 506,32
2	61,0	11,89	42,80	936,7	3 372,12
3	91,5	17,26	62,14	1 426,3	5 134,68
4	122,0	36,79	132,44	1 921,5	6 917,40
5	152,5	62,8	226,08	2 422	8 719,20
6	183,0	74,4	267,84	2 929	10 544,40
7	213,5	115,4	415,44	3 440	12 384,00
8	244,0	130,7	470,52	3 950	14 220,00
10	305,0	200,0	720,00	5 660	20 376,00

Dimensões padronizadas de medidores Parshall (cm)

W	*C + n*	*A*	*B*	*C*	*D*	*E*	*F*	*G*	*K*	*N*
1"	2,5	36,3	35,6	9,3	16,8	22,9	7,6	20,3	1,9	2,9
3"	7,6	46,6	45,7	17,8	25,9	38,1	15,2	30,5	2,5	5,7
6"	15,2	62,1	61,0	40,3	39,3	45,7	30,5	61,0	7,6	11,4
9"	22,9	88,0	86,4	38,0	57,5	61,0	30,5	45,7	7,6	11,4
1'	30,5	137,2	134,4	61,0	84,5	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
1 1/2'	45,7	144,9	142,0	76,2	102,6	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
2'	61,0	152,5	149,6	91,5	120,7	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
3'	91,5	167,7	164,5	122,0	157,2	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
4'	122,0	183,0	179,5	152,5	193,8	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
5'	152,5	198,3	194,1	183,0	230,3	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
6'	183,0	213,5	209,0	213,5	266,7	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
7'	213,5	228,8	224,0	244,0	303,0	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
8'	244,0	244,0	239,2	274,5	340,0	91,5	61,0	91,5	7,6	22,9
10'	305,0	274,5	427,0	366,0	475,9	122,0	91,5	183,0	15,3	34,3

Limites de aplicação. Medidores Parshall com escoamento livre.

Tabela 26.16 – Vazões em medidores Parshall (l/s e m³/h)

H (Cm)	Medida da garganta do Parshall															
	3" (7,6cm)		6" (15,2cm)		9" (22,8cm)		1' (30,5cm)		1.1/2' (45,7cm)		2' (61cm)		3' (91,5cm)		4' (122cm)	
	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.	l/s	m³/h.
3	0,8	2,9	1,4	5,0	2,5	9,0	3,1	11,2	4,2	15,1	–	–	–	–	–	–
4	1,2	4,3	2,3	8,3	4,0	14,4	4,6	16,6	6,9	24,8	–	–	–	–	–	–
5	1,5	5,4	3,2	11,5	5,5	19,8	7,0	25,2	10,0	36,0	13,8	49,7	20	72	–	–
6	2,3	8,3	4,5	16,2	7,3	26,3	9,9	35,6	14,4	51,8	18,7	67,3	27	97	35	126
7	2,9	10,4	5,7	20,5	9,1	32,8	12,5	45,0	17,8	64,1	23,2	83,5	34	122	45	162
8	3,5	12,6	7,1	25,6	11,1	40,0	14,5	52,2	21,6	77,8	28,0	100,8	42	151	55	198
9	4,3	15,5	8,5	30,6	13,5	48,6	17,7	63,7	26,0	93 6	34,2	123,1	50	180	66	238
10	5,0	18,0	10,3	37,1	15,8	56,9	20,9	75,2	30,8	110,9	40,6	146,2	60	216	78	281
11	5,8	20,9	11,6	41,8	18,1	65,2	23,8	85,7	35,4	127,4	46,5	167,4	69	248	90	324
12	6,7	24,1	13,4	48,2	21,0	75,6	27,4	98,6	40,5	145,8	53,5	192,6	79	284	105	378
13	7,5	27,0	15,2	54,7	23,8	85,7	31,0	111,6	45,6	164,2	60,3	217,1	93	335	119	428
14	8,5	30,6	17,3	62,3	26,6	95,8	34,8	125,3	51,5	185,4	68,0	244,8	101	364	133	479
15	9,4	33,8	19,1	68,8	29,2	105,5	38,4	138,2	57,0	205,2	75,5	271,8	112	403	149	536
16	10,8	38,9	21,1	76,0	32,4	116,6	42,5	153,0	63,0	226,8	83,5	300,6	124	446	165	594
17	11,4	41,0	23,2	83,5	35,6	128,2	46,8	168,5	69,0	248,4	92,0	331,2	137	493	182	655
18	12,4	44,6	25,2	90,7	38,8	139,7	51,0	183,6	75,4	271,4	100,0	360,0	148	533	198	713
19	13,5	48,6	27,7	99,7	42,3	152,3	55,2	198,7	82,2	295,9	109,0	392,4	163	587	216	778
20	14,6	52,6	30,0	108,0	45,7	164,5	59,8	215,2	89,0	320,4	118,0	424,8	177	637	235	846
25	20,6	74,2	42.5	153,0	64,2	231,1	83,8	301,7	125,0	450,0	167,0	601,2	248	893	331	1 192
30	27,4	98,6	57,0	205,2	85,0	306,0	111,0	399,6	166,0	597,6	221,0	795,6	334	1 202	446	1 606
35	34,4	123,8	72,2	259,9	106,8	384,5	139,0	500,4	209,0	752,4	280,0	1 008,0	422	1 519	562	2 023
40	42,5	153,0	89,5	322,2	131,0	471,6	170,0	612,0	257,0	925,2	345,0	1 242,0	525	1 890	700	2 520
45	51,0	183,5	107,0	385,2	157,0	565,2	203,0	730,8	306,0	1 101,6	414,0	1 490,4	629	2 264	840	3 024
50	–	–	–	–	185,0	666,0	240,0	864,0	362,0	1 303,2	486,0	1 749,6	736	2 650	990	3 564
55	–	–	–	–	214,0	770,4	277,0	997,2	418,8	1 507,7	563,0	2 026,8	852	3 067	1 144	4 118
60	–	–	–	–	243,0	874,8	314,0	1 131,8	478,3	1 721,9	642,0	2 311,2	971	3 496	1 308	4 709
65	–	–	–	–	–	–	356,0	1 281,6	543,4	1 956,2	730,0	2 628,0	1 110	3 996	1 490	5 364
70	–	–	–	–	–	–	402,0	1 447,2	611,3	2 200,7	821,0	2 955,6	1 249	4 496	1 684	6 062

Tabela 26.17 – Parâmetros para estimativa de cargas de poluição de despejos industriais

Indústrias	DBO		DQO		SS	
	kg/operário x dia	mg/l	kg/operário x dia	mg/l	kg/operário x dia	mg/l
1. Alimentação e Similares	6,8	87	11,3	115	16,8	703
Matadouros	1,4	8 985	0,9	9 344	0,5	130
Queijos	0,5	–	–	–	–	–
Leite	8,6	–	2,7	–	6,4	–
Conservas	10,9	4 050	26,3	–	0,9	124
Conservas de Peixe	7,7	4 200	10,3	5 600	0,1	–
Frutas e vegetais congelados	6,4	2 399	6,8	1 999	4,1	360
Moagem úmida de milho	6,4	1 997	20,4	–	4,5	479
Usinas de açúcar	26,3	476	–	–	17,6	13 471
Refinarias de açúcar	2,7	22	3,2	53	7,7	58
Licores de malte	15,9	–	–	–	0,5	–
Licores destilados	0,2	–	0,5	–	0,2	–
2. Fabricação de Tecidos	1,8	304	3,2	327	0,5	70
Tecidos de algodão (sem acabamento)	1,8	214	3,2	313	0,5	64
Tecidos sintéticos (sem acabamento)	0,5	267	0,9	–	0,3	–
Tecidos de lã e acabamentos	1,4	651	2,7	–	0,4	292
Acabamentos de algodão	10,4	550	3,6	988	0,9	85
Acabamentos de sintéticos	3,2	30	2,3	–	0,5	15
3. Papel e Similares	18,1	366	65,8	3 566	1,4	388
Fabricação de celulose	52,2	471	93,4	843	19,0	141
Fabricação de papel	15,9	328	90,7	809	19,5	533
Fabricação de papelão	8,2	341	42,2	9 584	5,4	546
Produtos de papel	12,7	246	46,3	–	9,1	259
Fabric. de papel e papelão de construção	1,8	743	3,6	2 432	0,5	156
4. Produtos Químicos	4,1	130	10,4	378	5,4	–
Álcalis e cloro	1,8	29	14,5	443	30,8	956
Produtos de alcatrão do carvão	0,5	1 240	4,1	2 354	1,8	–
Produtos químicos orgânicos	7,3	365	22,2	1 286	5	531
Prod. químicos inorgânicos	5,0	021	20	151	39	206
Plásticos e resinas	0,9	109	2,7	307	0,5	040

Tabela 26.17 – (continuação)

Indústria	DBO		DQO		SS	
	kg/operário x dia	mg/l	kg/operário x dia	mg/l	kg/operário x dia	mg/l
Borracha sintética	17,7	230	25	664	5	1 024
Fibras celulósicas artificiais	0,9	56	3,2	107	1,8	170
Fibras orgânicas não celulósicas	6,8	213	8,6	356	1,4	29
Produtos farmacêuticos	0,5	–	0,2	–	0,9	–
Detergentes	2,3	124	1,8	115	0,9	95
Goma, resina e produtos químicos de madeira	2,7	5 623	5,4	8 952	0,3	1 018
Fertilizantes	0,05	231	0,5	296	4,5	1
Pesticidas agrícolas	3,2	1 000	8,6	2 799	0,9	350
Explosivos	3,2	53	5,4	74	4,1	33
Negro de fumo	0,03	–	0,05	–	0,9	200
5. Produtos de petróleo e carvão	3,6	52	12,2	210	4,5	76
Refinarias de petróleo	3,6	52	12,2	210	4,1	76
Óleos e graxas lubrificantes	0,3	–	1,4	–	67,1	–
6. Artigos de Plástico e Borracha	0,1	17	0,4	58	0,3	30
Pneus e câmaras	0,05	9	0,2	57	0,3	26
Artigos de borracha	0,1	25	0,9	69	0,2	30
Artigos de plástico	0,2	27	0,3	–	0,3	54
7. Indústrias Primárias de Metal	0,2	18	0,9	80	3,2	260
Altos-fornos de aço	0,5	36	1,4	265	5	178
Tubulações de aço	0,05	757	–	–	0,2	182
Fundição de ferro cinzento	0,1	8	0,5	32	0,4	18
Cobre primário	–	–	0,1	8	0,5	66
Alumínio primário	0,1	3	4,5	233	7,7	598
Laminação e estiramento de cobre	0,9	2 396	2,3	174	0,5	90
Laminação e estiramento de alumínio	0,04	1	0,1	113	0,5	44
8. Curtumes	8,9	3 200	20,8	7 500	10,6	3 800

Tabela 26.18 – Parâmetros típicos dos esgotos domésticos

Características	*Valores*
Vazão (l/hab x dia)	80 – 300
DBO (g/hab x dia)	45 – 54
DQO (g/hab x dia)	75 – 90
Nitrogênio total (g/hab x dia)	6 – 12
Fósforo como fosfatos (g/hab x dia)	0,9 – 4,0
Potássio como K_2O (g/hab x dia)	2,0 – 6,0
Cloretos (g/hab x dia)	4 – 8
Sólidos em suspensão (g/hab x dia)	120 – 145
NMP de microrganismos por 100 ml de esgotos:	
Bactérias	$10^9 - 10^{10}$
Coliformes	$10^7 - 10^9$
Estreptococos fecais	$10^5 - 10^6$
Salmonela tifosa	$10^1 - 10^4$
Quistos de protozoários	$10^1 - 10^3$
Ovos helmínticos	$10^1 - 10^3$
Unidades formadoras de placas	$10^2 - 10^4$

Tabela 26.19 – Composição típica dos esgotos domésticos

Componentes	*mg/l*		
	Forte	*Médio*	*Fraco*
Sólidos totais	1 000	500	200
Voláteis	700	350	120
Fixos	300	150	80
Sólidos em suspensão total	500	300	100
Voláteis	400	250	70
Fixos	100	50	30
Sólidos dissolvidos totais	500	200	100
Voláteis	300	100	50
Fixos	200	100	50
DBO (5 dias, 20°C)	300	200	100
Oxigênio dissolvido	0	0	0
Nitrogênio total	86	50	25
Nitrogênio orgânico	35	20	10
Amônia livre	50	30	15
Nitritos (NO_2)	0,10	0,05	0
Nitratos (NO_3)	0,40	0,20	0,10
Cloretos	175	100	15
Alcalinidade	200	100	50
Gorduras	40	20	0

Tabela 26.20 – Características dos esgotos domésticos após tratamento biológico (Tratamento secundário)

	Penha (Rio)	*Ilha do Governador (Rio)*	*Stevenage (Inglaterra)*	*Amarillo (USA)*	*Tahoe (USA)*	*Hadden-field (USA)*	*Odessa (USA)*
Sólidos dissolvidos totais (mg/l)	296	340	728	557	–	520	1 240
SS (mg/l)	38	12	15	11	–	–	10
DBO (mg/l)	54	4	9	10	–	–	–
DQO (mg/l)	103	20	63	–	120	90	–
Surface Active Matter (mg/l)	–	–	2,5	–	1,8	2	–
Carbono orgânico (mg/l)	–	–	20	–	–	–	–
Fosfato (como P) (mg/l)	–	–	9,6	9	9,2	10,2	10,6
Nitrogênio (Como N) (mg/l)	–	–	44	22,3	31	21	–
Sulfato (mg/l)	–	–	85	78	–	–	150
Cloreto (mg/l)	90	107	69	83	–	45	220
Cor	–	–	50	–	–	–	–
pH	6,7	6,8	7,6	7,7	–	7,8	7,2
Dureza (mg/l $CaCO_3$)	–	–	249	250	–	98	237
Alcalinidade (mg/l $CaCO_3$)	–	–	–	334	–	160	230

Tabela 26.21 – Consumo provável de água para refrigeração em vários tipos de indústrias

Indústrias	*Água usada para refrigeração (%)*	*Outros usos que não refrigeração (%)*
Automobilística	21	79
Química	65	35
Destilarias	84	16
Indústria de carne	25	75
Petróleo	82	18
Sabões e detergentes	66	34
Ferro e aço	66	34
Açúcar de cana	69	31
Têxtil	10	90
Média ponderada	66	34

Tabela 26.22 – Comparação entre padrões físico-químicos de qualidade de mananciais e de água para consumo humano

PARÂMETROS / PADRÕES	UNIDADES	ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO					MANANCIAIS		
		OMS INTERNACIONAL-1973 (1)		USPHS-1962 (1)		PADRÕES PROVISÓRIOS DA EPA-(1975)	USMS-1969 (2)	EPA-1972 (3)	SEMA-1976 (4)
QUALIDADE FÍSICA	UNIDADES	MD	MP	LR		NMC	LR	LR	CR
Turbidez	(mg/l SiO_2)	5	25	5		1	MR	MR	–
Cor	(mg Pt/l)	5	50	3		–	75	75	(3)
Odor	(qualitativo)	–	–	–		–	–	MQ	VA
Nº Limiar de Odor		7 a 8,5	6,5 a 9,2	–		–	5	–	–
pH		–	–	–		–	–	5 a 9	–
Sabor		–	–	–		–	–	–	–
Aspecto									
QUALIDADE QUÍMICA	UNIDADES								
ABS – Surfactantes	(mg/l)	0,2	1,0	0,5		–	0,5	0,5	VA
Alcalinidade	(CO, CO_3) (mg/l $CaCO_3$)	–	–	–		–	–	MR	–
Alcalinidade	(HCO_3) (mg/l $CaCO_3$)	–	–	–		–	–	MR	–
Alumínio	(mg/l Al)	–	0,05	0,01	0,05	0,05	0,01	0,1	0,1
Arsênio	(mg/l As)	–	–	–	0,01	0,01	0,05 (1)	0,1	0,01
Bário	(mg/l Ba)	–	0,01	–	1,0	1,0	1,0 (1)	1,0	1,0
Cádmio	(mg/l Cd)	75	–	–	0,01	0,01	0,01 (1)	0,01	0,01
Cálcio	(mg/l Ca)	–	200	0,2 (AF)	–	–	0,2 (1) (AF)	–	–
CCT (Extrato Clorofórmio)	(mg/l)					0,7 (BP) (4)		0,3 (RF)	
Chumbo	(mg/l Pb)	–	0,1	–	0,05	0,05	0,05 (1)	0,01	0,1
Cloretos	(mg/l Cl)	200	600	250	–	–	250	250	–
Cloro Residual Livre	(mg/l Cl)	–	–	–	0,05	–	–	–	–
Cromo Hexavalente	(mg/l Cr^{+6})	–	–	–	0,05	0,05	0,05 (1)	0,05 (CT)	0,05
Cobre	(mg/l Cu)	0,05	1,5	1,0	–	1,0	0,01	0,1	1,0
Ganeto	(mg/l Cn)	–	0,05	0,01	0,2	0,2	0,01	0,2	0,2
Dureza total	(mg/l $CaCO_3$)	100	500	–	–	–	–	MR	–
Ferro	(mg/l Fe)	0,1	1	0,3	–	–	0,3	0,3	–
Flúor	(mg/l F)	–	0,6 a 1,7	0,6 a 1,7	1,4 a 2,4	1,4 a 2,4	0,6 a 1,7	1,4 a 2,4	1,4
Fenóis	(mg/l de Fenol)	0,001	0,002	0,001	–	–	0,001	0,001	0,001 (3)
Manganês	(mg/l Mn)	50	150	–	–	–	–	–	–
Mercúrio	(mg/l Mn)	0,05	0,5	0,05	–	–	0,05	0,05	–
Nitrogênio Amoniacal	(mg/l Hg)	–	0,001	–	–	0,002	–	0,002	0,002
Nitrogênio Nítrico	(mg/l N)	–	–	–	–	–	–	–	0,5
Nitrogênio Nitrato	(mg/l N)	45 (NO_3)	–	45 (NO_3)	–	10	10,0	10,0	1,0
Oxigênio Consumido	(mg/l)	–	0,30	–	–	–	–	–	–
Óleo Mineral	(mg/l)	0,01							
Prata	(mg/l)	–	0,01	–	0,05	0,05	0,05 (1)	0,01	0,01
Sódio	(mg/l Na)	500	–	500	0,01	0,01	0,01 (1)	–	–
Sólidos Totais	(mg/l)	–	1500	–	–	–	–	500	–
Sólidos Dissolvidos Totais	(mg/l)	500	–	500	–	–	500	NR	–
Sulfato	(mg/l SO_4)	200	400	250	–	–	250	250	–
Zinco	(mg/l Zn)	5	15	5,0	–	–	5,0	5,0	5,0
QUALIDADE RADIOLÓGICA	pCi/l	–	–	–	3	NR	3	0,5	NR
Rádio 226	pCi/l				16		10	5,0	
Estrôncio 90	pCi/l	30			1000		1000	5,0	
Atividade Beta Global	pCi/l	3			–		–	0,5	
Atividade Alfa Global	pCi/l								

(1) Valor acima do limite reconhecidade constitui motivo para rejeição do abastecimento
(2) Não será permitida a presença de corantes artificiais que não sejam removíveis por processo de coagulação.
(3) Quando não for possível determinar o limiar, o ligeiro para o Xenol, pode ir até 1,0 ml/l
(4) 0,7 mg/l – CAM Low Flow (LF) é aproximadamente equivalente a 0,2 mg/l CAM – High Flow (HF)

MD = Máximo desejável (OMS)
MP = Máximo permitível
NMC = Nível máximo de contaminantes (EPA-1972)
NR = Não há razão para incluir este padrão
TM = Teores máximos admissíveis
VA = Virtualmente ausentes
AF = Alto Fluxo
BF = Baixo Fluxo

Tabela 26.23 – Composição da água do mar de salinidade 35‰

Elemento	*Símbolo*	*Peso Atômico*	*Microgramas por litro*	*Elemento*	*Símbolo*	*Peso Atômico*	*Microgramas por litro*
Hidrogênio	H	1.00797	1.10×10^8	Molibdênio	Mo	95.94	10
Hélio	He	4.0026	0.0072	Rutênio	Ru	101.07	
Lítio	Li	6.939	170	Ródio	Rh	102.905	
Berílio	Be	9.0133	0.0006	Paládio	Pd	106.4	
Boro	B	10.811	4.450	Prata	Ag	107.870	0.28
Carbono (inorgânico)	C	12.01115	28,000	Cádmio	Cd	112.40	0.11
(orgânico dissolvido)			2,000	Índio	In	114.82	
Nitrogênio (N_2, dissolvido)	N	14.0067	15.500	Estanho	Sn	118.69	0.81
(como NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+)			670	Antimônio	Sb	121.75	0.33
Oxigênio (O_2 dissolvido)	O	15,9994	6,000	Telúrio	Te	127.60	
(como H_2O)			8.83×10^5	Iôdo	I	126.9044	64
Flúor	F	18.9984	1,300	Xenônio	Xe	131.30	0.047
Neônio	Ne	20.183	0.120	Césio	Cs	132.905	0.30
Sódio	Na	22.9898	1.08×10^7	Bário	Ba	137.34	21
Magnésio	Mg	24.312	1.29×10^6	Lantânio	La	138.91	0.0029
Alumínio	Al	26.9815	1	Cério	Ce	140.12	0.0013
Silício	Si	28.086	2,900	Praseodímio	Pr	140.907	0.00064
Fósforo	P	30.9738	88	Neodímio	Nd	144.24	0.0023
Enxofre	S	32.064	9.04×10^5	Samário	Sm	150.35	0.00042
Cloro	Cl	35.453	1.94×10^7	Európio	Eu	151.96	0.000114
Argônio	Ar	39.948	450	Gadolínio	Gd	157.25	0.0006
Potássio	K	39.102	3.92×10^6	Térbio	Tb	158.924	0.0009
Cálcio	Ca	40.08	4.11×10^5	Disprósio	Dy	162.50	0.00073
Escândio	Sc	44.956	<0.004	Hólmio	Ho	164.930	0.00022
Titânio	Ti	47.90	1	Érbio	Er	167.26	0.00061
Vanádio	V	50.942	1.9	Túlio	Tm	168.934	0.00013
Crômio	Cr	51.996	0.2	Itérbio	Yb	173.04	0.00052
Manganês	Mn	54.9381	1.9	Lutécio	Lu	174.97	0.00012
Ferro	Fe	55.847	3.4	Háfnio	Hf	178.49	<0.008
Cobalto	Co	58.9332	0.39	Tântalo	Ta	180.948	<0.0025
Níquel	Ni	58.71	6.6	Tungstênio	W	183.85	<0.001
Cobre	Cu	63.54	23	Rênio	Re	186.2	
Zinco	Zn	65.37	11	Ósmio	Os	190.2	
Gálio	Ga	69.72	0.03	Irídio	Ir	192.2	
Germânio	Ge	72.59	0.06	Platina	Pt	195.09	
Arsênio	As	74.9216	2.6	Ouro	Au	196.967	0.011
Selênio	Se	78.96	0.090	Mercúrio	Hg	200.59	0.15
Bromo	Br	79.909	6.73×10^4	Tálio	Tl	204.37	
Kriptônio	Kr	83.80	0.21	Chumbo	Pb	207.19	0.03
Rubídio	Rb	85.47	120	Bismuto	Bi	208.980	0.02
Estrôncio	Sr	87.62	8,100	Rádio	Ra	(226)	1×10^{-13}
Ítrio	Y	88.905	0.003	Tório	Th	232.038	0.0015
Zircônio	Zr	91.22	0.026	Protactínio	Pa	(231)	2×10^{-10}
Nióbio	Nb	92.906	0.015	Urânio	U	238.03	3.3

Tabela 26.24 – Viscosidade e densidade da água (calculado das tabelas críticas internacionais)

Temperatura C	*Densidade (g/cm^3)*	*Viscosidade absoluta μ*	*Viscosidade cinemática y*
0	0.99987	1.7924	1.7923
1	0.99993	1.7320	1.7321
2	0.99997	1.6740	1.6711
3	0.99999	1.6193	1.6193
4	1.00000	1.5676	1.5676
5	0.99999	1.5188	1.5188
6	0.99997	1.4726	1.4726
7	0.99993	1.4288	1.4288
8	0.99988	1.3872	1.3874
9	0.99981	1.3176	1.3479
10	0.99973	1.3097	1.3101
11	0.99963	1.2735	1.2740
12	0.99952	1.2390	1.2396
13	0.99940	1.2061	1.2068
14	0.99927	1.1748	1.1756
15	0.99913	1.1447	1.1457
16	0.99897	1.1156	1.1168
17	0.99880	1.0876	1.0888
18	0.99862	1.0603	1.0618
19	0.99843	1.0340	1.0356
20	0.99823	1.0087	1.0105
21	0.99802	0.9843	0.9863
22	0.99780	0.9608	0.9629
23	0.99757	0.9380	0.9403
24	0.99733	0.9161	0.9186
25	0.99707	0.8949	0.8975
26	0.99681	0.8746	0.8774
27	0.99654	0.8551	0.8581
28	0.99626	0.8363	0.8394
29	0.99597	0.8181	0.8214
30	0.99568	0.8004	0.8039
31	0.99537	0.7834	0.7870
32	0.99505	0.7670	0.7708
33	0.99173	0.7511	0.7551
34	9,88110	0.7357	0.7398
35	0.99106	0.7208	0.7251
36	0.99371	0.7064	0.7109
37	0.99336	0.6925	0.6971
38	0.99299	0.6791	0.6839
39	0.99262	0.6661	0.6711

1 centipoise = 10^{-2} (g/cm x seg).
1 centistoke = 10^{-2} cm^2/seg,

Tabela 26.25 – Produtos químicos usados no tratamento das águas residuárias

Nº	*Nome do Composto e Fórmula*	*Nome comum ou Comercial*	*Acondicionamento*	*Material para Acondicionamento*	*Formas Disponíveis*	*Peso kg/l*	*Solubilidade*	*Título Comercial*	*Características*
1	Sulfato de Alumínio $Al_2(SO_4)_3 . 14H_2O$	Alúmen, alúmen filtro, sulfato de alumina	Sacos de 45-90 kg; Barris de 135-180 kg; a granel (carradas)	Seco: ferro ou aço; solução: chumbo, borracha, ferro, silício, asfalto	Marfim colorido, pó, grão, tabletes.	0,60-0,72 0,96-1,00 0,99-1,04	4,2 (15,5ºC)	15-22% Al_2O_3	O pH da solução a 1% é 3,4
2	Sulfato duplo de alumínio e amônia $Al_2(SO_4)_3 . (NH_4)_2SO_4 . 24H_2O$	Alúmen de amônia, cristal de alúmen	Sacos, barris, granel	Duriron, chumbo, borracha, ferro silício, louça de barro	Tabletes, noz, ervilha, pó.	1,02-1,08 0,99 1,04 0,960	0,3 (0ºC) 8,3 (100ºC)	11% Al_2O_3	O pH da solução a 1% é 3,5
3	Bentonite	Argila coloidal, Wilkinite	Sacos de 45 kg	Ferro, aço	Pó, bolas de tamanhos variados	0,96	insolúvel (usado em solução coloidal)		
4	Cloreto férrico								
	a. $FeCl_3$ (35-45% solução)	"Ferricior", cloreto de ferro	Garrafão de 20-50 l, caminhões, carros-tanque	Vidro, borracha, louça de barro, resina sintética	Líquido meloso, castanho-escuro		completa	37-47% $FeCl_3$ 12-17% Fe	
	b. $FeCl_3 . 6H_2O$	Cristal de cloreto férrico	Barris de 135 kg		tabletes castanho-amarelados			59-61% $FeCl_3$ 20-21% Fe	Higroscópico (conservar pó e floco em recipientes estanques); alimentação por solução; coagulante a pH 4,0-11,0;
	c. $FeCl_3$	Cloreto férrico anidro	Tonéis de 225 kg; barricas de 45-125-180 kg		Pó preto esverdeado		5,0 (36,6ºC) 4 0 (30ºC)	98% $FeCl_3$ 34% Fe	
5.	Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3 . 9H_2O$	"Ferrifloc", "Ferrisul"	Sacos com 45-80 kg; tambores com 180-200 kg	Cerâmica, chumbo plásticos, borracha, aço inoxidável 18-8	Pó ou grão castanho-avermelhado	1,12-1,15	Solúvel em 2-4 partes de água fria	90-94% $Fe_2(SO_4)_3$ 25-26% Fe	Moderadamente higroscópico; coagulante a pH 3,5-11,0
6.	Sulfato ferroso $FeSO_4 . 7H_2O$	Caparrosa, vitrícola verde	Sacos, barris, a granel	Sulfato, concreto, chumbo, estanho, madeira	Cristal, tabletes verdes e grão	1,00-1,05		55% $FeSO_4$, 20% Fe	Higroscópico, solidifica ao armazenar; pH ótimo varia de 8,5 a 11,0.
7.	Sulfato de magnésio $MgSO_4 . 7H_2O$	Sais de Epsom	Sacos com 45 kg; tambores de 135-180 kg; a granel	Ferro, borracha	Cristal, tabletes brancos	1,00	6 (20ºC)		

Tabela 26.25 – (continuação)

Nº	*Nome do Composto e Fórmula*	*Nome comum ou Comercial*	*Acondicionamento*	*Material para Acondicionamento*	*Formas Disponíveis*	*Peso kg/l*	*Solubilidade*	*Título Comercial*	*Características*
8	Sulfato duplo de potássio e alumínio $K_2SO_4 . Al_2(SO_4)_3 . 24H_2O$	Potassa	Sacos, barris, a granel (carradas)	Chumbo, borracha forrada com chumbo, louça de barro	Tabletes Grãos Pó	0,99-1,07 0,96-1,04 0,96	0,5 (0ºC) 1,0 (20ºC) 1,4 (30ºC)	10-11% Al_2O_2	Solubilidade baixa, uniforme; o pH da solução a 1% é 3,5.
9	Aluminato de sódio	Alúmen-soda	Sacos com 45-65 kg; tambores de 112-200 kg.	Ferro, plástico, borracha, aço	Cristal branco ou amarelo-esverdeado, líquido (27ºBé)	0,80-0,96	3,0 (20ºC) 3,3 (30ºC)	55% Al_2O_3, 35% Na_2O, 5% excesso de NaOH	Para dosagem a seco é exigida agitação do funil de carga.
10	Silicato de sódio $Na_2O . SiO_2$	Vidro solúvel	Tambores, a granel (carro-tanque, vagão-tanque)	Ferro fundido, borracha, aço	Líquido opaco, viscoso		Completa	38-42º Bé	Razão variável de Na_2O para SiO_2; o pH da solução a 1% é 12,3.
11	Hidróxido de cálcio $Ca(OH)_2$	Cal extinta, cal hidratada	Sacos de 22 kg, barris de 45 kg a granel (carrada)	Asfalto, cimento, ferro, borracha, aço	Pó branco: leve denso	0,42-0,77 0,64-1,12	0,014 (20ºC) 0,012 (32ºC)	85-99% $Ca(OH)_2$, 63-73,3% CaO	Exigida agitação do funil de carga na dosagem a seco de forma leve
12	Óxido de cálcio	Cal queimada, cal química, cal virgem, cal não-hidratada	Sacos de 22 kg, barris de 45 kg, a granel (carrada)	Asfalto, cimento, ferro, borracha, aço	Tabletes pedrinha grão	0,80-1,04 0,96-1,04 0,80-1,12	Extinta para formar cal hidratada	75-99% CaO	O pH da solução saturada é 12,4; o tempo de detenção, a temperatura, a quantidade de água, são essenciais para eficiente hidratação
13	Carbonato de sódio Na_2CO_3.	Barrilha	Sacos, barris, a granel (carrada)	Ferro, borracha, aço	Pó branco: superleve leve denso	0,37 0,56 1,04	1,5 (20ºC) 2,3 (30ºC)	99,4% Na_2CO_3, 58% Na_2O	Exigida agitação do funil de carga para dosagem a seco das formas leve e superleve; o pH da solução a 1% é 11,2.
14	Hidróxido de sódio NaOH	Soda cáustica lixívia	Tambores 45-325 kg; a granel (caminhão, carro-tanque)	Ferro fundido, borracha, aço	Flocos, tabletes, líquido		2,4 (0ºC) 4,4 (20ºC) 4,8 (40ºC)	98,9% NaOH, 74-76% Na_2O	Sólido higroscópico; o pH da solução a 1% é 12,9.
15	Ácido sulfúrico H_2SO_4	Óleo de vitríolo, vitríolo	Garrafas, garrafões, tambores, caminhões, carro-tanque	Concentrado: ferro ou aço. Diluído: vidro, chumbo, porcelana e borracha	Solução (60º 66º Bé)		Completa	60ºBé-77,7% H_2SO_4; 66º Bé -93,2% H_2SO_4	O pH aproximado da solução a 0,5% é 1,2.

Tabela 26.26 — Tabela de seleção de materiais

I	*II*	*III*	*IV*	*V*	*VI*	*VII*
001	Acetato de amilo		0,88	2, 6, 7, 8, 10	1, 3, 5	
002	Acetato de amônio e cobre			1, 5, 6, 11		
003	Acetato de chumbo			6, 10		
004	Acetato de cobre	conc. qte.		9		
005	Acetato de metilo	conc. qte.		9		
006	Acetato de sódio			6, 8, 10	1, 2, 3, 5,	
007	Acetona (129)		0,82	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
008	Ácido acético	puro, frio	1,05	2, 5, 6, 10, 11		1, 3
	Ácido acético	conc., frio	1,08	5, 6, 11		
	Ácido acético	dil., frio		2, 5, 6, 11		
	Ácido acético	fervendo	1,08	6,11		
009	Ácido benzóico	conc., com.		2, 5, 6, 7, 8, 10	1, 3	
	Ácido benzóico	diluído	1,27	5, 6, 11		
010	Ácido bórico (orto)			2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		1, 3
011	Ácido Bromídrico			7	8	1, 2, 3, 5, 6, 10
012	Ácido butírico		0,96	2, 6, 7, 8, 10	5	1, 3
013	Ácido carbônico			5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3
014	Ácido cianídrico			2, 5, 6, 7, 8, 10	1, 3	
015	Ácido cítrico			2, 6, 7, 8, 10, 11		1, 3, 5
016	Ácido clorídrico (030)	conc., com.		7, 11	8	1, 2, 3, 5, 6, 10
	Ácido clorídrico (030)	dil., frio		10, 11		
017	Ácido cloroacético (mono)	conc., com.	1,59	8	7	1, 2, 3, 5, 6, 10
	Ácido cloroacético	conc., 110ºC		7		
018	Ácido clorosulfônico	conc. quente		6		
	Ácido clorosulfônico	frio		6		
	Ácido clorosulfônico	qte. c/+50% H_2SO_4		7		
019	Ácido crômico	frio		8, 11	6, 10	1, 2, 3, 5, 7
020	Ácido esteárico	conc., quente		9		
021	Ácido fênico (135)			5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3
022	Ácido fluorídrico com hidrocarbonetos	anidro		3		
023	Ácido fórmico		1,22	7, 8	2, 5, 6, 10	1, 3
024	Ácido fosfórico (orto)	bruto		7, 8, 11	6, 10	1, 2, 3, 5
	Ácido fosfórico	puro 0-45%		7, 8, 11	2, 5, 10	1, 3, 6
	Ácido fosfórico	puro + 45%		6, 7, 8, 11	2, 5, 10	1, 3
025	Ácido graxo (em geral)			5, 6, 7, 8, 10	1, 2, 3	
026	Ácido hidrofluorsilísico		1,30	8	7, 10	1, 2, 3, 5, 6
027	Ácido lático		1,44	2, 7, 8	6, 11	1, 3
028	Ácido maleico			2, 5, 6, 7, 8		1, 3, 10
029	Ácido misto (sulf. e nítrico)			1, 3, 5, 6, 11		
030	Ácido muriático (16)					
031	Ácido nítrico	bruto		8	6, 7	1, 2, 3, 5, 10
	Ácido nítrico	0 a 50%		5, 6	8	1, 2, 3, 7, 10
	Ácido nítrico	frio 50-100%		5, 6	8	1, 2, 3, 7, 10
032	Ácido oleico	conc. qute.		6		
	Ácido oleico	conc. PF		7		
033	Ácido orto-arsênico		2-2,5	5, 6, 11		
034	Ácido oxálico	frio		2, 5, 6, 7, 8, 10, 11		1, 3
035	Ácido palmítico	conc. qte.		6		
036	Ácido pícrico	fundido	1,76	1, 3, 5, 6, 7, 8, 9		2, 10
037	Ácido pirogálico			2, 6, 8, 10, 11	1, 3, 5	
038	Ácido pirolenhoso			2, 5, 6, 11		
039	Ácido sulfúrico	frio conc. 10%		7, 8, 11	2, 10	1, 3, 5, 6
	Ácido sulfúrico	conc. 10-90%		7, 11	8	1, 2, 3, 5, 6, 10
	Ácido sulfúrico	conc. 90-95%		1, 7, 8, 11	3	2, 5, 6, 10
040	Ácido sulfúrico concentrado (203)	fumegante	1,84	3, 7, 8	5, 11	1, 2, 6, 10
041	Ácido sulfuroso	puro		1, 2, 3, 6, 8, 10, 11	5	
	Ácido sulfuroso	diluído		2, 6, 8, 11	5	1, 3, 10
042	Ácido tânico (244)			2, 5, 6, 10, 11		
043	Ácidos naftênicos			6		
044	Ácidos tartáricos			2, 6, 7, 8, 11	1, 3, 5, 10	
045	Açúcar	solução		1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
046	Água de caldeira	PH > 8,5		1		
	Água de caldeira	PH < 8,5		2		
047	Água destilada			6, 7, 8, 10	5	1, 2, 3
048	Água de mar (112)					
049	Água oxigenada (206)		1,00	6, 7, 8, 11	5, 10	1, 2, 3
050	Alcatrão	quente		1, 3		
051	Álcoois (em geral)		0,84	2, 5, 6, 7, 8, 10	1, 3	
052	Álcool metílico (171)	frio	0,79	1, 2, 3, 10, 5, 6, 8		
053	Álcool metílico (171)	70ºC		2, 8, 10	1, 3, 5, 6	
054	Aldeído acético		0,80	2, 5, 6, 8	1, 3, 10	
055	Aluminato de sódio			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
056	Alúmen (223)		1,60	8,11	2, 6, 7, 10	1, 3, 5
057	Amido (fécula)			2		
058	Amônia (anidra)	líquida		1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
059	Amônio, soluções aquosas (160)			1, 3, 5, 6, 7, 8		2, 10
060	Anidrido acético		1,08	5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 2, 3	
061	Anilina (comercial)			1,2,3,4,5,6,7,8,10,11		

Tabela 26.26 — (continuação)

I	*II*	*III*	*IV*	*V*	*VI*	*VII*
062	Anilina (corante) (121)			6, 7, 8, 10	1, 2, 3, 5	
063	Banha de coco			2		
064	Barita (161)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
065	Benzeno (067)		0,88	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
066	Benzina		0,75	2		
067	Benzol (065)		0,88	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
068	Bicarbonato de amônio (085)			5, 6, 7, 10	1, 3, 8	2
069	Bicarbonato de sódio			2, 5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	
070	Bicromato de potássio			1		
071	Bicromato de sódio	25% 50ºC		8		
072	Bissulfato sódico (222)			7, 8, 11	2, 10	1, 3, 5, 6
073	Bissulfeto de carbono (238)		1,27	5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3
074	Bissulfito de cálcio		1,06	6, 11		
075	Bissulfito de potássio (241)	conc. 80ºC		6		
076	Bissulfito sódico (242)			2, 6, 8	5, 10	1, 3
077	Borra de destilação			2, 5, 6, 11		
078	Breu			1		
079	Brometo de potássio			2, 7, 8	1, 3, 5, 6, 10	
080	Bromo	puro, líq.	3,19	8	7	1, 2, 3, 5, 6, 10
081	Butano (151)			1, 3		
082	Caldo de cana			2		
083	Cal extinta (162)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
084	Caolim em água			3, 1		
085	Carbonato ácido de amônio (068)			5, 6, 7, 10	1, 3, 8	2
086	Carbonato de amônio			1, 3, 5, 6, 8, 10		2
087	Carbonato de potássio			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
088	Carbonato de sódio (219)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10	2	
089	Cerveja			2, 5, 6, 7, 8, 10		1, 3
090	Xarope de açúcar (169)			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
091	Cianeto de potássio			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
092	Cianeto de sódio			1, 3, 5, 6, 8, 10		2
093	Cianogênio em água			1		
094	Cloreto de potássio			5, 6, 9, 11		
095	Clorato de sódio			9, 11		
096	Cloreto de alumínio		2, 44	7	8, 10	1, 2, 3, 5, 6
097	Cloreto de amônio			7, 8, 11	6, 10	1, 2, 3, 5
098	Cloreto de bário			7, 8, 11	1, 2, 3, 5, 6, 10	
099	Cloreto de cálcio	PH < 8		2, 7, 8, 10	1, 3, 6	5
	Cloreto de cálcio	PH > 8		1		
100	Cloreto de cobre (cúprico)			8, 11		1, 2, 3, 5, 6, 7, 10
101	Cloreto de estanho (estânico)			9, 11		
102	Cloreto de enxofre			7, 8	10	1, 2, 3, 5, 6
103	Cloreto de etila (176)		0,92	2, 6, 7, 8, 10	1, 3, 5	
104	Cloreto de lítio			1		
105	Cloreto de magnésio			2, 7, 8, 11	6, 10	1, 3, 5
106	Cloreto de manganês (mangânico)			2, 5, 6, 9, 11		
107	Cloreto de mercúrio		5,41	11	8	1, 2, 3, 5, 6, 7, 10
	Cloreto de mercúrio	comercial		9, 11		
108	Cloreto de metileno (126)		1,34	1, 5		
109	Cloreto de metilo (176)			1, 5, 6, 7, 8, 10	2, 3	
110	Cloreto de níquel			7, 8	6, 10	1, 2, 3, 5
111	Cloreto de potássio			1, 2, 3, 7, 8, 10, 11	6	5
112	Cloreto de sódio (48)	conc. > 3%		1, 2, 3, 7, 8, 10, 11	6	5
	Cloreto de sódio	frio conc., > 3%	1 a 1,20	2, 10, 11	1, 3, 5, 6	
	Cloreto de sódio	quente, conc., > 3%	1,02 a 1,20	9, 10, 11	6	1, 5
113	Cloreto de zinco			11, 7, 8	1, 3, 10	2, 5, 6
114	Cloreto estanoso	puro	2,28	9, 11		
115	Cloreto férrico			11	8	1, 2, 3, 5, 6, 7, 10
116	Cloreto ferroso			11	8	1, 2, 3, 5, 6, 7, 10
117	Cloro (anidro)	líquido		8	1, 3, 5, 6	2, 7, 10
118	Clorobenzeno		1,11	2, 5		
119	Clorofórmio (253)		1,50	2, 5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	
120	Cola de madeira	quente		1, 2, 3, 6, 7, 8, 10	5	
121	Corante de anilina (062)			6, 7, 8, 10	1, 2, 3, 5	
122	Creme de leite			6, 7, 8, 10	5	1, 2, 3
123	Cromato de sódio	conc., qte.		6		
124	Dicloroetano (125)		1,26	2, 8, 10, 11	1, 3, 5, 6	
125	Dicloroetileno (124)		1,26	2, 8, 10, 11	1, 3, 5, 6	
126	Diclorometano (108)		1,34	1, 5		
127	Dietileno glicol		1,12	1, 2, 3, 5, 6, 8, 10		
128	Difenil		0,99	1, 3		
129	Dimetilcetona (007)		0,82	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
130	Enxofre	fundido		1, 3, 7, 8, 10	5, 6	2
131	Esgoto			1, 2		
132	Estanolaminas			6		
133	Éter			2, 5, 6, 7, 8, 10	1, 3	
134	Etileno glicol		1,11	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
135	Fenol (021)			5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3

Tabela 26.26 – (continuação)

I	*II*	*III*	*IV*	*V*	*VI*	*VII*
136	Fluoreto de alumínio	10% frio		8		
137	Formaldeído (solução aquosa) (138)			2, 5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	
138	Formol (137)			2, 5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	
139	Fosfato de potássio (mono)			5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3
140	Fosfato de potássio (di ou tri)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
141	Fosfato de sódio (di) (147)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11	2	
142	Fosfato de sódio (mono) (148)			2, 6, 7, 8, 10, 11	5	1, 3
143	Fosfato de sódio (tri)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
144	Fosfato di-amônio			6, 7, 8, 10, 11	1, 2, 3	
145	Fosfato mono-amônico			6, 7, 8	5, 10	1, 2, 3
146	Fosfato tri-amônio			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10	2	
147	Fosfato monoácido de sódio (141)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11	2	
148	Fosfato diácido de sódio (142)			2, 6, 7, 8, 10, 11	5	1, 3
149	Furfural (150)		1,16	1, 2, 5, 6, 11		
150	Furfuraldeído (149)		1,16	1, 2, 5, 6, 11		
151	Gás líquido de petróleo (GLP) (081)			1, 3		
152	Gasolina		0,75	2		
153	Gelatina			6, 7, 8, 10	2, 5	1, 3
154	Glicerina (155)		1,26	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
155	Glicerol (154)		1,26	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
156	Glucose			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
157	Goma laca			1, 2		
158	Hctano	líquido		2		
159	Hidróxido de alumínio	PH > 8,5		1, 3, 5, 6, 7, 8	2	
160	Hidróxido de amônio (059)			1, 3, 5, 6, 7, 8		2, 10
161	Hidróxido de bário (064)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
162	Hidróxido de cálcio (083)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
163	Hidróxido de potássio (212)			5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	2
164	Hidróxido de sódio (220)	conc. < 20% frio		1, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11		2
	Hidróxido de sódio	> 20% ou qte.		5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	2
165	Hipoclorito de cálcio			8, 11	6	
166	Hipoclorito de sódio			8, 11	6, 7	1, 2, 3, 5, 10
167	Hipossulfito de sódio			5, 6, 11		
168	Leite			5, 6, 7, 8	10	1, 2, 3
169	Melaço			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
170	Mercúrio		13,60	1, 3, 5, 6, 7, 8	10	2
171	Metanol (052)			1		
172	Metasilicato de sódio			1		
173	Miscela			1		
174	Molho de tomate			5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3
175	Monocloroetano (103)		0,92	2, 6, 7, 8, 10	1, 3, 5	
176	Monoclorometano (109)			1, 5, 6, 7, 8, 10	2, 3	
177	Mosto			1, 2, 5		
178	Nafta			1		
179	Naftaleno (180)			1, 3, 5, 6, 8, 10	2	
180	Naftalina (179)			1, 3, 5, 6, 8, 10	2	
181	Nicotina	H_2SO_4		1, 9, 10, 11		
182	Nitrato de amônio			1, 5, 6, 10, 11		
183	Nitrato de cobre (cúprico)			5, 6, 9, 11		
184	Nitrato de estrôncio			1, 5		
185	Nitrato de Ferro (férrico)	5% 30ºC		6		
	Nitrato de ferro	10% quente		8		
186	Nitrato de potássio			1, 5, 6, 11		
187	Nitrato de prata			5, 6, 9, 11		
188	Nitrato de mercúrio (mercúrico)	conc. quente		9		
189	Nitrato de sódio			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11	2	
190	Nitrato de sódio (nitrito)	conc. frio		6		
191	Nitrobenzeno		1,21	5, 6, 8, 10	1, 2, 3	
192	Nitroetano		1,04	1		
193	Nitrometano		1,14	1		
194	Óleo de caroço de algodão			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
195	Óleo de colza			2, 5, 6, 10		
196	Óleo de linhaça			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
197	Óleo de mamona			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
198	Óleo de palma			1, 5, 6, 10, 11		
199	Óleo de soja			1, 5, 6, 10, 11		
200	Óleo de tungue			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
201	Óleo vegetal			6, 7, 8, 10	1, 2, 3, 5	
202	Óleos (não especificados)			1		
203	Oleum (040)	fumegante	1,84	3, 7, 8	5, 11	1, 2, 6, 10
204	Parafina	quente		1		
205	Permanganato de potássio			1, 3, 5, 6, 8	2, 10	
206	Peróxido de hidrogênio (049)		1,00	6, 7, 8, 11	5, 10	1, 2, 3
207	Peróxido de sódio			5, 6, 8, 10	1, 3	2
208	Persulfato de amônio	10%		8		
209	Petróleo (bruto)			6, 7, 8	1, 2, 3, 5, 10	

Tabela 26.26 – (continuação)

I	*II*	*III*	*IV*	*V*	*VI*	*VII*
210	Petróleo (refinado)			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
211	Piridina		0,98	1		
212	Potassa cáustica (163)			5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	2
213	Revelador (fotografia)			5, 6, 11		
214	Sabão			1, 3, 5, 6, 8, 10	2	
215	Sal amargo (228)			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11		
216	Sangue			2		
217	Sebo	quente		1		
218	Silicatos de sódio			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10		2
219	Soda calcinada (088)			1, 3, 5, 6, 7, 8, 10	2	
220	Soda cáustica (164)					
221	Suco de fruta			7, 8, 10, 11	2, 5, 6	1, 3
222	Sulfato ácido de sódio (072)			7, 8, 11	2, 10	1, 3, 5, 6
223	Sulfato de alumínio (56)		1,60	8, 11	2, 6, 7, 10	1, 3, 5
224	Sulfato de amônio			2, 8, 10, 11	1, 3, 5, 6, 7	
	Sulfato de amônio	H_2SO_4		2, 6, 11		
225	Sulfato de cálcio			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10	5	
226	Sulfato de cobre (cúprico)			6, 8, 11	5, 10	1, 3, 7
227	Sulfato de cromo (crômico)	30% P.F.		7		
	Sulfato de cromo	50% 80ºC		8		
228	Sulfato de magnésio (215)			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11		
229	Sulfato de manganês (mangânico)			1, 5, 6, 9, 11		
230	Sulfato de mercúrio	H_2SO_4		9, 11		
231	Sulfato de níquel			8	2, 6, 10	1, 3, 5
232	Sulfato de potássio			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
233	Sulfato de sódio			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11		
234	Sulfato de zinco			5, 6, 8, 10, 11	1, 2, 3	
235	Sulfato férrico			8, 11	6	1, 2, 3, 5, 7, 10
236	Sulfato ferroso			8, 11	7	1, 2, 3, 5, 6, 10
237	Sulfato mercuroso			9, 11		
238	Sulfeto de carbono (73)		1,27	5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3
239	Sulfeto de sódio (neutro)			1, 3, 6, 7, 8, 10, 11	5	2
240	Sulfeto de zinco	conc. qte.		6		
241	Sulfito ácido de potássio (075)	conc. 80ºC		6		
242	Sulfito ácido de sódio (076)			2, 6, 8	5, 10	1, 3
243	Sulfito de sódio (neutro)			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11		
244	Tanino (042)			2, 5, 6, 10, 11		
245	Terebentina			1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
246	Tetracloreto de carbono (247)		1,59	7, 10	1, 2, 3, 5, 6, 8	
247	Tetraclorometano (246)		1,59	7, 10	1, 2, 3, 5, 6, 8	
248	Tinta de escrever			6, 7, 8, 10	5	1, 2, 3
249	Tiosulfato de sódio			5, 6, 7, 8, 10	1, 3	2
250	Tolueno (251)		0,87	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
251	Toluol (250)		0,87	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10		
252	Tricloroetileno		1,45	5, 8, 10	1, 2, 3, 6	
253	Triclorometano (119)		1,50	2, 5, 6, 7, 8, 10, 11	1, 3	
254	Uréia			2, 5, 6, 11		
255	Verniz (c/restrições p/cada caso)			2, 5, 6, 7, 8, 10	1, 3	
256	Whisky			5, 6, 7, 8, 10	2	1, 3

LEGENDA:

Coluna I – Nº de ordem.
Coluna II – Líquido a ser bombeado (se houver número após o nome do líquido, significa que o líquido correspondente a tal número é o mesmo com outra denominação).
Coluna III – Condições do líquido em que a escolha é válida.
Coluna IV – Densidade.
Coluna V – Materiais recomendados.
Coluna VI – Materiais que podem ser usados com restrição. Por exemplo onde é permitida pequena corrosão, ou em instalações temporárias.
Coluna VII – Materiais que não devem ser usados.

CODIFICAÇÃO DOS MATERIAIS:

1 – ferro fundido
2 – bronze
3 – aço carbono
4 – aço inox AISI 420
5 – aço inox AISI 304
6 – aço inox AISI 316
7 – hastelloy B
8 – hastelloy C
9 – ferro silício
10 – monel
11 – illium

Tabela 26.27 — Classificação periódica dos elementos

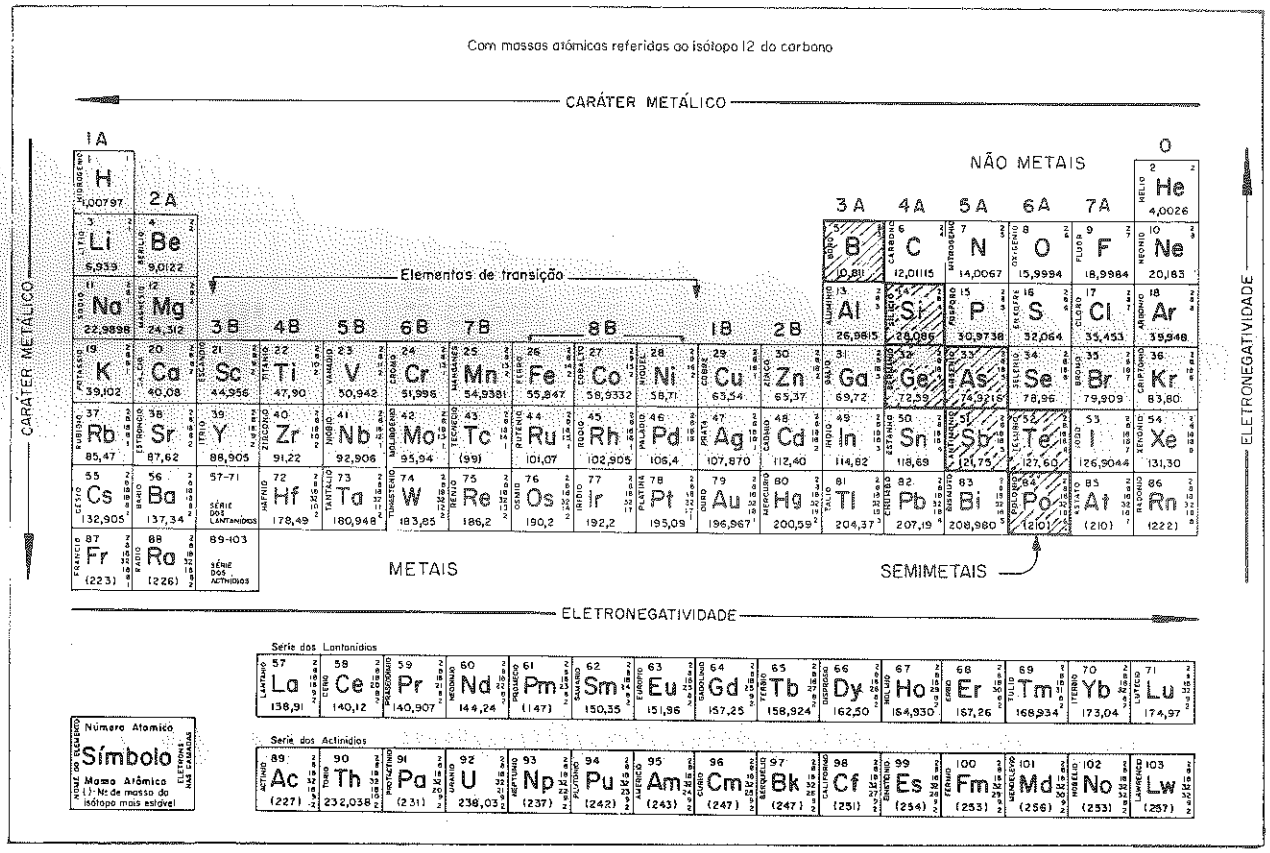
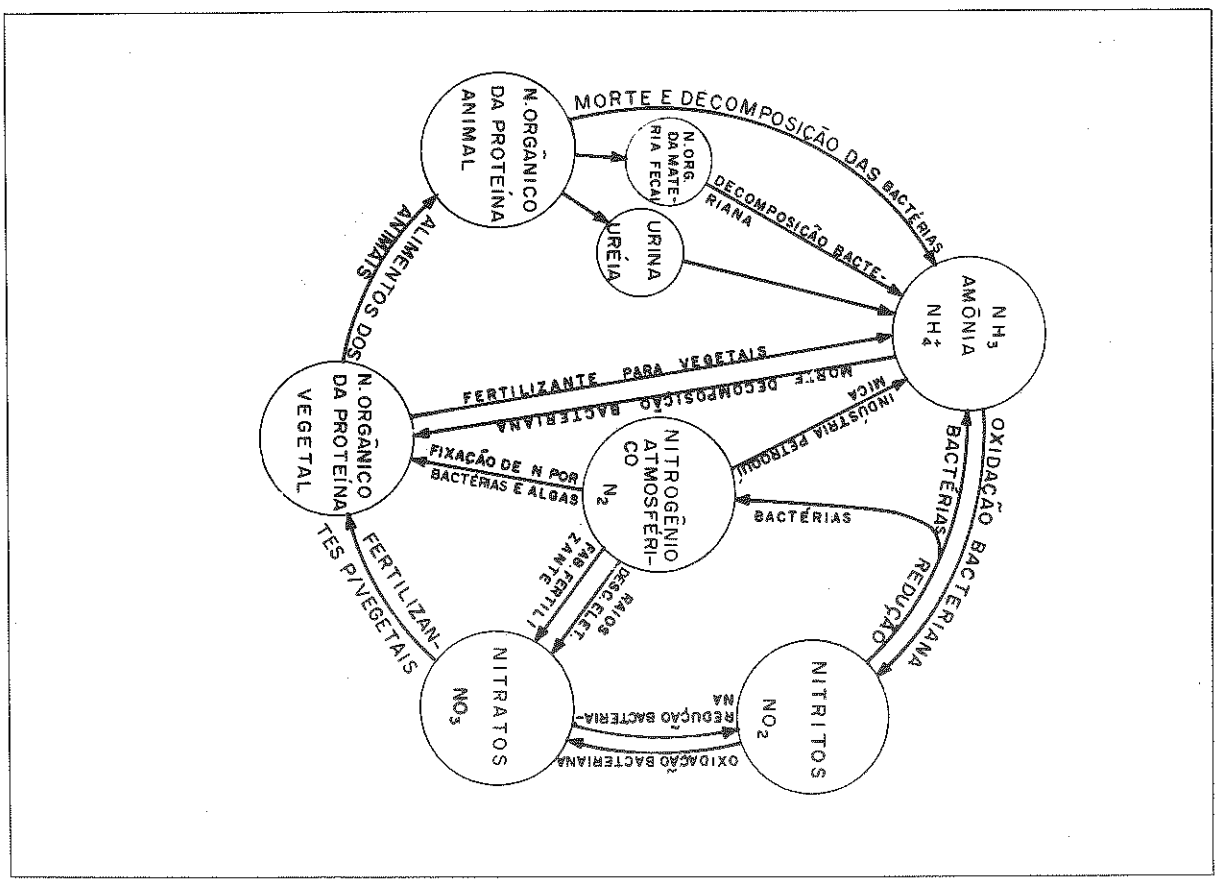


Fig. 26.12 — O ciclo do nitrogênio



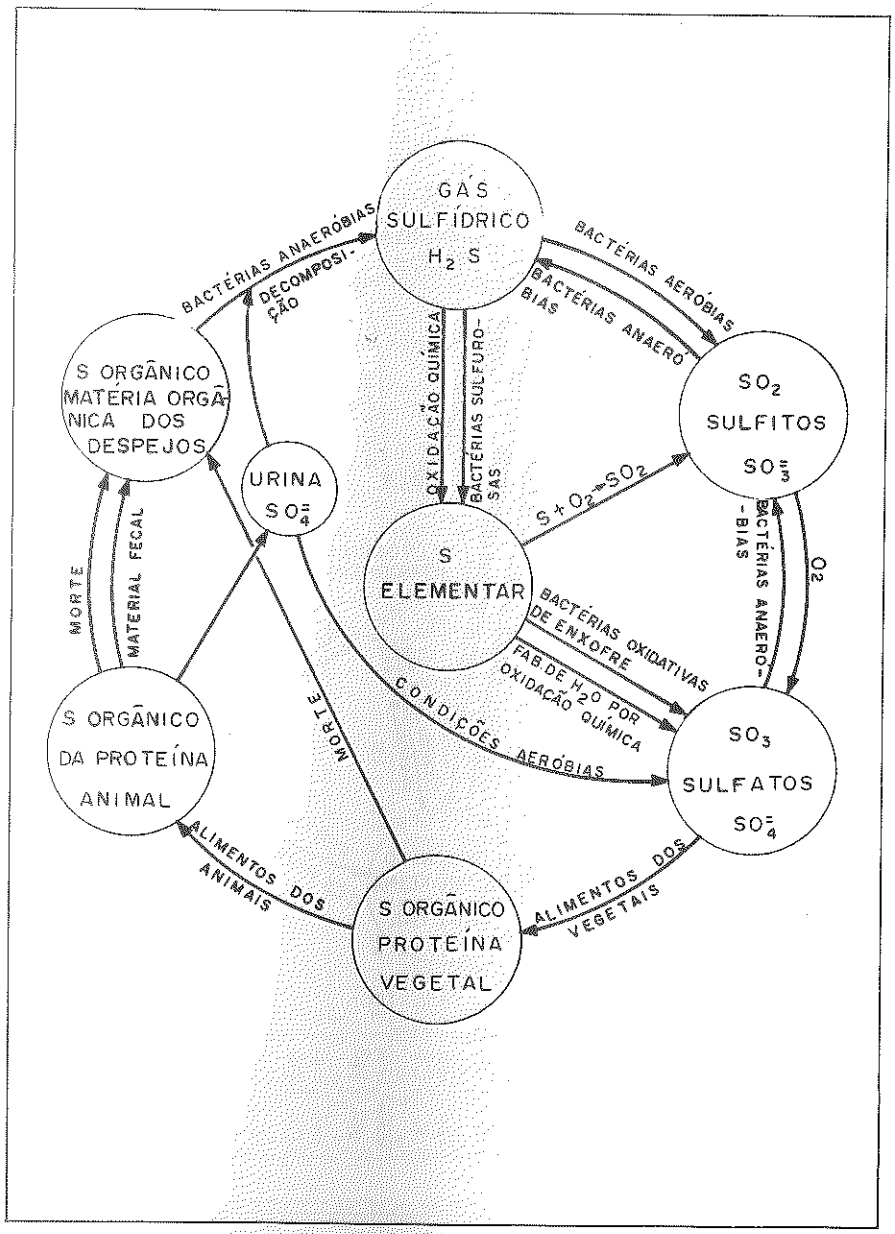


Fig. 26.13 — O ciclo do enxofre

Tabela 26.28 — Meia vida dos elementos radioativos mais comuns

Número Atômico	*Elemento*	*Meia vida*	*Natureza da radiação*
1	H^3	12 anos	β
6	C^{14}	6 400 anos	β
11	Na^{24}	14,8 anos	β, δ
15	P^{32}	14,3 d	β
16	S^{35}	87,1 d	β
27	Co^{60}	5,3 anos	β, δ
35	Br^{78}	6,4 min.	β, δ
38	Sr^{90}	25 anos	β
88	Ra^{226}	1 590 anos	α, δ
92	U^{238}	$4{,}51 \times 10^9$ anos	α

Tabela 26.29 — Abertura de peneiras segundo várias normas e especificações

Especificações Americanas				*Norma Alemã*	*Norma Internacional*	*Especificação Brasileira*
ASTM F 11-58T (Série U. S.)		*TYLER*		*DIN 4188*	*ISO-TC-24 R-20/3*	*EB-22*
Malhas por poleg. linear	*Abertura (mm)*	*Malhas por poleg. linear*	*Abertura (mm)*	*Abertura (mm)*	*Abertura (mm)*	*Abertura (mm)*
	25,4 22,1 19,1		26,67 22,43 18,85	25 20 18	— 22,4 —	25 — —
	15,9 13,4 12,7		15,85 13,33 —	16 — 12,5	16 — —	— — —
	11,1 9,52 7,93	2,5	11,20 9,423 7,925	10 — 8	11,2 — 8	11 9,5 —
— 3 3,5	6,73 6,35 5,66	— 3 3,5	— 6,680 5,613	— 6,3 —	— — 5,6	— — —
4 5 6	4,76 4,00 3,36	4 5 6	4,699 3,962 3,327	5 4 3,15	— 4 —	4,8 — —

Tabela 26.29 – (continuação)

Especificações Americanas				*Norma Alemã*	*Norma Internacional*	*Especificação Brasileira*
ASTM F 11-58T (Série U. S.)		*TYLER*		*DIN 4188*	*ISO-TC-24 R-20/3*	*EB-22*
Malhas por poleg. linear	*Abertura (mm)*	*Malhas por poleg. linear*	*Abertura (mm)*	*Abertura (mm)*	*Abertura (mm)*	*Abertura (mm)*
7	2,83	7	2,794	2,50	2,8	2,4
8	2,38	8	2,362	–	–	–
10	2,00	9	1,981	2,00	2,0	2,0
12	1,68	10	1,651	1,60	–	–
14	1,41	12	1,397	–	1,40	–
16	1,19	14	1,168	1,25	–	1,2
18	1,00	16	0,991	1,00	1,00	–
20	0,84	20	0,833	0,80	–	–
25	0,71	24	0,701	0,63	0,71	0,6
30	0,59	28	0,589	–	–	–
35	0,50	32	0,495	0,50	0,50	–
40	0,42	35	0,417	0,40	–	0,42
45	0,35	42	0,351	0,315	0,355	–
50	0,297	48	0,295	–	–	0,30
60	0,250	60	0,246	0,25	0,25	–
70	0,210	65	0,208	0,20	–	–
80	0,177	80	0,175	–	0,18	–
100	0,149	100	0,147	0,16	–	0,15
120	0,125	115	0,124	0,125	0,125	–
140	0,105	150	0,104	0,1	–	–
170	0,088	170	0,088	0,99	0,09	–
200	0,074	200	0,074	0,08	–	0,075
230	0,063	250	0,061	0,071	–	–
270	0,053	270	0,053	0,063	0,063	–
325	0,044	325	0,043			
400	0,037	–	–	–	–	–
625	0,020	–	–	–	–	–
1250	0,010	–	–	–	–	–
2500	0,005	–	–	–	–	–
5000	0,0025	–	–	–	–	–
12500	0,001	–	–	–	–	–

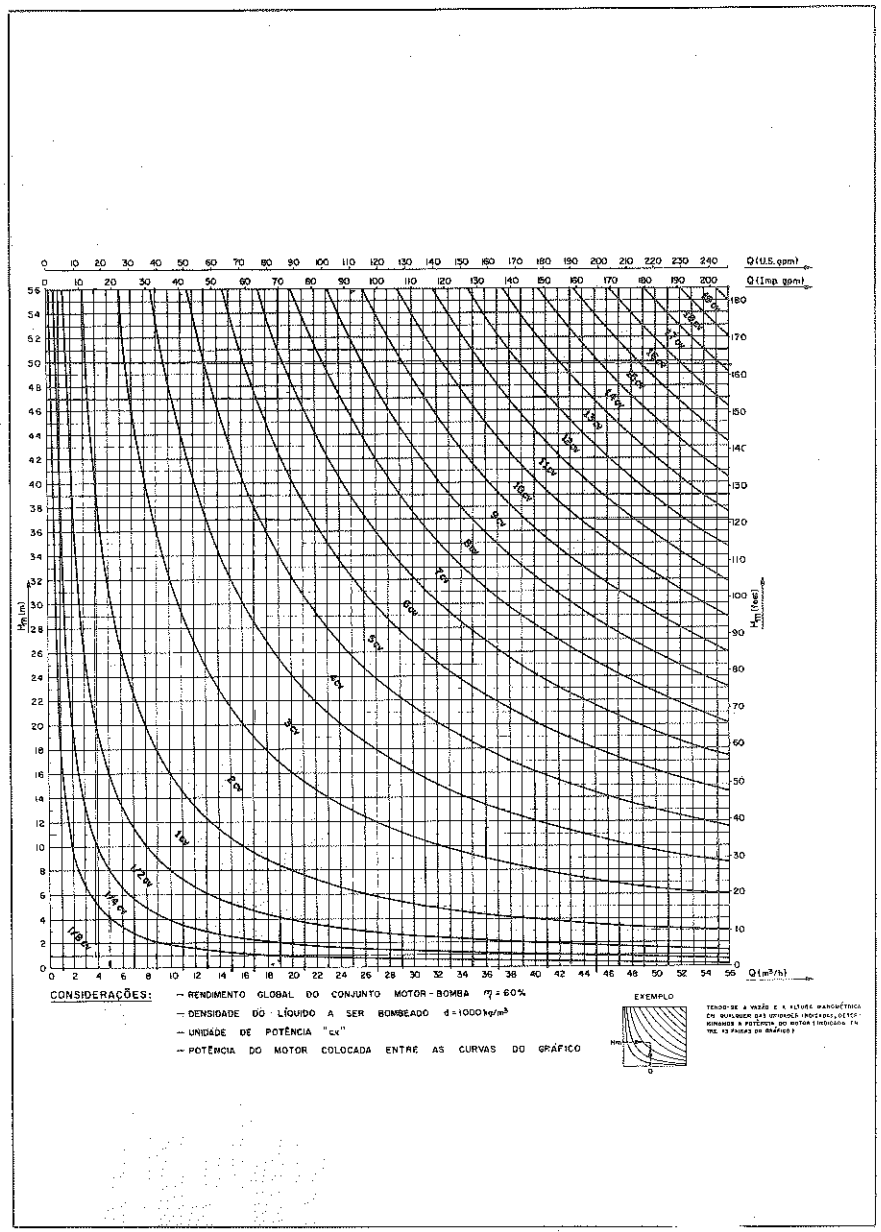


Fig. 26.14 – H_mxQ em função da potência do motor

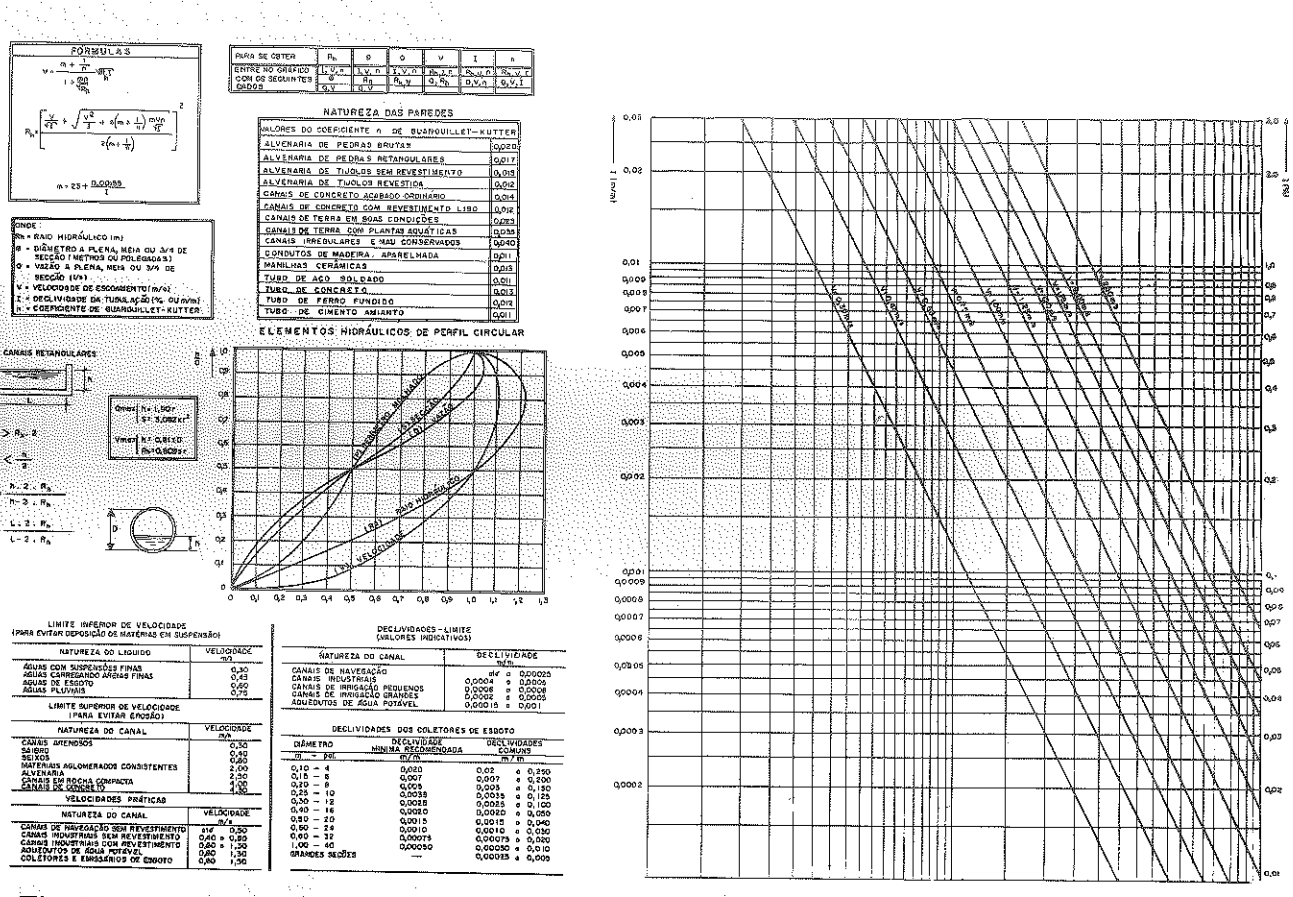


Fig. 26.15 – Gráfico de Guanguillet-Kutter relativo a tubulações e canais com escoamento livre

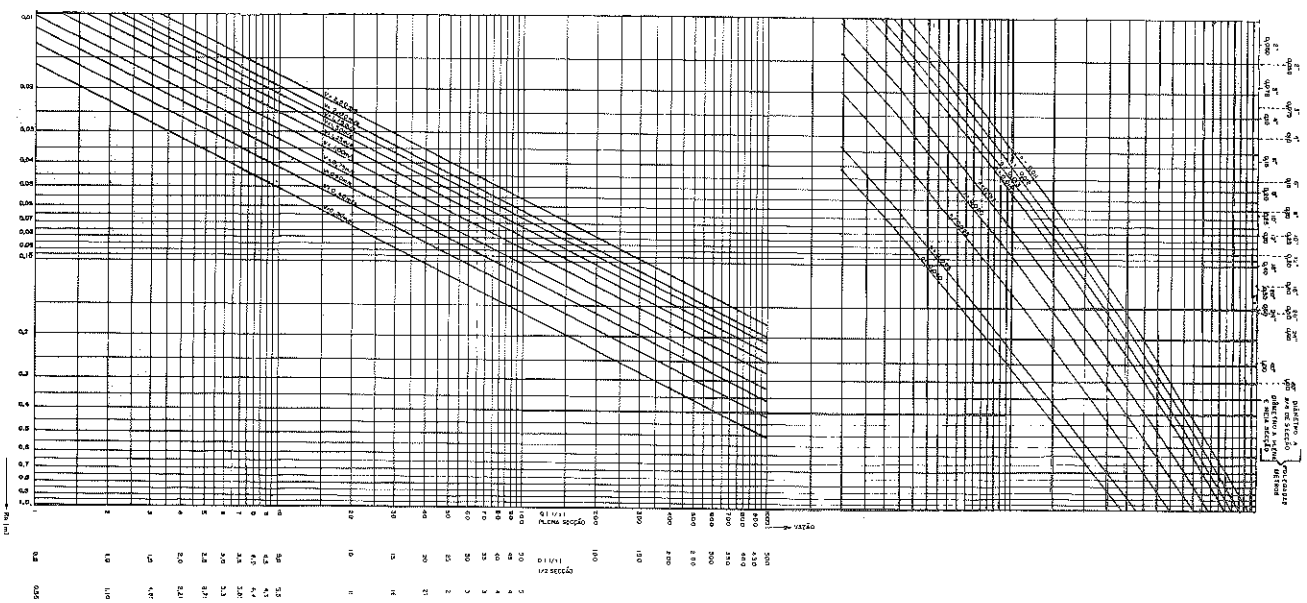
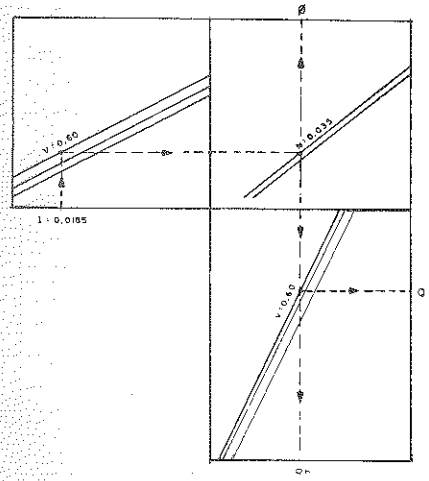


Fig. 26.15 – (continuação)

Exemplo para utilização dos gráficos da fórmula de Ganguillet-Kutter para tubulações e canais com escoamento livre, conjungados com o gráfico dos elementos hidráulicos do perfil circular:



1. Para se obter Rh, (Q e ϕ)

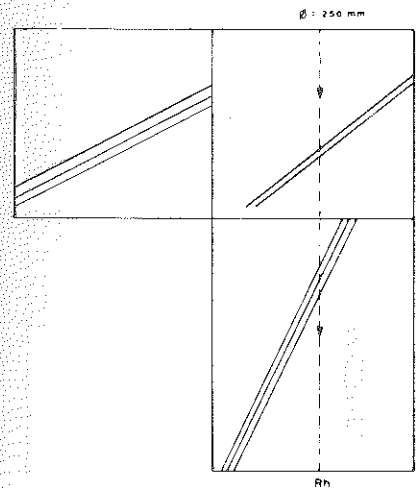
1.1 *Dados I, V, n*
I = 0,0185 m/m (1,85%)
V = 0,60 m/s
n = 0,035

Obtém-se:
Rh = 0,095 m
Q = 70 l/s (à plena seção com ϕ 0,38 m, adota-se ϕ 0,40 m)
Q = 35 l/s (à 1/2 seção com ϕ 0,38 m, adota-se ϕ 0,40 m)
Q = 38,50 l/s (à 3/4 da plena seção com ϕ 0,32 m adota-se ϕ 0,35 m)

1.2 *Dado ϕ*
ϕ 250 mm
Obtém-se:

Rh = 0,062 m
(à plena ou meia seção)

Rh = 0,075 m
(à 3/4 da plena seção)



1.3 *Dados Q, V*
Q = 70 l/s
V = 0,6 m/s
Obtém-se:

1.3.1 *A plena seção*
Rh = 0,095 m
ϕ = 0,38 m
(adota-se ϕ 0,40 m)

1.3.2 À meia seção
Rh = 0,135 m
ϕ = 0,53 m (adota-se ϕ 0,55)

1.3.3 *A 3/4 da plena seção:*
Rh = 0,14 m
ϕ = 0,47 m
(adota-se ϕ 0,50 m)

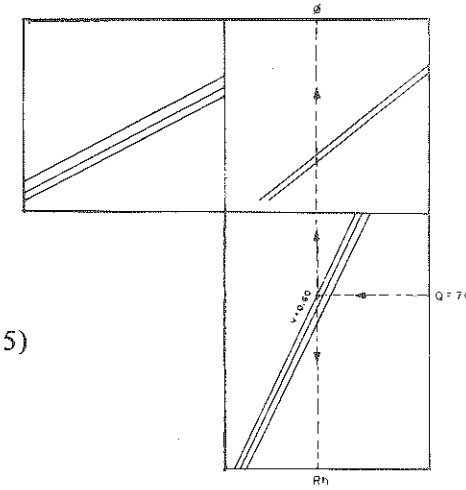
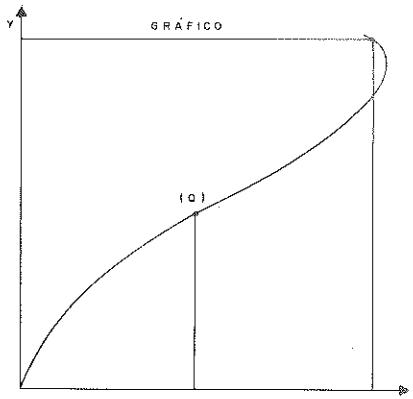


Gráfico dos elementos hidráulicos de perfil circular ao adotar-se diâmetros diferentes dos calculados, haverá modificação na altura da lâmina d'água inicialmente proposta.

Com o auxílio do gráfico dos elementos hidráulicos do perfil circular, determina-se a altura da lâmina de água real para o diâmetro adotado.

O eixo dos "X" corresponde à relação QR/QSP e o eixo dos "Y" à relação h/D, sendo:

QSB = vazão à seção real
QSP = vazão à seção plena
h = altura da lâmina d'água no tubo
D = diâmetro do tubo



Para o exemplo 1.1 o diâmetro obtido à plena seção foi 0,38 m, porém adotou-se o tubo com diâmetro imediatamente superior existente no comércio: 0,40 m

Do gráfico da fórmula de Ganguillet-Kutter, podemos determinar a vazão para o tubo à plena seção, da seguinte maneira: no eixo

dos diâmetros, devemos localizar o valor 0,40 m correspondente à vazão plena seção, deste ponto descendo na vertical até a curva de n = 0,035 podemos localizar uma reta horizontal que corta várias retas de V. Na interseção de uma reta horizontal com a reta vertical pertencente a I = 0,0185 m/m (1,85%) obtemos a velocidade desejada por aproximação (0,63 m/s).

Com o valor do diâmetro adotado (0,40 m) desce-se até à velocidade obtida por aproximação (0,63 m/s). Transportando este ponto na horizontal obtém-se a vazão à plena seção (80 l/s).

Tem-se: Qsr/Qsp = 70/80 = 0,875. Este dado deve ser localizado no eixo dos "X" do gráfico dos elementos hidráulicos e elevado na vertical até atingir a curva correspondente à vazão (Q). Esse ponto da curva, debatida ao eixo dos "Y" fornecerá a relação h/D (0,73).

Multiplicando-se este valor pelo diâmetro, tem-se a altura da lâmina d'água real para o diâmetro adotado:

0,73 x 0,40 = 0,292 m

O exemplo acima especifica a finalidade principal para a utilização do gráfico, todavia, também podemos utilizá-lo para obtenção de perímetro molhado (P), seção ou área molhada (S), vazão (Q), raio hidráulico (Rh) e velocidade (V). Para ϕ = 0,40 m e h = 0,292 m tem-se h/D = 0,73

Psr = Pspx 0,66 (obtido no gráfico eixo dos X);
Psr = πxDx0,66 = 3,1416 x 0,40 x 0,66 = 0,829 m;
Psr = Perímetro molhado na seção real (m);
Psp = Perímetro molhado na seção plena (m);
Ssr = Ssp x 0,795 (obtido no gráfico eixo dos X);

$$Ssr = \frac{\pi D^2}{4} \text{ x),795} = \frac{3,1416 \text{ x } 0,40^2}{4} \text{ x } 0,795$$

Ssr = 0,10 m²
Ssr = seção molhada real (m²)
Ssp = seção molhada plena (m²)
Qsr = Qsp x 0,87 = 80 x 0,875 = 70 l/s
Qsr = vazão na seção real (l/s)
Qsp = vazão na seção plena (l/s)
Rhsr = Rhsp x 1,21 = 0,095 x 1,21 = 0,1149 m
Rhsr = raio hidráulico na seção real (m)
Rhsp = raio hidráulico na seção plena (m)

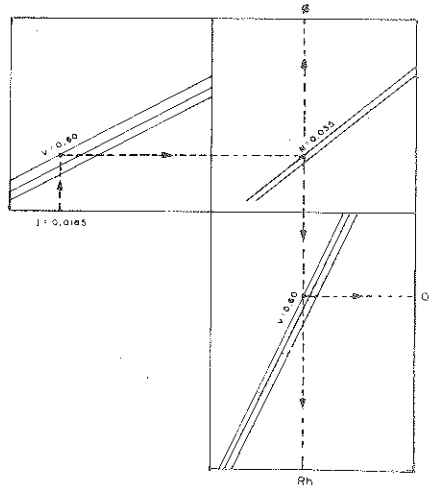
$$Vsp = \frac{Qsp}{Ssp} = \frac{0,080 \text{ m}^3/\text{s}}{0,1256 \text{ m}^2} =$$

Vsp = 0,6369 m/s

Vsr = Vsp x 1,11 = 0,6369 x 1,11 = 0,707

Analiticamente

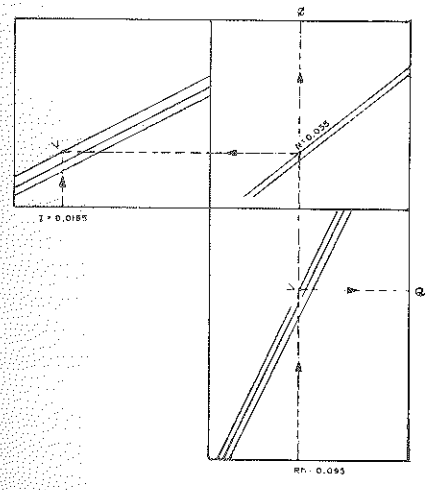
$$Vsr = \frac{QsR}{SsR} = \frac{0,70 \text{ m}^3/\text{s}}{0,10 \text{ m}^2}$$



2. *Para se obter:* ϕ (Rh e Q)
2.1 *Dados: I,V,n*
I = 0,0185 m/m
V = 0,60 m/s
n = 0,035
Obtém-se:
(ver item 1.1)
2.2 *Dado Rh*
Rh = 0,095
Obtém-se:
ϕ = 0,38 m (à plena ou meia seções adota-se ϕ 0,40 m)
ϕ = 0,32 m (à 3/4 da plena seção, adota-se ϕ 0,35 m)
2.3 *Dados Q, V*
Q = 70 l/s
V = 0,60 m/s
2.3.1 *Obtém-se:*
(ver 1.3)

3. *Para se obter Q (Rh, ϕ)*
3.1 *Dados I, V, n*
I = 0,0185 m/m
V = 0,60 m/s
n = 0,035
Obtém-se:
(ver 1.1)
3.2 *Dados Rh, V*
Rh = 0,095 m
V = 0,60 m/s
Obtém-se:
ϕ = 0,38 m
Q = 70 l/s (à plena seção)
Q = 35 l/s (à meia seção)

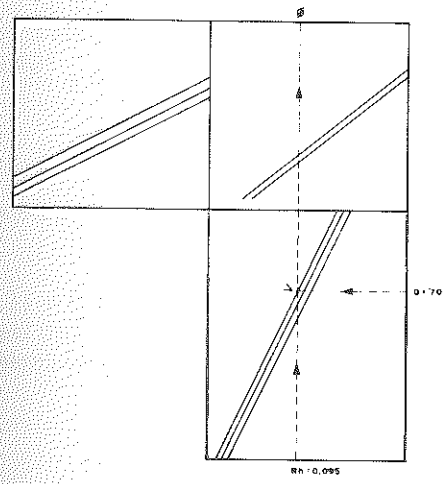
Q = 64,92 l/s (à 3/4 da plena seção, com ϕ 0,32 m adota-se ϕ 0,35 m).



4. *Para se obter V (ϕ, Q)*

4.1 *Dados Rh, I, n*
Rh = 0,095 m
I = 0,0185 m/m
n = 0,035
Obtém-se:
V = 0,60 m/s
ϕ = 0,38 m
Q = 70 l/s (a plena seção com ϕ = 0,38 m, adota-se 0,40 m)
Q = 35 l/s (a meia seção com ϕ = 0,38 m adota-se 0,40 m)
Q = 32,5 l/s (a 3/4 da plena seção com ϕ = 0,32 adota-se 0,35 m).

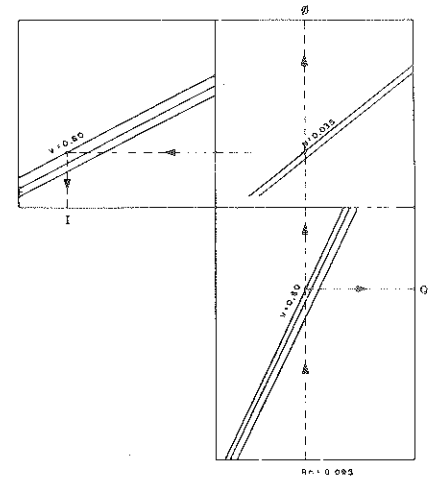
4.2 *Dados: Q, Rh*
Q = 70 l/s
Rh = 0,095



4.2.1 *Obtém-se (à plena seção)*
V = 0,60 m/s
ϕ = 0,38 m
(adota-se ϕ 0,40 m)

4.2.2 *Obtém-se (à meia seção)*
V = 1,25 m/s
ϕ = 0,38 m
(adota-se ϕ 0,40 m)

4.2.3 *Obtém-se (à 3/4 da seção)*
V = 1,23 m/s
ϕ = 0,32 m
(adota-se ϕ 0,35)

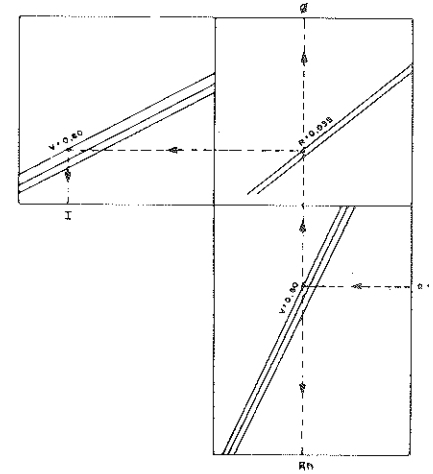


5. *Para se obter I (ϕ, Q)*

5.1 Dados: Rh, V, n
Rh = 0,095 m
V = 0,60 m/s
n = 0,035
Obtém-se:
I = 0,0185 m/m ou (1,85%)
ϕ = 0,38 m
(adota-se ϕ 0,40 m)
Q = 70 l/s (à plena seção com ϕ 0,38 m, adota-se ϕ 0,40 m)
Q = 35 l/s (à 1/2 seção com ϕ 0,38 m adota-se ϕ 0,40 m)
Q = 38,5 l/s (à 3/4 da plena seção com ϕ 0,32 m, adota-se ϕ 0,35 m).

5.2 *Para se obter I (Rh, ϕ)*

5.2.1 *Dados Q, V, n*
Q = 70 l/s (à plena seção)
V = 0,60 m/s
n = 0,035
Obtém-se: I (Rh, ϕ)
Rh = 0,095 m
ϕ = 0,38 m
(adota-se ϕ 0,40 m)
I = 0,0185 m/m ou (1,85%)

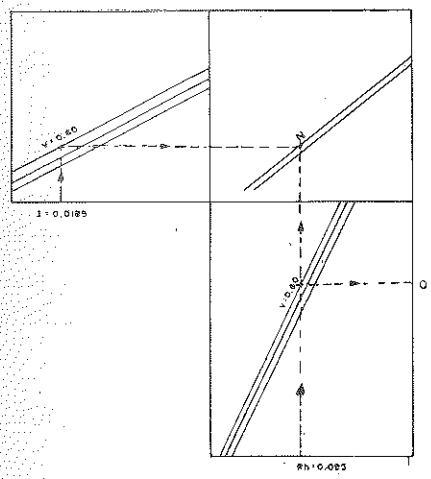


5.2.2 *Dados Q, V, n*
Q = 70 l/s (à 1/2 seção)
V = 0,60 m/s
V = 0,035
Obtém-se:
ϕ = 0,53 m
(adota-se ϕ 0,55)
Rh = 0,135 m
I = 0,0102 ou (1,02%)

5.2.3 *Dados Q, V, n*
Q = 70 l/s (à 3/4 de plena seção)
V = 0,60 m/s
n = 0,035
Obtém-se:
Rh = 0,1
ϕ = 0,34 m (adota-se ϕ 0,35 m)
I = 0,017 ou (1,7%)

6. *Para se obter Q (ϕ, n)*

6.1 *Dados: Rh, V, I*
Rh = 0,095 m
I = 0,0185 m/m
V = 0,60 m/s
Obtém-se:
Q = 70 l/s (à plena seção com ϕ 0,38 m adota-se ϕ 0,40 m)
n = 0,035
Q = 35 l/s (à 1/2 seção com ϕ 0,38 m adota-se ϕ 0,40 m)
Q = 38,5 l/s (à 3/4 de plena seção com ϕ 0,32 m adota-se ϕ 0,35 m).

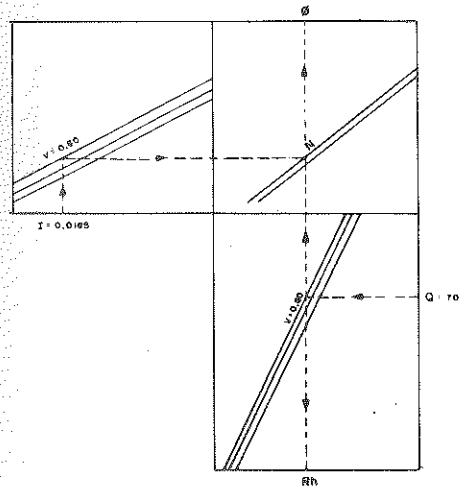


6.2 *Dados Q, V. I*
Q = 70 l/s
V = 0,60 m/s
I = 0,0185 m/m ou (1,85%)

6.2.1 *À plena seção, obtém-se:*
Rh = 0,095 m
ϕ = 0,38
(adota-se ϕ 0,40 m)

6.2.2 *A 1/2 seção, obtém-se:*
Rh = 0,135 m
ϕ = 0,53 m
(adota-se ϕ 0,55 m)

6.2.3 *À 3/4 de seção, obtém-se:*
Rh = 0,14 m
ϕ = 0,47 m
(adota-se ϕ 0,50 m)



27

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AACH, H.C. Uber wachstum und zusammensetzung vom *Chorella pyrenoidosa* bei unterschieldlichen Lichtarten und Nitratmengen. *Arch. Hidrobiol.*, Ger, *17*, 1952. p. 213.

AHRLICHE, P.R. & EHRLICH, A.H. *População, Recursos, Ambiente*. São Paulo, Ed. Polígono, EDUSP, 1974.

ALMEIDA, J.R.de. Composição, Proporção e Aplicação da Vinhaça. SEMANA DE FERMENTAÇÃO ALCOÓLICA, 3, Piracicaba. Instituto Zimotécnico "Prof. Jayme Rocha de Almeida", 1966, v.2, pg. 370-383.

ALMEIDA, J.R. de. Interferência dos fungos na adubação do solo pela vinhaça. *Boletim do Instituto Zimotécnico E.S.A. Luiz de Queiroz*, 5, Piracicaba, 1953.

ALMEIDA, J.R. de. O problema da vinhaça em São Paulo. *Boletim do Instituto Zimotécnico da E.S.A. Luiz de Queiroz*, 3, Piracicaba, 1952.

ALMEIDA, J.R. de et alii. La vinasse dans l'agriculture *Bol. do Inst. Zimotécnico da E.S.A. Luiz de Queiroz*, 1, Piracicaba, 1950.

ALMEIDA, J.R. de et alii. L'emploi de la vinasse dans l'agriculture. *Bol. do Inst. Zimotécnico da E.S.A. Luiz de Queiroz*, 1, Piracicaba, 1950.

ALMEIDA, J.R. de et alii. L'emploi de la vinasse dans l'agriculture. *Bol. do Inst. Zimotécnico da E.S.A. Luiz de Queiroz*, 2, Piracicaba, 1951.

AMERICAN Iron and Steel Institute — *Annual statistical Report*. Washington, 1972.

AMERICAN Iron and Steel Institute. *Directory of iron and steel works of the United States and Canada*. New York, Iron and Steel Institute, 1970.

AMERICAN Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 13 ed. Washington, APHA, AWWA, APCF, 1971.

ANDERSON, D.A. Grouth responses of certain bacteria to ABS and other surfactants. In: *Waste Conference*, 19th, Lafayette, Purdue University, 1965, p. 117-592.

ANDERSON, K.P. & POULSEN, P.R. *Investigations on the treatment of dairy waste water in septic tanks*. In: Dairy Congr. 13th, 1953.

ARDEN, T.V. The purification of coke-oven liquors by ion exhange and activated carbon. In: *The treatment of trade waste water and the preventica of river pollution*. London, Peter Isaac, 1957.

ASHMORE, A.G. et alii. The biological treatment of coke oven effluents by the packed tower process. *The Coke Oven Menager's Yearbook*, 1970 p. 103-125.

ATHMANN, H. *A study on water economic problems of an ironwork*. European Course in Sanitary Engineering. Trabalho elaborado sob os auspícios do Dr. N. Walters, da Salzgitter Ironwork, 1962, Mimeogr.

AZEVEDO NETTO, J.M. de & HESS, Max Lothar. Tratamento de águas residuárias. Sep. *Revista DAE*, São Paulo, (46-68), 1962-1970.

BALDWIN, E. *Aspectos dinamicos de la Bioquimica*. Libreria Editorial Agros, B. Aires, 1951.

BARRIT, D.T. & ROBINSON, V. Coke ovens retrospect: prospect. *The Coke Oven Menager's Yearkook, 1961, p. 504-557*.

BATTELLE Memorial Institute. *Final report on evaluation of process alternatives to improve control of air pollution from production of coke*. Battelle Memorial Institute, Jan. 31, 1970.

BECKMAN, W.J. Combined carbon oxidation nitrification, *Journal of the Water Pollution Control Federation*, E.U.A. 44, Oct. 10, 1972, p. 1916.

BENNETT, K.W. Pollution control — is steel meeting the challenge? *Iron Age*, Nov. 21, 1968, p. 95.

BERGER, H.F. Evaluating water reclamation against rissing costs of water and effluent treatment. *Tappi*, N.York, 49 (8): 79A — 82A, Aug. 1966.

BERGER, H.F. & SMITH, D.R. Waste water renovation. *Tappi*, New York, 51 (10): 37A, — Oct. 1968.

BERGER, H.F. & THIBODEAUX, L.J. *Laboratory and pilot plant studies of water reclamation*. National Council for Air and Stream Improvement, June 1967 (Technical Bulletin n.º 203).

BERRIDGE, S.A. & SHIRLEY, M.B. The disposal of oil refinery effluents. *The Petroleum Times*, 25 Sept., 1959, p. 593-97.

BETHLEHEM Steel. Pollution control; Bethlehem meets the challenge. *Bethlehem Review*, Nov., 1966, p. 9.

BEYCHOK, M.R. *Aqueous wastes from petroleum and petrochemical plants*. London, John Wiley and Sons, 1967.

BLACK, H.H. et alii. Industrial wastes guide. *Industrial Waste Conference*, Purdue University, May 15-17, 1956.

BLOKKER, P.C. — Discussion paper. In: Brighton Symposium on the Joint Problems of the Oil and Water Industries. Proceedings, 1967, Inst. of Petroleum, 1967.

BLOSSER, R.O. & OWENS, E.L. Irrigation and land disposal of pulp mill efluents. *Water and Sewage Works*, Chicago, 3, 1964, pg. 424.

BLOSSER, R.O. Result of NCSI industry survey of investment and cost of effluent treatment. *Pulp and Paper Magazine of Canada, 69* (3): 68 - 72, Feb. 1968.

BOF facility and combination mill in full operation at Bethlehem. *Iron and Steel engineer, 46*, Aug., 1969, p. 88-94.

BOGANS, E. Biochemical degradation of synthetic detergents. *Sewage and Industrial Wastes, 26* (99): 1069-80, Sept., 1954.

BOLTON, P. Disposal of canning plant wastes by irrigation. *Proceedings of the 3rd Industrial Waste Conference*. Lafayete, Purdue University, 1947. p. 272-81.

BOUVENG, H.O. & ULLMAN, P. Reduction of mercury in waste water from chlorine plants. *Industrial waste Conference*, Purdue University, Lafayette, 1969, p. 969-78.

BRAILE, P.M. *Despejos industriais*. Rio de Janeiro, Livraria Freitas Bastos, 1971.

BRANCO, S.M. *Poluição*, Rio de Janeiro, Ao Livro Técnico, 1972.

BRANCO, S.M. 1971. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária CETESB. S. Paulo 3 vols*.

BROUGH, J.R. & VOGES, T.F. Basic oxygen process water treatment. *Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference*, Purdue University, 1969, p. 762-69.

BRUNSMANN et alii. Improved oil separation in gravity separators. *J. Water Pollution Control Fed.*, E.U.A., *34*, 1962, p. 44-45.

BUCZOWSKA, Z. & DABASKA, J. Characteristics of the wastes of the fish industry. *Byul. Inst. Med. Morsk. Gdansk, 7*, Gliwice, Polônia, 1956, pg 204-12.

BURNS, O.B. Product recovery and water reuse in the pulp and paper industry In: *Industrial Process Design for Pollution Control,* vol. 1. New York, American Institute of Chemical Engineers, 1967.

CAMARGO, R. de. O desenvolvimento da flora microbiana nos solos tratados com vinhaça. *Bol. do Inst. Zimotécnico da E.S.A. Luiz de Queiroz, 9,* Piracicaba, 1954.

CANNERY waste treatment; utilization and disposal. California State Water Resources Control Board. Water Resources Engineers, Inc., 1968. 11 (Publicação n. 39).

CARTER, L. & MOSS, A.A.H. Treatment of degradable effluent by pipe-line discharge to the marine environment. In: *Symposium on "Treatment of Aqueous Effluents".* Manchester, Instn. Chemical Engineers. Simon Engineering Ltd., Oct. 24, 1973.

CARTWRIGHT, W.F. The economic survival of the blast furnace, *Iisi,* Tokyo, Sept. 1970.

———·———Research might help to solve coking industry problems. *Gas World, 164,* Nov. 12, 1966, p. 497.

CAVALCANTI, José Eduardo. Pesquisas sobre tratamento de despejos de cervejaria. ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 6.º, S. Paulo, 1971.

CECIL, L.K. Water reuse and disposal. *Chemical Engineering,* N. York, 76 (10): 92 - 104, May 1969.

CENTURIÓN, R.E.B. & GUNTHER, M.A. Tratamento de despejos de laticínios: obtenção de parâmetros de projeto, em escala de laboratório, através do uso de reatores biológicos aeróbios, Cetesb, XV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária. Buenos Aires.

CESAR, C.M. & MANFRINATO, H.A. O efeito antierosivo da vinhaça no solo. *Rev. da Agricultura, 29:* 75-80, 1954.

GLAGGET, F.G. *Clarification of waste water other then stickwater from British Columbia fishing plants.* Vancouver Fisheries Research Board of Canada, 1969 (Technical Report n. 14).

CLAGGET, F.G. & WONG, J. *Salmon Canning waste disposal clarification.* Vancouver, Fischeries Research Board of Canada, 1969. part 2. (Circular n. 42).

CLAGGET, F.G. & WONG, J. *Salmon canning wastewater clarification; flotation by total flow pressurization.* Vancouver, Fischeries Research Board of Canada, 1968. part I. (Circular n. 38).

CLOUSE, J.L. Need for water reuse. *Tappi,* New York, *47* (1): 182A - 183A, Jan. 1964.

COATS, J.G. Water conservation in the design of new paper machine installations. *Tappi,* New York, *51* (8): 95A - 98A, Aug. 1968.

COOGAN, F.J. et alii. Chemical coagulation of kraft mill waste water. *Water & Sewage Works,* Chicago, *116* (3): IW/7 - IW/9, Mar. 1969.

COOPER, R.L. & CATCHPOLE, J.R. Biological treatment of phenolic wastes. *Management of Water in the Iron and Steel Industry,* Iron and Steel Institute Special Report, *128,* 1970, p. 97-102.

COUNSINS, W.G. & MINDLER, A.B. Tertiary treatment of weak ammonia liquor. *JWPCF,* E.U.A., *44* (4): 607-18, Apr., 1972.

COUTINHO, L.M. *Botânica Vol. 2.* Ed. Cultrix, S. Paulo, 1969.

CRITES, R.W et alii. Experience with land treatment of food processing wastewater. *Proceedings Fifth National Symposium on Food Processing Wastes.* Washington, Environmental Protection Agency, 1974. (EPA - 660/2-74).

CROMWELL, D.L. 1965. *Identification of microflora present in sanitary landfills.* U.S.A. (Thesis).

CULP, G. & SLECHTA, A. Plant scale reactivation and reuse of carbon in waste water reclamation. *Water & Sewage Works,* Chicago, Nov. 1966, p. 425 - 31.

CULP, R.L. & RODERICK, R.E. The Lake Tahoe water reclamation plant. *Journal of Water Pollution Control Federation,* Washington, *38* (2): 147 - 55, Feb. 1966.

CZAPIK, A. Fauna of the experimental sewage in Krakow. *Acta Hydrobiologica,* Krakow, Poland, 3, 1961, pg. 63-67.

DAIRY food plant and waste treatment practices. Washington, U.S. Environmental Protection Agency, 1971. (Water Pollution Control Research Series, 12.060 EGU 03/71).

DAVIS, J.B. *Petroleum Microbiology.* Amsterdam, Elsevier Publishing Co., 1967.

DAVIS, W.R. Control of stream pollution at the Bethlehem plant. *Iron and Steel Engineer, 45,* Nov., 1968 p. 135-40.

DAJOZ, R. *Ecologia geral.* Ed. Vozes/EDUSP, 1973.

DECAIGNY, R.A. Blast furnace gas washer removes cyanides, ammonia, iron and phenol. *Proceedings, 25th Industrial Waste Conference,* Purdue University, 1970, p. 512-17.

DEGENS Jr., P.N. Reviews of experience with frotle formation in sewage treatment plants. *Sewage and Industrial Wastes, 26* (12): 1494-96, Dec. 1954.

DELGADO, A.A. et alii. *Curso de tecnologia do açúcar de cana*. Piracicaba, Departamento de Tecnologia Rural da E.S.A. 'Luiz de Queiroz'' da U.S.P., 1971.

DETERMINATION de la biodegrabilitè des agents de surface synthetiques anioniques. *La Tecnique de L'eau et de l'Assainessement,* No. 603, Juin, 1972.

DILEY, W.H. Steelmaking with metallized pellets. *AIME,* Atlantic City, Apr., 1968.

DIRECTORY of Iron and Steel Plants. London, Steel Publications, Inc., 1971.

DIRECTORY of the Iron and Steel Works of the World. 5th edition, London, Metal Bulletins Books, Ltd., 1971.

DORIA, Alir. Tratamento de despejos provenientes da fabricação de café solúvel. ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 6.º, S. Paulo, 1971.

DRAKE, J.A. & BIERI, F.K. Disposal of liquid wastes by irrigation method. *Proceedings of the 6th Industrial Waste Conference.* Lafayete, Purdue University, 1951 p. 70-79.

DRANGSHOLT, C. Process and apparatus for the continuous treatment of waste waters from the extraction of oils from herrings or whales. *Chimie et Industrie,* Paris, 60, 1948, pg. 574

DREOSTI, G.M. Fish solids from factory effluents. *Fishing News International,* London, *6*(11): 53-54, 1967.

DYER, H. St. Regis Company Crows — Its new ''Queen of the South''. *Paper Trade Journal,* N. York, Nov. 1968, p. 59 - 78.

ECKENFELDER, W.W. *Water quality engineering*. New York, Barnes & Noble. Inc., 1970.

EDDE, H. A manual of practice for biological waste treatment in the pulp and paper industry. E.U.A., NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT Apr. 1968 (Technical Bulletin n.º 214).

EDDE, H. Settleable solids removal practices, in the pulp and paper industry. USA, NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT, Nov. 1964 (Tecnical Bulletin n.º 178).

EDGAR, W.D. & MULLER, J.M. The status of coke oven pollution control. *AIME,* Cleveland, Ohio, Apr. 1973.

EISENHAUER, H.R. The ozonation of phenolic wastes. *Journal of the Water Pollution Control Federation,* Washington. Nov. 1968 p. 1887.

ELLIOTT, R.D. *An analysis of textile water wastes and a procedural format for solving effluents problems*. North Carolina State School of Testiles, 1968.

ENVIRONMENTAL Protection Agency. *Bibliography of water quality research reports*. Whashington, March, 1972. p. 1-40 (Water Pollution Control Research Series).

——— *Biological removal of carbon and nitrogen compounds from coke plant wastes*. Washington, Feb. 1973.

——— *Industry profile study on blast furnace and basic steel products*. Washington, C.W. Rice Division - NUS Corporation for EPA, Dec., 1971.

——— *Pollution control of blast furnace gas scrublers through recirculation*. Washington, (Project. N.º 12010 EDY).

——— *Steel making segment of the iron and steel manufacturing; point source category*. E.U.A., 1974. EPA-440/1 - 024 - a.

——— *Water pollution control practices in the carbon and alloy steel industries,* Washington, EPA, 1972.

ESTADOS UNIDOS. Department of Health, Education and Welfare. *An industrial waste guide to the meat industry*. cp., 1958. (Public Health Service Publication nº 386).

FEDERAL Water Pollution Control Administration. The coast of clean water. Washington, U.S. Department of the Interior, D.C., 1967, v.3.

FINNEY, C.S. Coke making in the U.S. - past, present and future. *Blast Furnace and Steel Plant,* E.U.A., Nov., 1967.

FORD, D.L. et alii. Analytical parameters of petrolchemical and refinery wastewaters. *JWPCF,* E.U.A., 43, 1971, p. 1712.

FORNWALT, H.J. et alii. Activated carbons for liquid - phase adsorption. *British Chemical Engineering,* Aug. 1963.

FRANKLIN, J.S. et alii. Textile effluent treatment with flue gas. *International Dyer, 142,* Sep. 1969, p.427.

GALE, R.S. The sludge treatment and disposal problem. In: *Symposium on Incineration of Refuse and Sludge*. Univ. Southampton, Jan. 4, 1972.

GEHM, H.E. & GOVE, G.W. Kraft mill waste treatment in the U.S. - a status report. E.U.A. NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT, Dec. 1968, (Technical Bulletim n.º 221).

GELLMAN, I. Aerated stabilization basin treatment of mill effluents. *Tappi,* New York, *48* (6): 106 - 10, June, 1965.

GEYER, J.C. & PERRY, W.A. *Textile waste treatment and recovery*. Baltimore, Fleet-McGinley, Inc., 1938.

GILMONT, P.L. Water requirements for pulp bleaching, survey of mill practice in the United States. *Tappi,* New York, *50* (10): 99A - 102A, Oct. 1967.

GLASGOW, J.A. & SMITH, W.D. Basic oxygen furnace steelmaking. *American Iron and Steel Institute Yearbook,* E.U.A., 1963, p. 65-89.

GLORIA, N.A. da. Emprego de resíduos na irrigação. *Seminário Sobre Cultivo de Cana-de-Açúcar, II,* Coop. Central de Prod. de Açúcar e Álcool do Estado de S.Paulo, 1974.

GLORIA, N.A. da. Utilização agrícola da vinhaça. *Brasil Açucareiro, 86*: 397-403, 1975.

GLORIA, N.A. et alii. Composição dos resíduos de usinas de açúcar e destilarias. *Brasil Açucareiro, 81:* 78-87, 1973.

GLORIA, N.A. et alii. Composição dos resíduos de usinas de açúcar e destilarias de álcool durante a safra canavieira. *Brasil Açucareiro, 80:*542-548, 1972.

GLORIA, N.A. da & MATTIAZZO, M.E. Efeitos da matéria orgânica na solubilização de fosfatos no solo. *Brasil Açucareiro, 85*: 55-62, 1976.

GLORIA, N.A. da & PEXE, C.A. Relatório sobre a aplicação da vinhaça na cultura de cana-de-açúcar, na safra de 1975, na Usina Costa Pinto, 1976 (Não publicado).

GLOYNA, E.F. et alii. Use of aerated lagoons and ponds in refinery and chemical waste treatment. JWPCF, E.U.A., 41, 1969, p. 420.

GORDON, C.K. & DROUGHTON, T.A. Continuous coking process. *Aise,* Chicago, Illinois, April, 1973.

GOMES, F.P. A lei de Mitscherlich aplicada a experimentos de adubação com vinhaça. *Anais da E.S.A. Luiz de Queiroz, 14*: 107-112, 1957.

GOULD, M. Physical - chemical treatment of pulp mill wastes. ANNUAL PURDUE INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 25th, Purdue, Purdue University, May, 1970.

GRAHAM, R.J. & DORRIS, T.C. Long-term toxicity bioassay of oil refinery effluents. *Water Res.*, 2, 1968, p. 643.

GRIFFEN, A.E. Treatment with chlorine of industrial wastes. *Engineering Contract Record,* Toronto, 9, 1954, pg. 278-86.

GROSICK, H.A. Ammonia disposal-coke plants, *Blast Furnace and Steel Plant,* Apr., 1971, p. 217-21.

GURNHAN, C.F. Industrial waste water control. In: GEHM, H.E., org. *Pulp and Paper.* New York, Academic Press Inc., 1965, chapter 20.

GURNHAM, C.F. *Principles of industrial waste treatment.* New York, John Wiley & Sons, Inc., 1955, p. 325.

HARDENBERGH, W.A. & RODIE, E.R. *Water supply and waste disposal.* Scranton, International Textbook Company, 1961.

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

HAROLD, R.J. *Pollution control in the petroleum industry.* Noyes Data Corporation, 1973.

HAWKINS, G. A Ten-year program of fiber loss reduction and water reuse. *Tappi,* N. York *47* (3): 158A - 160A, Mar. 1964.

HAYNES, D.C. Water reuse, a survey of the pulp and paper industry. *Tappi,* N. York *49* (9): 51A - 52A, Sept. 1966.

HENDERSON, A.D. & SHOTWELL, J.S.G. Water consumption in the pulp and paper industry. *Tappi,* New York, 1957 (Tappi Monograph Series, nº 18).

HESS, Max Lothar. Tratamento de despejos de fecularias de mandioca por oxidação biológica. *Revista DAE,* São Paulo, 46, set. 1962.

HOPKINS, E.S. & EINARSON, J. Water supply and waste disposal at a food processing plant. *Industrial Water and Wastes,* Chicago, EUA, 6, 1961, pg. 152-54.

HOWARD, T.E. & WALDEN, C.C. Pollution and toxicity characteristics of kraft pulp mill effluents. *Tappi,* New York, *48* (3): 136-41.

HUGOT, E. *Manual para ingenieros azucareros.* 2. ed. México, Cia. Editorial Continental S.A., 1964.

IMHOFF, Karl. *Disposal of sewage and other water-borne wastes,* Butterworks, 1971.

IMHOFF, Karl. *Manual de tratamento de águas residuárias.* São Paulo, Ed. Edgard Blücher Ltda., 1966.

ISAAC, Peter C.G.*Waste treatment.* London, Pergamon Press, 1960.

JABLIN, R. Environmental control at Alan Wood; technical problems, regulations and new processes. *Iron and Steel Engineer, 48,* July, 1971, p.58-65.

JAEGERS, K. & HASCHKE, K. Waste waters from the first processing industry. *Wasserwirthash Wassertech,* Alemanha, 6, 1956, pg. 311.

JONES, Harold R. *Pollution control in the dayry industry.* New Jersey, Noyes Data Coporation, 1974.

KEMMETMUELLER, R. Dry coke quenching - proved, profitable, pollution free quenching technology. *AISE,* Chicago, Apr., 1973.

KEMP, A.A. The disposal of toxic wastes-practical problems. *The Public Health Engineering,* July 4, 1973, p. 154-56.

KNOWLTON, W.T. Effects of industrial waters from fish canneries of sewage treatment plants. *Water Treatment Journal,* E.U.A. 17, 1945, pg. 514-15.

KOSTENBADER, P.D. & FLECKSTEINER, J.W. Biological oxidation of cokeplant weak ammonia liquor. *Water Pollution Control Federation Journal,* Washington, *41,* Feb. 1969, p. 199-207.

LEIBMANN, H. *Handbuck des frischwasser und abwasserbiologie II.* Oldenburg, 1960.

LEIDNER, R.N. & NEBOLSINE, R. Wastewater treatment facilities at Burns Harbor. *Proceedings, Industrial Waste Conference,* 22nd, Purdue University, 1967, p. 631-45.

LEME JÚNIOR, J. & BORGES, J.M. *Açúcar de cana.* Viçosa, Imprensa Universitária da Universidade Rural do Estado de Minas Gerais, 1965.

LEONTSINIS, E. *Origens dos despejos industriais das refinarias de petróleo.* Ciclo de Palestras sobre Avanços Tecnológicos no Controle da Poluição Ambiental (1), Rio de Janeiro, INT, Agosto 1975.

LIBBY, C.E. - *Pulp and paper; science and technology.* New York, McGraw-Hill, 1962. v. II.

LIMA, P. de O. Vinhaça: problema nas usinas de açúcar. *Brasil Açucareiro, 71*: 391-396, 1968.

LIMA, U. de A. Sistema de captação da vinhaça para aproveitamento como fertilizante. *Bol. do Inst. Zimotécnico da E.S.A. Luiz de Queiroz, 4, Piracicaba, 1953.*

LITTLE, A.H. The treatment and control of bleaching and dyeing wastes. *Water Pollution Control, 68* (2): 178, 1969.

LITTLE, A.H. Treatment of textile waste liquors. *Journal Society Dyers and Colourists,* England, *83* (7): 268, 1967.

LUDBERG, J.E. & NICKS, D.G. Phenols and thiocyanate removed from coke plant effluent. *Water and Sewage Works,* E.U.A., 116, Nov., 1969, p. 10-13.

LUDWIG, G.et alii. Disposal of citrus by products wastes at Ontario. *Sewage and Ind. Wastes,* California, 23, 1951, pg. 1255.

LUMB, C. *Pollution by textile effluents in the Mersey Basin.* Manchester, The Cotton, Silk and Man-Made Fibers Research Association (Shirley Institute Pamphlet N.º 92).

LUND, F.H. *Industrial pollution control handbook.* New York, McGraw-Hill Book Company, 1971.

MAGRO, J.A. & GLORIA, N.A. da. Utilização agrícola de resíduos de usinas de açúcar e destilarias na Usina da Pedra (Trabalho em preparação).

MAKANO, O. Restilo, origem de moscas. *O Estado de São Paulo,* fev. 1972. Supl. Agrícola (874).

MALOY, J. Developments in cokemaking plant. *Proceedings of Coke in Ironmaking Conference,* London, Iron and Steel Institute. Dec., 1969, p. 89-97.

MANCY et alii. The effects of surface active agents on aeration. *Journal Water Pollution, 37* (2): 211-17, Feb., 1965.

MAR, B.W. et alii. *Water quality aspects of the State of Washington.* Pullman, State of Washington Water Res. Center, 1970 (Part B, Rept. n.º 3).

MASSELLI, J.W. & MASSELLI, N.W. For better pollution control, *Text. Indust., 133* (6): 65, 1969.

MASSELLI, N.W. & BURFORD, M.G. *A simplification of textile waste survey and treatment.* Boston, New England Interstate Water Pollution Control Commission, 1959.

MATHER, J.R. The disposal of industrial effluent by woods irrigation. *Proceedings of the 8th Industrial Waste Conference,* Lafayete, Purdue University, 1953. pg. 353-439.

MATTIAZZO, M.E. Fracionamento de formas de fósforo em solos incorporados com vinhaça (Trabalho em fase de preparação).

MATUSKY, F.E. et alii. Preliminary process design and treatability studies of fish processing wastes. *Proceedings 20th Industrial Waste Conference.* Lafayete, Purdue University, 1965.

McGLASSON, W.G. Treatment of pulp mill effluents with activated carbon. Washington, NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT, (Technical Bulletin, n.º 199).

McMICHAEL, F.C. et alii. Recycle water quality from a blast furnace. *Journal of the Water Pollution Control Federation,* Washington, *43,* 1971, p. 595-603.

McKINNEY, R.E. Biological Floculation. *Biological Treatment of sewage and industrial Waste* 1: 88 - 100. Reinhold Publishing Co. *U.S.A., 1956.*

McMORRIS, C.E. Inland's experience in reducing cyanides and phenols in the plant water outfall. *Blast Furnace and Steel Plant,* Jan., 1968, p. 43-7.

MEINCK, F., et alii. *Les eaux residuaires industrielles.* Paris, Masson et Cie., 1970, pg. 50.

MEYER, J.A. Waste heat recovery for the finishing plant. *Textile Bulletin, 89* (6): 58, 1963.

MINISTRY of Housing and Local Government. *Disposal of solid toxic wastes;* report of the technical committee on the disposal of solid toxic wastes, London H.M. Stationery Office, 1970.

MIOCQUE, J. A torta de filtro das usinas. *O Estado de São Paulo,* 2 jul. 1972. Supl. Agrícola (892).

MOGGIO, W.A. Color removal from kraft mill effluent. *Tappi,* N. York, *38* (9): 564 - 67, Sept. 1955.

MOORE, J.G. *Water quality criteria.* Washington, D.C., Federal Water Pollution Control Administration, 1969, p. 188.

MONTEIRO, H. *Aproveitamento racional dos resíduos industriais de fabricação do açúcar e álcool.* (Mimeografado).

MORGAN, O.P. Extended aeration treatment reduces high BOD of pulp mill effluent. *Pulp and Paper,* Feb. 1969, p. 110-14.

MORRIS, J.C. & WEBER, W.J. *Adsorption of biochemically resistant material from solution.* Washington, U.S. Department of Health, Education and Welfare, May, 1964 (AWTR - 9).

MULLER, J.M. & COVENTRY, F.L. Disposal of coke plant waste in the sanitary water system. *Blast Furnace and Steel Plant,* May, 1968, p. 400-6.

NANCY, K.H. & WEBER, W.J. *Analysis of industrial wastewaters.* New York, John Willey & Sons Inc., 1971.

NATIONAL Council for Air and Stream Improvement. *Manual of practice for sludge haudling in the pulp and paper industry.* Washington, 1966 (Technical Bulletin n.º 190).

NEBOLSINE, R. Steel plant waste water treatment and reuse. *Iron and Steel Engineer, 44,* March, 1967, p. 122-35.

NILLES, P.E. Steelmaking by oxigen bottom blowing. *Aise,* Pittsburg, Pa., Sept., 1972.

NORDAVIST, K.G. & HJORTH, J.E. Automatic measurement of chemical oxigen demand in water and waste water. ANAIS DA SEMANA BRASIL-SUÉCIA, 1973.

OIL pollution of water supplies. *J. American Water Works Association,* E.U.A., July, 1966, p. 813 - 21.

OLIN, J.H.How interstate paper lower color and BOD in kraft mill wastes. *Paper Trade Journal,* Bradford, England, 153 (31): 30-33, Aug. 4, 1969.

O PROBLEMA da vinhaça em São Paulo. *Bol. Inst. Zimotécnico da USP,* Piracicaba, 3, 1953.

OSBURN et alii. Relationship of structure to biodegradation mechanism. *JAOCS, 43,* Mar., 1966, p. 141-46.

PALLADINO, A.J. Reducing effluents for secundary treatment. *Tappi,* N. York, *49* (9): 115A - 118A, Sept. 1966.

PLUMER, F.J. Armco's blast furnace water treatment system cures pollution. *Iron and Steel Engineer, 45,* 1969.

PORGES, R. & HOPKINS, G. Broad field disposal of sugar beet wastes. *Sewage and Ind. Wastes,* California, 27, 1955, pg. 1160.

POTTER, N.M. & HUNT, J.W. The biological treatment of coke oven effluents. *Air and Water Pollution in the Iron and Steel Industry.* Iron and Steel Institute Special Report, 1958, p. 207-218.

POUND, C.E. & CRITES, R.W. *Wastewater treatment and reuse by land application.* Office of Research and Development, EPA, 1973. v. 2.

PROTEIN recovery from fish filleting waste waters effluent. *Water treatment Journal,* E.U.A. 9, 1969, pg. 46-47.

RADDANT, R.D. et alii. Pollution the steel industry cleans up. *Iron age,* Sept. 15, 1966, p. 107.

RANZANI, G. Conseqüências da aplicação de restilo ao solo. *Anais da E.S.A. Luiz de Queiroz, 12*: 57-68, 1956.

RANZANI, G. et alii. Vinhaça e adubos minerais. *Anais da E.S.A. Luiz de Queiroz, 10*: 98-108, 1953.

REYNOLDS, J.H. Effects of temperature on oil refinery waste toxicity. *Water Pollution Control,* E.U.A., Nov., 1975, p. 2674-93.

RITTER, R.E. Organic solvents in preparation and finishing. *Testile Chemist & Corist,* May 8, 1969.

ROE, A.C. Continuous casting: its changing role in steelmaking. *American Iron and Steel Institute Yarbook,* E.U.A., 1963, p. 153-169.

ROSS, E.N. Reuse and reduction of paper mill water. *Tappi,* N. York, *47* (1): 180A, Jan. 1964.

ROSSETO, A.J. et alii. *Utilização da vinhaça na Usina São João* (Não publicado).

ROYAL Comission on Environmental Pollution. *Pollution in some british estuaries and coastal waters;* 3rd report. London, H.M. Estationery Office, 1972.

RUBIN et alii. Contaminant removal from sewage plant effluents by foaming. *Journal of Environmental Health - AWTR-5,* Dec., 1963, p. 1-56.

SAWYER, C.N. & McCARTY, P.L. *Chemistry for sanitary engineers.* Japan, Kogakusha Company Ltda., 1967.

SCHAFER, R.B. Polyeletrolyts in industrial waste treatment. *Proceedings of the 18th Industrial Waste Conference,* Purdue, Purdue University, 1963.

SCHELTINGA, H.M.J. *Dairy waste treatment.* Zandheuvel, Velp, Holland, 1971.

SCHULZ, G. Purification of waste waters from fish ponds. *Wasserwirthash Wassertech,* 6, 1956, pg. 314-16.

SEIP, J.J. Waste control - Louisiana raw sugar industry. *The Sugar Journal,* New Orleans, Nov., 1970, p. 9-15.

SERBIÁ, G.R. & BALSA, J.Report on loss of sugar by entrainments in evaporator and effects of automation. In: *Proceedings of the International Society of Sugar Cane Technologists 12th Congress,* Jaime Bague Elsevior Publishing Co., 1967, p. 1561-65.

SHILLING, S. *World steelmaking trends*. New York, Bureau of International de la Recuperation, 1971.

SIMPÓSIO sobre resíduo da industrialização da cana-de-açúcar. São Paulo. CETESB, 1969.

SIMPSON, J.R. Biochemical reduction of waste. *Process Biochem., 5* (7): 47-52, 1970.

SMITH, D.R. *A physical - chemical waste water renovation process for pulp and paper mill effluents*. Louisiana State University, 1968.

SODERQUIST, M.R. et alii. *Current practice in sea foods processing waste treatment*. Oregon State University. Projeto 12060 ECF. Washington, Environmental Protection Agency, 1970.

SOMMERS, H.A. The chlor-alkali industry. *Chem. Eng. Progr., 61* (3), 1965, p. 94.

SONO, Kynia & MAEDA, Masayuki. Procedimentos e ensaios para tratamento de despejos industriais. *Revista PPM*, Japão *2* (8), 1971.

SOUTHER, R.H. & ALSPAUGH, T.A. Textile waste recovery and treatment. *Sew. and Indust. Wastes, 29* (8): 918-934, 1957.

SOUTHER, R.H. A tool that makes dyeing easier. *Text. Indus., 117* (12): 124, 1953.

SPENCER, G.L. & MEADE, G.P. *Manual del azucar de canã*. Barcelona, Montaner y Simon S.A., 1967.

SPRUILL, E. Color removal from paper mill waste water. *Twenty-fifth Annual Purdue Industrial Waste Conference*, Purdue, Purdue University, May 7, 1970.

STEMEN, W.R. Water pollution - magnetic abatement. *Tappi*, N.York, *39* (4): 255-56, Apr., 1956.

STONE, J.K. World growths of basic oxigen steel plants. *Iron and Steel Engineer*, Dec., 1969, p. 111.

STREATFIELD, E.L. A provisional code of practice for disposal of wastes. *The Public Health Eng.*, July 4, 1973, p. 156-60.

SUMMERS, T.H. Effluent problems and their treatment in the textile industry. *J. Society Dyers*, 83 (9): 373, 1967.

TALBOTT, J.A. Building a pollution-free steel plant. *Mechanical Engineer, 93* (1): 25-30, Jan., 1971.

TETSCH, B. Separators for light material in waste waters. *Ber Abwass. Techn. Verein*. Alemanha, 9, 1954, pg. 278-86.

THORNTON, H.A. & MOORE, J.R. Absorbants in wase water treatment dye absorption and recovery studies. *Sewage and Industrial Wastes, 23* (4): 497, 1951.

THRING, M.W. The next generation in steelmaking. *Iron and Steel*, England, Oct., 1968, p. 446.

TIETON, R.C. Microbial degradation of detergents phosphates. *Journal of Environmental Health, 3* (5), 1970.

TOUREENE, K.W. Waste water neutralization. *Blast Furnace and Steel Plant, 59* (2): 86-90, Feb. 1971.

TURNBULL, H. et alii. Toxicity of various refinery materials to fresh water fish. *Ind. & Eng. Chem.* 46, 1954, p. 324.

U.S. Public Health Service. An industrial waste guide to the synthetic textile industry. Washington, U.S. Goverment Printing Office, 1965 (Publication n.º 1320).

U.S. Steel. *The making, shaping and treating of steel*. Harold E. McGrannon ed., Herlicek and Hill, Pittsburgh, 8 th ed., 1964.

VALSECCHI, O. & GOMES, F.P. Solos incorporados com vinhaça e seu teor em bases. *Anais da E.S.A. Luiz de Queiroz, 11*: 136-158l 1954.

VAN LUVEN, A.L. Survey of primary plants kraft effluents. *Pulp and Paper Magazine of Canada*, Canada, *67* (2): T83-T90, Feb. 1966.

WADDINGTON, J.I. & MACKAY, D.W. Pollution Control in stuaries and inshore waters. *Water Pollution Control*, Washington, *72* (4): 441-56, 1973.

WASTE material recycling processes promise yield increases, anti-pollution benefits. *33 Magazine*, Sept., 1972.

WASTE treatment; upgrading meat packing facilities to reduce pollution. Washington, Environmental Protection Agency, 1973. (EPA Technology Transfer Seminar Pub. 1973).

WATER Quality Criteria. California, State Water Quality Board, 1963.

WEBER, W.J. Kinetics of absorption in columns of fluidized media. *Journal of Water Pollution Control Federation. E.U.A., 37 (4): 425, 1965.*

WEBRE, A.L. The problem of entrainment in evaporator. *Sugar y Azucar*, New York, Apr. 1964, p.54-57.

WILSON, G.E. Application of jet aeration to sugar cane waste waters. *The Sugar Journal,*, New Orleans, June 1970, p. 9-12.

WORLD-WIDE vacuum degassing round-up. *33 Magazine*, Dec., 1972.

YOUG, D.D. Prevention of water pollution by solid domestic and industrial wastes. *The Public Health Eng.*, Sept., 5, 1973, p. 189-98.

ZAHNER, R. Uber die wirkung von treibstoffen und oclen auf regenbogenforelen. *Von Wasser, 29*, 1962 p. 142-47.

ÍNDICE ANALÍTICO

Abates no Brasil, 162
ABS, 502
Acabamento de metais, 345
Ácido desoxirribonucleico (ADN), 96
Aço, 391
Aço e ferro, 355
ADN (ácido desoxirribonucleico), 96
Águas
    condensadas dos evaporadores, 183
    das colunas barométricas, 185
    residuárias do enlatamento da carne, 169
Álcalis e cloro, 431
Álcool fabricação, 178, 180
ALS, 502
A indústria da celulose com descarga zero, 304
Algodão, 324
American Petroleum Institute (API), 461
Amostras
    precauções no manuseio, 35
    preservação, 39
    técnicas de preservação, 41
    refrigeração e congelamento, 40
    volumes mínimos necessários, 36
Amostragem
    bacteriológica, 39
    composta, 34
    de desepejos industriais, 33
    fortuita, 33
Análises
    comparação dos resultados, 80
    dos principais parâmetros, 42
API - exemplo de cálculo, 464
A política tarifária na prevenção e controle

da poluição das águas, 647
Arsênio, 19

Bahia (legislação), 605, 644
Bário, 20
Bases metálicas, 378
Bibliografia, 737
Biodegradação, 93
Boro, 580
Bradford, 342

Cádmio, 20
Café solúvel, 85
Cal, 441
Caleiro e depilação, 237, 248
Características dos despejos
    acabamento de metais, 345
    alimentícias, 587
    alto-forno, 385
    coquerias, 365
    detergentes, 501
    farmacêuticas, 514
    fecularias, 563
    físicas, 6
    lã, 341
    laticínios, 587
    lavanderias, 559
    papel e celulose, 587
    petroquímicas, 475
    químicas, 8
    químicas e inorgânicas, 430
    refinarias de petróleo, 459, 460
    tecidos de algodão e sintéticos, 326, 327
    térmicos, 520
Características dos filtros biológicos, 18
Caracterização dos despejos da indústria de celulose, 291
Carbono orgânico total (COT), 10
Carbureto de cálcio, 441
Células a catodo de mercúrio, 433
Células eletrolíticas a diafragma, 432
Celulose
    amônia, 293
    e papel, 279
    exemplo de tratamento dos despejos, 315
    semiquímica, 286
    soda, 286

    sulfato, 281
    sulfito, 284
    sulfito ácido de cálcio, 293
Cervejarias
    análise do efluente bruto, 83
    características dos despejos, 85
    processo de fabricação, 219
Chumbo, 21
Cianetos, 20
Classificação das partículas (sólidas), 7
Cloreto de alumínio, 441
Cloro (demanda de), 66
Comparação do resultado das análises, 80
Complexo petroquímico (controle), 490
Composição da vinhaça, 192
Compostos tóxicos, 10
Controle da poluição de um complexo petroquímico, 490
Cor, 8
Condensadores (açúcar), 187
Consequências dos despejos térmicos nos cursos de água, 523
Conservas de
    produtos agrícolas, 109
    ervilhas, 110
    tomates, 110, 111
    Beterraba vermelha, 110, 111
    milho, 112
    frutas, 112
    pescado, 127
    carne, 169
Consumo de água (matadouros), 167
Coquerias
    processo convencional, 361
    forno de colméia, 364
    melhor tecnologia disponível economicamente viável (BATEA), 372
    tratamento dos despejos, 367
Corrugated plated interceptor (CPI), 461
COT (carbono orgânico total), 10
Coxixi, 191
Cromo hexavalente, 22
Curtimento
    ao cromo, 244
    combinado, 244
    vegetal, 243
Curtumes, 233

DBO (demanda bioquímica de oxigênio), 8, 47, 70

DBO/DQO, 84, 506
Demanda
bioquímica de oxigênio, 8, 47, 70
de cloro, 66
de oxigênio total (DOT), 10
química de oxigênio (DQO), 10
teórica de oxigênio (DTO), 10
Descrição do processo de fabricação
açúcar e álcool, 175
cerveja, 219
Despejos de matadouros e frigoríficos, 168
Destintamento, 292
Detergentes
aniônicos, 498
biodegradação, 505
catiônicos, 499
não-iônicos, 500
recomendações CETESB, 509
Diafragma - células eletrolíticas, 432
Disposição
de efluentes sobre o terreno, 565
de lodos, 590
DOT (demanda de oxigênio total), 10
DQO (demanda química de oxigênio), 10, 42, 67
DTO (demanda teórica de oxigênio), 10

Efeitos
da vinhaça nos solos, 196
na produção agrícola, 203
dos despejos de curtumes, 253
Eliminação de sulfeto de sódio, 240
Enzimas, 95
Esholt (lã), 343
Estabilidade relativa, 66
Exemplos
interpretação dos resultados de análises, 83
refinaria de petróleo em Ingolstadt, 469
Exposição geral do problema (de poluição), 3

Farinha de peixe, 130
Farmacêutica, 513
Fecularias
de mandioca, 83
diversas, 563
Fenóis, 22

Ferro e aço
aço
acabamento
decapagem, 415
derivados, 416
Bessemer, 394
conversor L/D, 397
definição, 391
fornos elétricos
alta frequência, 406
BPCTCA e BATEA, 409
HERAULT, 403
Kjelin, 405
lingotamento contínuo
BPCTCA e BATEA, 413
características dos despejos, 411
descontínuo, 411
origem dos despejos, 408
tratamento dos despejos, 411
operações
da fabricação do aço, 396
das aciarias L/D, 396
produção do aço, 393, 428
Siemens - Martin, 397
Siemens - Martin com emprego de oxigênio, 399
sopragem com oxigênio puro, 395
Thomas, 395
tratamento dos despejos
de aciaria L/D, 397, 398
dos fornos Siemens - Martim, 400, 402
altos-fornos
de ferro, 387
de ferro e manganês, 385
de manganês, 387
coquerias (BATEA), 375
desgaseificação a vácuo
BPCTCA e BATEA, 391
características dos despejos, 388
carga de poluentes, 388
sistemas de água, 386
exemplo de tratamento em Salzgitter, 417
sinterização (BPCTCA e BATEA), 378
Ferro
esponja, 380
gusa, 380

Floculação
biológica, 104
química (para óleos), 465
Flotação (de óleos), 466
Fluxograma de fabricação
álcalis e cloro, 434
algodão e sintéticos, 326
celulose sulfato (Kraft), 283
cervejarias, 221
coque, 362
curtumes, 237
desfenolização Koppers, 369
ferro e aço, 358
lã, 338
produtos terapêuticos, 515
refinarias de petróleo, 455, 456
tapetes, 329
Fósforo, 75
Freqüência de amostragem,

Garapão, 191
Galvanoplastia, 345
Gás sulfídrico, 11
Graxas e óleos (análise), 52

Indústria da pesca, 127
Inorgânicas, 429
Instalações-piloto, 57
Interpretação
das análises sanitárias, 57
de cada teste com vista ao tratamento, 62
Introdução, 1

Jornal (papel de), 295

Kraft
celulose, 281
celulose e sulfito com branqueamento, 292
Lã, 335
Laticínios, 139
Lavagem da cana, 181
Lavanderias, 557
Legislação estadual
Bahia 605, 644
Paraná, 605, 640
Pernambuco, 605

Rio de Janeiro, 604, 611
Legislação federal, 604, 605
Leis, decretos, regulamentos e cobranças relativos aos despejos industriais, 603
Lodos
das refinarias de petróleo, 469
de celulose, 298
disposição, 590
metais, 598
métodos de disposição, 595
sobre o terreno, 599
SST de celulose e papel, cervejarias, conservas, óleos vegetais, sebarias e vitelos, 591
tóxicos, 593
tóxicos nos esgotos domésticos, 597

Maltarias, 220
Mandioca (fecularia), 83
Matadouros e frigoríficos, 155
Medição da matéria orgânica, 8
Metais pesados, 11
Metano, 11
Matéria inorgânica, 10
Mercúrio
células a catodo, 433
fontes de perda, 436
metal mercúrio, 23
tratamento de, 436
Métodos
de análise dos principais parâmetros, 42
de disposição de lodos, 595
de tratamento dos despejos, 5, 11
físicos e químicos de tratamento, 11, 14
Multijatos (açúcar), 185

Natureza dos despejos industriais, 5
Neutralização de despejos
ácidos, 15
alcalinos, 16
Nitratos, 26
Nitrogênio
adição de, 74
ciclo do, 74
Nomenclatura (análises), 62
Nutrição e respiração, 99

O controle da poluição, 1
Óleos e graxas (análise), 52
Organismos atuantes na biodegradação, 107
Origens e volumes dos despejos
  acabamento de metais, 345
  açúcar e álcool, 181
  celulose Kraft, 285
  cervejarias, 220, 222, 224
  coquerias, 364
  curtumes, 247, 251
  farinha de peixe, 131
  farmacêutica, 513
  fecularias, 563
  ferro e aço, 356
  laticínios, 139
  lavanderias, 557
  matadouros e frigoríficos, 168, 169
  papel, 280
  pescado, 129
  petróleo, 443
  radiativos, 531
  tapetes de náilon, 326
  tecidos, 325
  térmicos, 519
Outras substâncias poluentes, 29
Oxigênio dissolvido (OD), 11, 44.

Poluentes
  mais comuns, 19
  principais, 30
Poluição
  patogênica, 3
  química, 3
  total, 3
População
  bacteriana, 106
  equivalente, 6
POR (potencial de oxidação redução), 79
PPI, 461
Prata, 28
Principais poluentes, 30
Processos
  de lodos ativados, 17
  extrativos (farmacêuticos), 517
  fermentativos (farmacêuticos), 517
  Rapson (celulose), 304

  respiratório, 102
Processamento
  bovinos, 160
  suínos, 163
Programação de coleta e análise, 59

Radioatividade
  conseqüências nos cursos de água, 534
  doses naturais, 534
  efeitos, 534
  minimização de cargas, 535
  natureza, 592
  tipos, 530
  tolerância, 540
Rapson (celulose), 304
Rebanho brasileiro de gado, 161
Recomendações
  internacionais para aplicação no terreno, 585
  CETESB (seminário detergentes), 509
Recuperação de matéria-prima
  acabamento de metais, 353
  álcalis e cloro, 440
  algodão e sintéticos, 332
  celulose e papel, 288, 307
  cervejarias, 227
  coquerias, 363, 368
  curtumes, 245, 251
  de sal (Rapson), 310
  lã, 339
  lavanderias, 560
Refinarias de petróleo, 472
Removedores de óleo API, PPI, CPI, 461
Resíduo
  fixo (análise), 55
  não filtrável total, 55
  total, 54
Restilo, 191
Rio de Janeiro (legislação), 604, 611, 620, 626, 627

S.A. Curtume Carioca, 263
São Paulo (legislação), 605, 631
Sardinhas, 134
Saúde Pública (aplicação no terreno), 583
Selênio, 28
Separadores de arraste (açúcar), 189
Serrarias, 562

SD (sólidos dissolvidos), 64
Sinterização, 373, 376
Sistemas
de coleta dos efluentes (celulose), 291
de distribuição de vinhaça por caminhões, 208
Soda exaurida, 459
Sólidos
dissolvidos, 64
em suspensão, 64
nos esgotos domésticos (concentrações), 66
sedimentáveis (SP), 65
totais, 6
SP (sedimentáveis), 65
SS (sólidos em suspensão), 64
SST de celulose e papel, cervejarias, conservas, óleos vegetais, 591
Subprodutos
matadouros e frigoríficos, 159
recuperação de, 164
Sucata, 378
Sulfetos, 29

Tabelas, 683
Tarifas
a política, 647
apropriação de custos, 651
custos
administrativos, 653
composição, índices nacionais, 653
financeiros, 652
operação e manutenção, 652
exemplo numérico, 654
fórmulas para cálculo de tarifas, 662
indústrias
em áreas rurais, 649
em áreas urbanas, 648
nenhum tratamento, 650
pré-tratamento, 650
sugestões para cobrança, 649
tratamento completo, 650
Tapetes, 325
Tecidos, 319
Teor de sólidos nos lodos, 591
Temperatura, 7
Tempos máximos de armazenagem de amostras, 35
Térmicos

Terreno - disposição de efluentes
escoamento, 569
eficiência, 578
infiltração-percolação, 570
irrigação, 566, 579
métodos de tratamento, 566
salinidade, 573
taxa de aplicação, 581
Testes mais corriqueiros, 60
Thilmany Paper Co., 315
Tiborna, 191
Titânio, 441
Tratamento dos despejos
açúcar e álcool, 181
acabamento de metais, 348
aciaria L/D, 397
álcalis e cloro, 435
algodão e sintéticos, 330, 333
altos-fornos de ferro, 386
altos-fornos de manganês, 387
avançado, 87
celulose, 296
cervejarias, 225
cianetos, 351
conservas, 113
coquerias, 367
curtumes, 254
desgaseificação a vácuo, 391
detergentes, 504
em Windhoek, 88
exemplo de Salzgitter, 416
farmacêutica, 516
fecularias, 563
laticínios, 148
lavanderias, 561
lingotamento contínuo, 411
matadouros e frigoríficos, 170
no terreno
indústria alimentícia, 118
laticínios, 153
matadouros e frigoríficos, 174
tóxicos, 599
vinhaça, 196
pescado, 134
petroquímica, 481
radioativos, 537

refinarias de petróleo, 467, 470
Siemens-Martin, 403
térmicos, 525
Turbidez, 8

Usinas de açúcar e álcool, 175

Vinhaça
aplicação no terreno, 589
composição, 192
sistema de aplicação agrícola, 205
sistema de distribuição por caminhões, 208
volume aplicado por ha de cana soca, 208

Data Aquis.: 31/3/93
Indic.:
Livraria:
Preço: Cr$
Data Tomba: 31/3/93

IMPRESSÃO
IMPRENSA OFICIAL
DO ESTADO S.A. IMESP
Rua da Mooca, 1921 — Fone: 291-3344
Vendas, ramais: 257 e 325
Telex: 011-34557 — DOSP
Caixa Postal: 8231 — São Paulo
C.G.C. (M.F.) N.º 48.066.047/0001-84

GOVERNO DE SÃO PAULO
CONSTRUINDO UM FUTURO MELHOR