

8 TRATAMENTO DE ODORES EM SISTEMAS DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Paulo Belli Filho, Rejane Helena Ribeiro da Costa, Ricardo Franci Gonçalves, Bruno Coraucci Filho, Henrique de Melo Lisboa

8.1 ODOR EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

As instalações de tratamento de esgotos sanitários podem gerar odores em função dos processos adotados e das condições operacionais empregadas. Por consequência, estas instalações tornam-se indesejáveis às suas vizinhanças, justificando a implementação da gestão das emissões odorantes, seja na adoção de medidas de prevenção na sua produção, ou na ação de tratamento dos gases.

Os maus odores são provenientes de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, ácidos orgânicos etc. Nas estações de tratamento de efluentes líquidos estes compostos estão presentes em diversos níveis operacionais. BONNIN *et al.* (1993) apresenta na Tabela 8.1 os principais pontos de emissão e os níveis de concentração dos odores em uma estação de tratamento de esgotos sanitários.

Tabela 8.1- Emissões de odores nas estações de tratamento de esgotos sanitários

| Pontos na ETE | Concentrações médias (mg/m^3) | |
|-------------------------------------|-----------------------------------|--------|
| | H_2S | NH_3 |
| Estação elevatória | 4,80 | 0,25 |
| Unidades de pré-tratamento | 3,50 | 0,50 |
| Decantador | 0,50 | 0,07 |
| Sistema de lodos ativados | 0,40 | 0,07 |
| Espessador de lodo | 9,80 | 0,80 |
| Sistema de desidratação de lodo | 6,50 | 0,85 |
| Sistema de disposição final de lodo | 0,40 | 7,00 |

Fonte: BONNIN *et al.* (1993)

Em processos anaeróbios de tratamento de esgotos, os compostos odorantes provenientes da atividade bacteriana são: gás sulfídrico, mercaptanas, amônia, aminas com baixo peso molecular, indol, escatol, ácidos graxos voláteis, álcoois, aldeídos, cetonas e ésteres.

Na Tabela 8.2 são apresentadas as características dos principais compostos relacionados aos maus odores. Observa-se que os compostos com enxofre possuem seus limites de detecção e percepção olfativos com reduzidas concentrações, sendo, portanto, os principais compostos responsáveis pelos maus odores. Em segundo grau de importância apresentam-se os compostos com nitrogênio.

Tabela 8.2 - Características dos principais compostos odorantes em estações de tratamento de águas residuárias

| Classe de composto | Composto | Peso molecular (g) | Fórmula química | Característica dos odores | Limite olfativo (mg/N m ³ ar) |
|--------------------|-------------------|--------------------|---|---|--|
| Enxofre | Ácido Sulfídrico | 34,1 | H ₂ S | Ovo podre | 0,0001 a 0,03 |
| | Metilmercaptana | 48,1 | CH ₃ SH | Repolho, alho | 0,0005 a 0,08 |
| | Etilmercaptana | 62,1 | C ₂ H ₅ SH | Repolho deteriorado | 0,0001 a 0,03 |
| | Dimetilsulfeto | 62,13 | (CH ₃) ₂ S | Legumes | 0,0025 a 0,65 |
| | Dietilsulfeto | 90,2 | (C ₂ H ₅) ₂ S | deteriorados | 0,0045 a 0,31 |
| | Dimetildissulfeto | 94,2 | (CH ₃) ₂ S ₂ | Etéreo Pútrico | 0,003 a 0,0014 |
| Nitrogênio | Amônia | 17 | NH ₃ | Picante e irritante | 0,5 a 37 |
| | Metilamina | 31,05 | CH ₃ NH ₂ | Peixe em | 0,0021 |
| | Etilamina | 45,08 | C ₂ H ₅ NH ₂ | decomposição | 0,05 a 0,83 |
| | Dimetilamina | 45,08 | (CH ₃) ₂ NH | Picante, amoniacal | 0,047 a 0,16 |
| | Indol | 117,5 | C ₈ H ₇ NH | Peixe deteriorado | 0,0006 |
| | Escatol | 131,5 | C ₉ H ₇ NH | Fecal, nauseante | 0,0008 a 0,10 |
| | Cadaverina | 102,18 | NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂ | Fecal, nauseante Carne em decomposição | - |
| Ácidos | Acético | 60,05 | CH ₃ COOH | Vinagre | 0,025 a 6,5 |
| | Butírico | 88,1 | C ₃ H ₇ COOH | Manteiga | 0,0004 a 3 |
| | Valérico | 102,13 | C ₄ H ₉ COOH | Suor | 0,0008 a 1,3 |
| Aldeídos e Cetonas | Formaldeído | 30,03 | HCHO | Ocre, sufocante | 0,033 a 1,12 |
| | Acetaldeído | 44,05 | CH ₃ CHO | maçã | 0,04 a 1,8 |
| | Butiraldeído | 72,1 | C ₃ H ₇ CHO | Ranço | 0,013 a 15 |
| | Isovaleraldeído | 86,13 | (CH ₃) ₂ CHCH ₂ C | Fruta, maçã | 0,072 |
| | Acetona | 58,08 | HOCH ₃ COCH ₃ | Fruta doce | 1,1 a 240 |
| Alcoóis e Fenóis | Etanol | 46 | CH ₃ CH ₂ OH | - | 0,2 |
| | Butanol | 74 | C ₃ H ₇ CH ₂ OH | - | 0,006 a 0,13 |
| | Fenol | 94 | C ₆ H ₅ OH | - | 0,0002 a 0,004 |
| | Cresol | 108 | C ₆ H ₄ CH ₃ OH | - | 0,00001 |

8.2 AVALIAÇÃO DOS ODORES

Os odores podem ser avaliados através de técnicas de análises químicas e olfatométricas. As análises químicas identificam e quantificam os compostos responsáveis pelos odores, enquanto que a olfatometria qualifica e apresenta as intensidades odorantes com seus níveis de incômodos. Um ordenamento de amostragens e orientações analíticas sobre gases com maus odores é apresentado na Figura 8.1 (ZURITA, 1999) e a Tabela 8.3 resume os métodos de análises dos compostos químicos (BELLI, 1995).

Tabela 8.3 - Métodos de análise dos compostos.

| Compostos ou famílias químicas | Métodos analíticos |
|--------------------------------|---|
| H ₂ S | Iodométrica, gravimétrica Colorimétrica e cromatografia gasosa |
| Mercaptanas | Gravimétrica - cromatografia gasosa/espectrometria de massa |
| SO ₂ | Volumétrica - cromatografia gasosa/espectrometria de massa |
| NH ₃ | Volumétrica - cromatografia gasosa/espectrometria de massa |
| Aminas | Volumétrica cromatografia gasosa/espectrometria de massa |
| Aldeídos e cetonas | cromatografia gasosa/espectrometria de massa |
| Álcoois | cromatografia gasosa/espectrometria de massa |

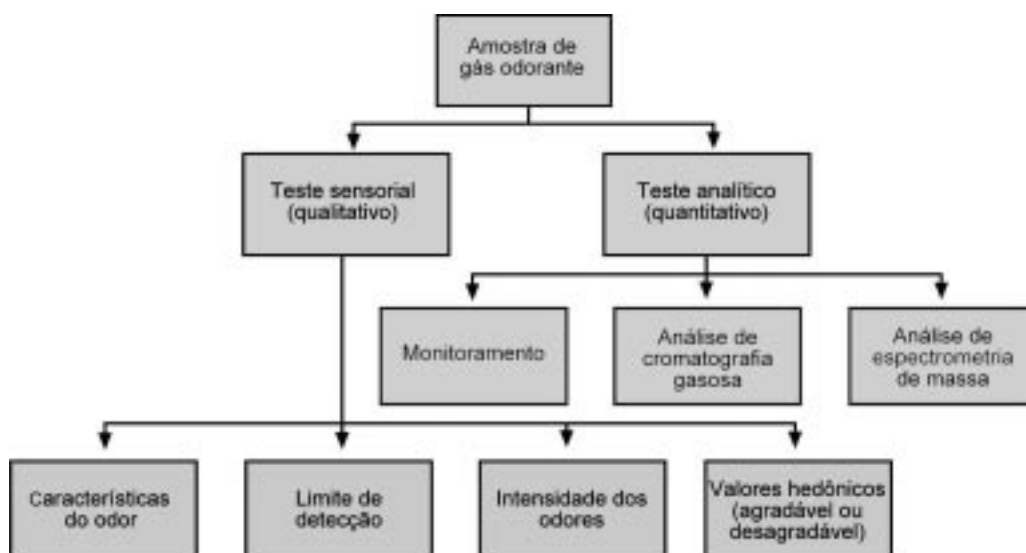


Figura 8.1 - Tipos de testes para a avaliação dos odores

8.3 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE GASES ODORANTES

Ao lado dos processos biológicos, o tratamento de atmosferas poluídas com compostos odorantes pode ser efetuada através de processos físico-químicos: adsorção e absorção. Este último consiste em transferir, por lavagem, os compostos da fase gasosa a uma fase líquida, normalmente aquosa.

8.3.1 *Processo de tratamento de gases por meio de absorção*

Esse processo de tratamento consiste numa absorção, fundamentada na transferência de um gás para uma fase líquida. Este processo é aplicado quando o composto gasoso a ser tratado é estável.

Entretanto, uma reação química pode frequentemente aumentar a transferência de massa. Por exemplo, a utilização de uma solução aquosa em determinado pH, aumenta a solubilidade aparente do produto a transferir, favorecendo uma reação de dissociação. Este processo, denominado lavagem ácido-básica, consiste numa operação de transferência de massa, acompanhada pela reação química de dissociação em formas iônicas solúveis.

Outros exemplos são as lavagens oxidantes. A destruição do poluente pelo oxidante, não somente regenera continuamente a solução de lavagem, como pode igualmente aumentar a taxa de transferência. Algumas vezes pode-se utilizar as duas reações simultaneamente.

8.3.1.1 Principais equipamentos para absorção de gases

Os equipamentos para transferência de compostos da fase gasosa para a fase líquida são chamados de “lavadores de gases” ou “scrubbers”.

A performance dos lavadores depende do tempo de residência do gás no equipamento, da área interfacial e das propriedades físico-químicas dos compostos odorantes a eliminar. A Tabela 8.4 apresenta algumas informações sobre os diversos equipamentos existentes.

O equipamento mais comumente utilizado é a coluna com material de enchimento. Ela funciona predominado com predominância do fluxo a contra corrente e apresenta um custo relativamente baixo.

As colunas de prato podem ser utilizadas quando o material de enchimento do reator encontra limites: entupimento ou vazão líquida insuficiente para garantir alta umidade no interior. Possui custo elevado, salvo para os grandes diâmetros (diâmetro da torre > 1,5 m). Apresenta outras desvantagens: tendência a formar lamas ou emulsões estáveis, maior perda de carga, maior volume de líquido de absorção, baixa flexibilidade, sobretudo no caso de placas perfuradas.

As colunas de aspersão são utilizadas apenas quando a resistência à transferência de massa está inteiramente no filme gasoso (compostos muito solúveis em fase líquida). A eficiência é frequentemente menor, uma vez que as gotas tem tendência a coalescer, levando a uma redução da superfície de troca.

As Colunas de atomização são uma variante das torres de aspersão, são mais eficientes, entretanto, quando funcionam na mesma corrente dos gás-líquido elas têm uma eficiência limitada.

Os lavadores do tipo venturi são sistemas “convergente-divergente”, por onde passa o gás a ser tratado. No tipo injetor, a energia é fornecida ao líquido que, ao se pulverizar, se mistura, lavando o gás a tratar. No tipo venturi clássico, a energia é fornecida ao gás, que pulveriza o

líquido que se projeta na garganta do venturi, por intermédio de vários bicos. A velocidade do gás no estreitamento é elevada (30 a 100 m/s), o diâmetro das gotas é pequeno e as perdas de carga atingem 0,05 a 0,1 bar. O dimensionamento e a regulação deste tipo de aparelho exigem atenção do projetista. Como a área interfacial é elevada, são apropriadas às operações que impliquem numa reação química rápida no filme líquido.

Os misturadores estáticos são contactadores diretamente colocados nas tubulações. Eles apresentam áreas de trocas e k_L muito elevados. Por outro lado, as perdas de carga são elevadas (0,1 a 0,4 bares). Eles são ainda pouco utilizados e mal conhecidos quando a fase contínua é um gás. Eles podem ser utilizados por uma instalação muito compacta em presença de uma reação química.

Tabela 8.4 – Principais características dos equipamentos de lavagem de gases

| Sistema | Aplicação | Perdas de carga e custos energéticos | k_L (m/s) | k_G (m/s) | a (m ² /m ³) |
|-------------------------|--|--------------------------------------|---------------------------|------------------------|--|
| Coluna com pulverização | Para compostos muito solúveis | Pequenos | 0,01 a 2×10^{-4} | 1 a 5×10^{-2} | 10 a 100 |
| Coluna com enchimento | Sistema clássico para todas as situações | Médios | 0,5 a 5×10^{-5} | 1 a 5×10^{-2} | 50 a 400 |
| Coluna com pratos | Vazão de gases reduzida | Médios | 0,5 x 1×10^{-4} | 1 a 5×10^{-2} | 25 a 500 |
| Venturi | Recomendado para as reações químicas | Elevados | 5 a 1×10^{-3} | 1 a 3×10^{-2} | 500 a 20.000 |
| Misturador estático | Recomendado para as reações químicas | Elevados | 0,2 a 1×10^{-4} | | 5000 a 50.000 |
| Torre de atomização | Para compostos com muita solubilidade | Pequenos | 1 a 6×10^{-3} | | 1 a 30 |

8.3.1.2 Critérios e parâmetros de dimensionamento de um reator de absorção

a) Verificação do problema

As orientações básicas para o dimensionamento de reatores de absorção são apresentadas por LAPLANCHE (1999). A finalidade de um aparelho de contato gás-líquido é o de transferir o máximo de compostos da fase gasosa para a fase líquida, nas melhores condições econômicas de construção e operação. Os compostos suscetíveis de serem tratados são muito numerosos e pertencem às seguintes famílias químicas:

- compostos com enxofre : gás sulfídrico e mercaptanas;
- compostos nitrogenados: amoníaco, aminas alifáticas, cíclicas, aromáticos;
- derivados carbonilados: cetonas, acetaldeído, butiraldeído, valeraldeído;
- ácidos: butírico, valérico, caproico;
- fenóis e os cresóis.

Na transferência de fases, que é baseada na teoria do filme duplo gás-líquido, deve ser considerado o que preconiza a Equação 8.1.

$$dN = k_L a \times dv \times E \times (C^* - C) \quad (8.1)$$

na qual:

dN: taxa de transferência de gás

$K_L a$: constante específica de superfície

dv: volume elementar da transferência de fases

E: coeficiente de aceleração de transferência de massa

$C^* - C$: gradiente de transferência do gás no meio líquido

C^* : Concentração do gás na interface do filme

C: Concentração de gás na fase líquida

O projetista poderá melhorar a eficiência de troca de massa por uma ou várias das seguintes ações:

- aumentar o valor do $k_L a$, que depende da turbulência (k_L) e da aparelhagem (a) (Ver Tabela 8.4);
- aumentar o coeficiente de aceleração da transferência de massa E. Para isto, será necessário que ocorra uma reação química rápida junto à fase líquida;
- aumentar o volume do aparelho de transferência;
- aumentar o gradiente de transferência do gás no meio líquido ($C^* - C$). Este gradiente é função da solubilidade do gás na fase líquida

Entretanto, a escolha do processo de tratamento de gases deverá levar em conta as seguintes condições:

- o tamanho da aparelhagem que se traduz em custos de investimento;
- o consumo energético;
- o consumo e destino das soluções de lavagem e dos reativos.

b) Seleção e dimensionamento do meio de contato

Quatro são as etapas para se dimensionar o meio de contato gás-líquido escolhido:

1. pesquisa ou estimativa dos dados que permitam estabelecer os balanços de massa;
2. cálculo do diâmetro da coluna de transferência (baseado na hidrodinâmica da coluna);
3. determinação da altura da coluna de transferência. Ela pode ser calculada :
 - pela determinação da altura de um estágio teórico e do número de estágios teóricos necessários para a transferência desejada;
 - pela determinação da altura de uma unidade de transferência e do número de unidades de transferência;
 - pela utilização da fórmula geral de transferência com uma estimativa do gradiente de transferência médio;
 - pelo cálculo, passo a passo, a partir de uma extremidade da coluna, resolvendo os balanços de massa e térmicos;
4. determinação da perda de carga através da instalação.

c) Seleção do líquido de absorção do lavador de gases

Nas operações de tratamento de atmosferas por absorção gás-líquido a escolha do líquido de lavagem é a chave do sucesso da operação. As qualidades de um bom solvente são as seguintes:

- solubilidade elevada, de modo a aumentar a transferência e minimizar a quantidade de solvente utilizado. Se a solubilidade é muito elevada, o processo será controlado pela transferência, por meio do filme gasoso. Se o composto é pouco solúvel, o processo será controlado por meio do filme líquido;
- volatilidade do gás a mais baixa possível, de modo a não gerar uma poluição secundária eventual;
- viscosidade a mais baixa possível;
- boa estabilidade química em relação aos compostos absorvidos ;
- ausência de toxicidade e baixo custo.

O líquido de absorção mais utilizado é o solvente aquoso. Entretanto, a solubilidade dos compostos odorantes na água pura é baixa, na maior parte do tempo, e utilizam-se soluções contendo reagentes químicos (ácidos, bases e oxidantes) permitindo, por sua vez:

- aumentar a solubilidade aparente dos compostos a eliminar;
- gerar um coeficiente de aceleração da transferência de massa E (ver Equação 8.1);
- transformar, em alguns casos, as moléculas odorantes em compostos não odorantes e não tóxicos.

Os principais reagentes para as soluções de absorção são:

- ácidos (H_2SO_4 , HCl), para tratar os compostos nitrogenados;
- básicos ($NaOH$, KOH), para solubilizar os compostos de enxofre, os ácidos e os fenóis;
- oxidantes (peróxido de hidrogênio, ácido hipocloroso, ozônio), para transformar o conjunto dos compostos odorantes;
- redutores (bissulfito de sódio), suscetíveis de reagir com certos compostos carbonatados.

Cada família de compostos necessita de condições de tratamento particulares. Um tratamento por lavagem é constituído de colunas colocadas em série, cada uma delas específica para eliminar uma família de compostos.

e) Modelo simplificado para determinar a altura de uma coluna de lavagem

A altura de uma coluna de lavagem (H_c) depende da eficiência, da circulação dos fluidos e da capacidade do composto a ser tratado e a ser transferido para o líquido de lavagem.

É necessário, em todos os casos, conhecer ou fixar as condições de entrada e de saída da coluna (vazão das fases e concentrações dos poluentes), as relações de equilíbrio e certas características do material de contato, pela Equação 8.1 (k_{La} , k_L , a). Duas hipóteses teóricas permitem fixar a altura da coluna de lavagem:

- Determinação do número teórico de estágios (N_{te}), necessário para obter uma determinada eficiência de tratamento;
- Determinação do número de unidades de transferência (N_{ut}), necessário para um tratamento, e da altura de uma unidade de transferência (H_{ut}). Neste caso, a altura da coluna de lavagem será : $H_c = H_{ut} \times N_{ut}$.

f) Tecnologia das colunas de absorção com material de enchimento

As colunas são reatores clássicos utilizados para tratar por absorção um poluente gasoso. Elas são recomendadas no caso de reações químicas lentas, porque a eficiência de contato seria limitada pelas possibilidades de transferência. A Figura 8.2 ilustra uma concepção de torres com material de enchimento. Uma torre de absorção com material de enchimento é composta de um corpo, em geral cilíndrico, contendo :

- um compartimento para recirculação do líquido de lavagem, na parte inferior, com volume equivalente à vazão de bombeamento durante 90 segundos;
- uma entrada de gás;
- uma grade de suporte do material de enchimento;
- uma ou mais repartições da torre para o material de enchimento;
- um sistema de distribuição de líquidos com recirculação;
- um removedor de gotas, capaz de eliminar as gotas carregadas pelo gás.

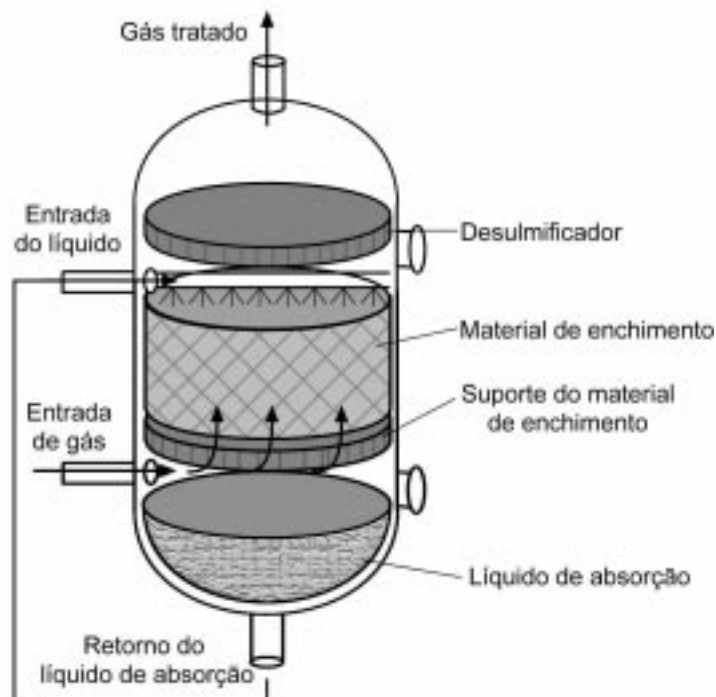


Figura 8.2 - Esquema de torre de absorção com material de enchimento.

Grade de suporte

A grade de suporte tem um duplo papel: suportar o peso do material de enchimento e do líquido retido e assegurar uma distribuição dos fluidos na parte baixa da torre. Para este último papel é importante que a grade suporte tenha uma fração de vazios da ordem de 75% e permita uma distribuição bem homogênea.

Material de enchimento

O material de enchimento é o elemento essencial para o contato gás-líquido. Sua escolha se dá em função de vários critérios: eficiência, preço, operacionalidade e hidrodinâmica da coluna. A forma e as características dos principais materiais de enchimento são dadas na Tabela 8.5.

Tabela.8.5 - Características de materiais de enchimento

| Material de enchimento | Tamanho (10^{-3} m) | Densidade do leito (kg/m^3) | Superfície específica (m^2/m^3) | Índice de vazios (%) | Fator de enchimento (m^2/m^3) |
|--------------------------|------------------------|--|---|----------------------|---|
| Anel de Rachig cerâmico | 6 | 960 | 794 | 62 | 5250 |
| | 9 | 970 | 575 | 64 | 3280 |
| | 12 | 880 | 368 | 67 | 2100 |
| | 19 | 800 | 240 | 69 | 840 |
| | 25 | 770 | 200 | 71 | 525 |
| | 31 | 730 | 190 | 71 | 410 |
| | 38 | 680 | 130 | 73 | 310 |
| | 50 | 650 | 95 | 74 | 210 |
| | 76 | 560 | 70 | 78 | 120 |
| Anel de Raschig plástico | 25 | - | 193 | - | 456 |
| | 38 | - | 122 | - | 278 |
| | 51 | - | 102 | - | 190 |
| Anéis Pall cerâmico | 25 | - | 220 | 73 | 278 |
| | 38 | - | 165 | 76 | 158 |
| | 51 | - | 120 | 77 | 112 |
| | 76 | - | 105 | 78 | 72 |
| Anel Pall plástico | 25 | 112 | 341 | 87 | 320 |
| | 38 | 88 | 207 | 90 | 170 |
| | 50 | 76 | 128 | 91 | 130 |
| | 88 | 68 | 102 | 92 | 82 |
| | | 64 | 85 | 92 | 52 |
| Intalox cerâmico | 6 | 860 | - | 65 | 2400 |
| | 9 | 800 | - | 67 | 1080 |
| | 12 | 730 | - | 71 | 660 |
| | 19 | 700 | 300 | 73 | 475 |
| | 25 | 670 | 250 | 73 | 300 |
| | 38 | 620 | 150 | 76 | 170 |
| | 50 | 600 | 110 | 76 | 130 |
| | 76 | 570 | - | 79 | 72 |
| Super Intalox cerâmico | Nº 1 | 96 | 207 | 90 | 210 |
| | Nº 2 | 60 | 108 | 93 | 108 |
| | Nº 3 | 52 | 88 | 94 | 52 |
| Super Inatalox plástico | 25 | - | - | - | 131 |
| | 50 | - | - | - | 92 |
| Tellerettes plástico | 25 | - | 300 | 75 | 110 |
| | 50 | - | 110 | 90 | 50 |

Fonte : LAPLANCHE (1999)

Os Anéis Rachig são caracterizados por sua superfície geométrica que difere com frequência da sua superfície ativa, em razão da presença de elementos químicos preferenciais (sua forma beneficia um efeito centrífugo, dirigindo o líquido em direção às paredes).

Os Anéis Pall são caracterizados pelo número de pontos de contato entre os elementos do material de enchimento no empilhamento. Uma gota continuamente se forma a cada ponto de contato e cria uma superfície ativa. Caminhos preferenciais não existem nesta categoria.

Cada guarnição de material de enchimento é caracterizada por um fator “F”, dito fator de enchimento que, para os Anéis Rachig, depende de suas formas geométricas A/E^3 (sendo “A” a superfície específica e “E” a porosidade do material de enchimento). O fator “F” é, atualmente, determinado experimentalmente. Este fator é utilizado nos cálculos que levam à determinação do diâmetro da coluna. O diâmetro do material de enchimento (d_p) está relacionado ao diâmetro D_c da coluna. Admite-se, em geral, que é necessário respeitar a seguinte condição :

$$12 < \frac{D_c}{d_p} < 60 \quad (8.2)$$

na qual:

D_c : diâmetro da coluna

d_p : diâmetro do material de enchimento

Sistema de distribuição do líquido

Para um bom funcionamento da coluna, o líquido deve formar uma película contínua sobre a superfície do material de enchimento. A obtenção desta película sobre toda a seção da coluna depende da boa distribuição do material de enchimento. Para tanto, recomenda-se que a distribuição seja em camadas, com um mínimo de 50 pontos de distribuição por m^2 de seção de coluna, ou, preferencialmente, por meio de aspersores.

Removedor de gotas

O gás, circulando em contra corrente ao líquido, pode carregar as gotas mais finas deste último. O ar circulando, por exemplo, a uma velocidade de 1 m/s dentro da torre, carrega as gotas de um diâmetro inferior a 1,0 mm. O distribuidor de líquido, localizado no topo da coluna, deve estar, portanto, imperativamente abaixo de um elemento removedor de gotas de dimensões de 0,05 à 0,5 mm, por onde atravessam e são removidas. Utilizam-se, para isto, removedores de gotas tipo colchão ou chicanas.

O funcionamento destes removedores de gotas é ligado ao efeito do choque dos fluidos sobre um elemento encontrado. Sob efeito do choque, o gás, mais leve, é desviado e continua seu caminho. O líquido, mais pesado e possuindo, portanto, uma energia cinética superior (um fator $F = 1000$), é impactado no elemento removedor de gotas. A eficiência do removedor de gotas está ligada à - velocidade de passagem, fator importante da energia transportada pelas gotas.

Para um sistema ar/água, a velocidade de arraste varia de 3 a 5 m/s, dependendo do tipo de removedor de gotas. Para os colchões e chicanas clássicas, adota-se, em geral, para evitar este arraste e reentrada, velocidades de 2,5 a 2,8 m/s.

g) Hidrodinâmica de uma torre de enchimento

A hidrodinâmica das colunas de enchimento deve responder às seguintes questões (LAPLANCHE, 1999):

- Qual é a velocidade ótima de passagem do gás? (já que esta influencia na determinação do diâmetro da coluna)
- Qual é a taxa de umidade do material ? (A fração do material de enchimento recoberta pelo filme líquido confere umidade ao meio e é um dos elementos a se considerar para caracterizar a eficiência da coluna)
- Qual é a perda de carga na coluna?
- Qual é a retenção líquida dentro da coluna com material de enchimento ?

8.3.2 Processo de tratamento de gases através de adsorção

A adsorção, é um dos processos de tratamento mais empregados e compreende a transferência de um gás para um meio sólido. Neste processo, uma etapa suplementar é necessária para a regeneração do material suporte e recuperação dos produtos adsorvidos. Muitos trabalhos sobre esta tecnologia são apresentados, destacando-se: RUTHVEN (1984), NOLL *et al.* (1992) e TIEN (1994).

8.3.2.1 Aspectos sobre a adsorção

A adsorção corresponde à transferência de uma molécula de uma fase gasosa para uma fase sólida. Este fenômeno obedece as leis de equilíbrio entre a concentração na fase gasosa e a concentração na fase sólida, relacionada com a superfície do material adsorvente. A adsorção é realizada de forma instantânea e é um fenômeno com baixa energia. O mecanismo envolve as seguintes etapas :

- transferência do fluido em direção à camada limite gasosa e o material poroso;
- difusão da molécula, através desta camada limite;
- difusão da molécula no interior dos poros do material adsorvente.

Para realizar a adsorção de substâncias odorantes, diferentes materiais porosos podem ser utilizados. O carvão ativado aparece como a categoria de adsorvente mais empregada, apresentando-se sob as seguintes formas: em pó, granular, combinado com tecidos ou em fibras.

8.3.2.2 Critérios de dimensionamento de um reator de adsorção

A depuração de um gás com um material adsorvente se realiza ao passar o fluxo gasoso através do material de adsorção. Os poluentes são adsorvidos e saturam o material sólido. A capacidade de adsorção de um filtro e a sua eficiência dependem dos parâmetros a seguir :

- quantidade adsorvida no equilíbrio,
- velocidade e taxa de adsorção,
- percentagem volumétrica utilizada do filtro.

Não existem regras precisas para o dimensionamento de unidades de adsorção por carvão ativado. Deve ser considerada a capacidade de adsorção do material poroso, que está relacionada com as condições cinéticas do material poroso.

Para avaliar a seção de um filtro de adsorção, deve-se considerar a velocidade de passagem do gás, calculada em relação à coluna sem meio suporte: 500 m/h para compostos poucos adsorvidos e 1.000 a 2.000 m/h para os facilmente adsorvidos. O tempo de contato é da ordem de 0,1 a 5 segundos.

Para avaliar a quantidade de material a ser utilizado e para definir-se a altura da coluna, é necessário determinar a concentração inicial do gás, a concentração de equilíbrio e o tempo do ciclo de regeneração do material adsorvente.

O dimensionamento de um filtro adsorvente é feito em função de três parâmetros:

- vazão de ar a tratar;
- qualidade do poluente a eliminar;
- concentrações dos poluentes odorantes.

Para determinar a perda de carga no meio filtrante e, conseqüentemente, a potência do compressor ou do ventilador, deve-se conhecer as características do suporte de adsorção (tamanho do grão, quantidade de vazios etc) e as condições de operação.

8.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE GASES ODORANTES

8.4.1 Princípios

O princípio biológico de tratamento de gases (biodesodorização) é datado depois de 1920 (MARSH, 1994). Seu princípio reproduz os processos que são realizados naturalmente nos solos e nas águas. Os processos biológicos de tratamento de gases consistem na transferência de compostos voláteis, com maus odores, para uma fase líquida e, em seguida, na degradação, por meio de microrganismos. Aplica-se este processo para produtos biodegradáveis e relativamente solúveis em soluções aquosas.

8.4.2 Biodegradabilidade

Dependendo do composto gasoso, as reações de degradação biológica podem ser lentas ou rápidas. Os compostos recalcitrantes possuem uma degradação biológica lenta e alguns podem ser persistentes (compostos xenobióticos).

A biodegradabilidade de um composto depende das funções químicas que o constituem. A Tabela 8.6 apresenta uma classificação das principais famílias químicas, de acordo com a cinética de biodegradação (BOHN, 1993). Os mecanismos de degradação de amônia (NH_3) e gás sulfídrico (H_2S), principais compostos responsáveis pela produção de maus odores em estações de tratamento de esgotos, são apresentados na Figura 8.3.

Tabela 8.6 - Velocidade de biodegradabilidade de compostos voláteis.

| Velocidade de biodegradação | Compostos e famílias |
|-----------------------------|---|
| Alta | Alcóois, aldeídos, cetonas, ésters, éteres, ácidos orgânicos, aminas, mercaptanas, H_2S , NO_x , SO_2 , HCl , NH_3 , PH_3 , SiH_4 , HF |
| Baixa | Hidrocarbonetos, fenóis, cloreto de metila |
| Muito baixa | Hidrocarbonetos halogenados, hidrocarbonetos poliaromáticos, CS_2 |

Fonte: BOHN (1993).

As cinéticas de degradação dos compostos são bem representadas pela lei consolidada de Michaelis-Menten. O pH e a temperatura são dois parâmetros importantes sobre as cinéticas de degradações. A maioria dos microrganismos responsáveis pela degradação biológica dos compostos odorantes se desenvolve em pH de 6 a 9 (LI *et al.*, 1996). Estes microrganismos atuam principalmente na faixa de temperatura mesofílica e se desenvolvem em temperaturas entre 10 a 65 °C, sendo a condição ótima a 37 °C.

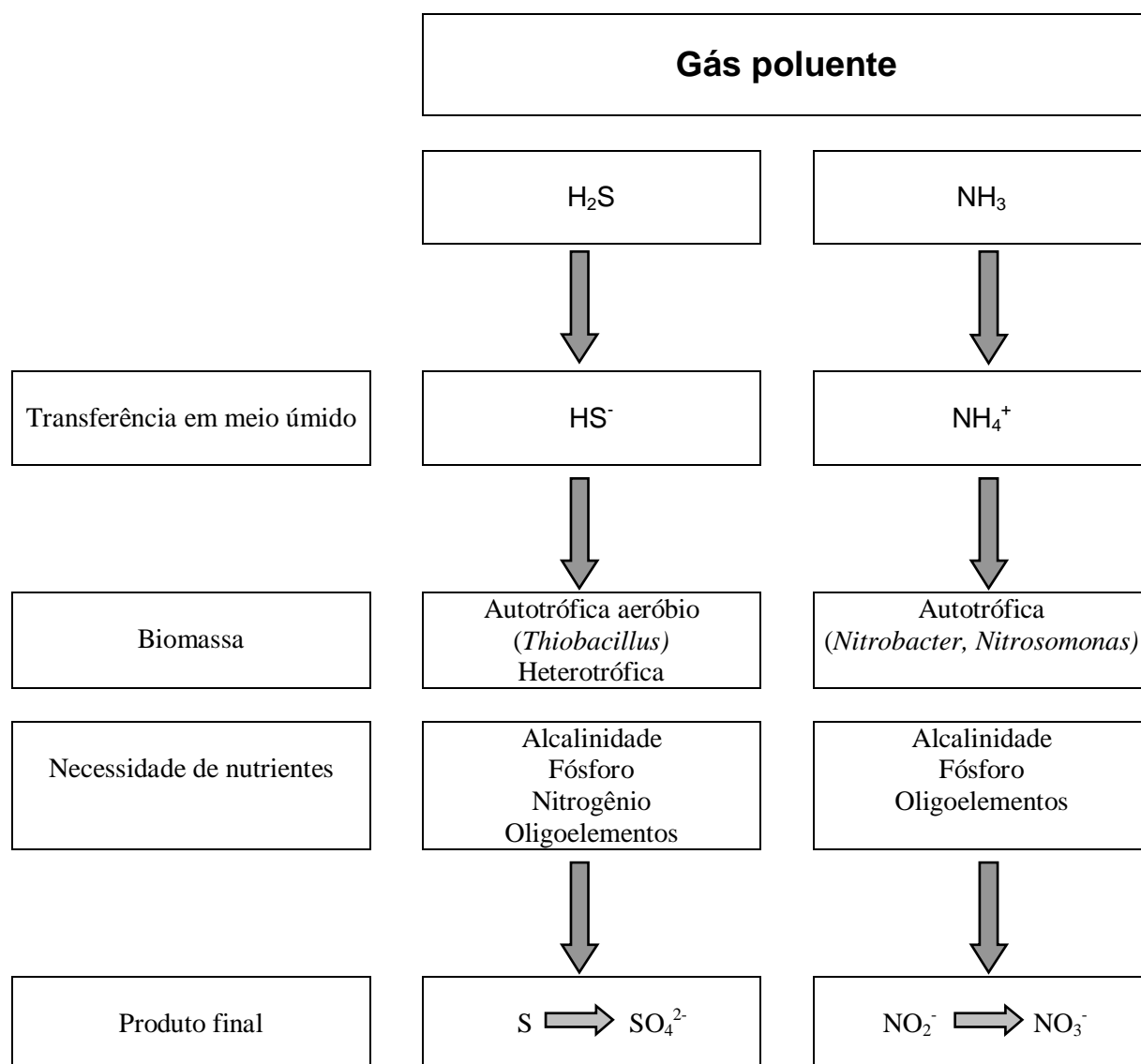


Figura 8.3 - Mecanismos biológicos para eliminar H_2S e NH_3
 Fonte: adaptado de BELLI FILHO (1995)

8.4.3 Processos biológicos de tratamento de gases

Existem três grupos de processos biológicos de tratamento de gases. Eles se diferem segundo as características móveis ou estáticas da fase aquosa e da biomassa no interior do reator biológico. A Tabela 8.7 identifica os tipos dos reatores e a Figura 8.4 ilustra as suas configurações.

Tabela.8.7 - Processos biológicos de tratamento de gases

| Microflora (biomassa) | Fase aquosa | |
|--------------------------|---------------|-----------|
| | Móvel | Estática |
| Livre | Biolavador | - |
| Imobilizada | Biopercolador | Biofiltro |

Fonte: OTTENGRAF e DIKS (1990)

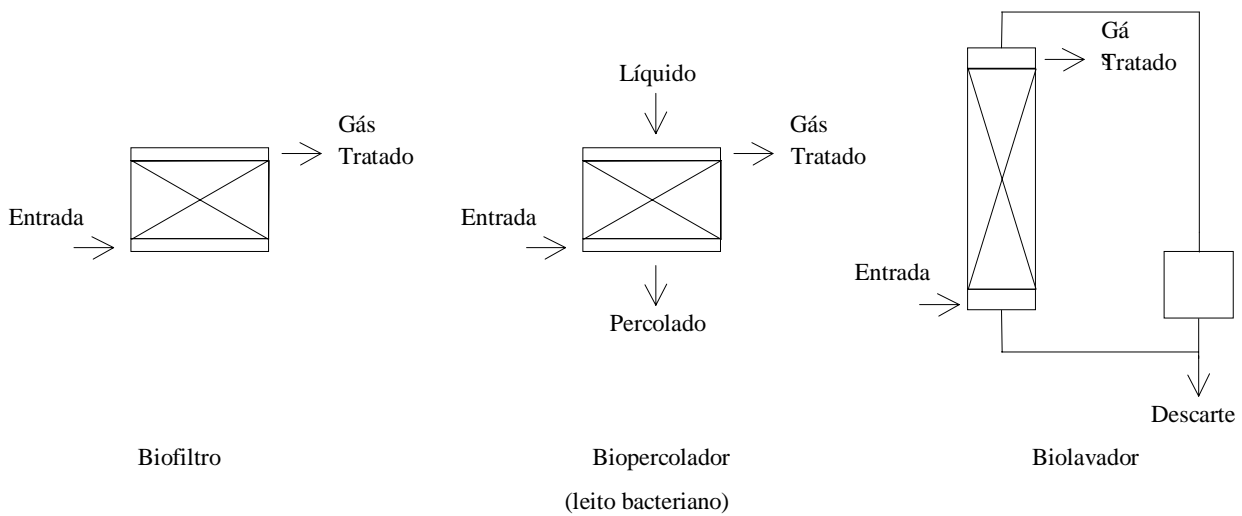


Figura 8.4 - Configurações dos principais processos biológicos de tratamento de gases. (LAPLANCHE, 1999)

8.4.3.1 Biofiltro

O princípio de funcionamento do biofiltro é a passagem de um gás, carregado com poluente, através de um meio suporte úmido, geralmente de origem natural, onde estão fixados os microrganismos, conforme Figura 8.5.

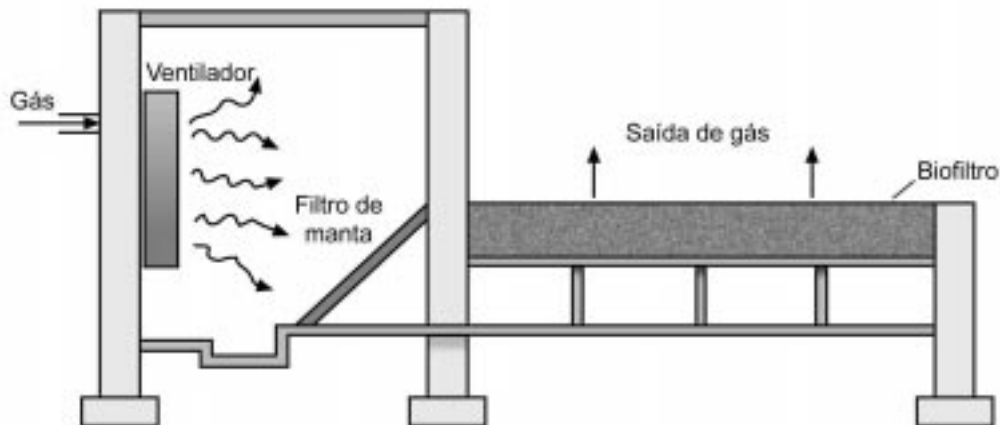


Figura 8.5 - Esquema de um biofiltro (MARTIN, 1991)

a) Suporte bacteriano

O suporte bacteriano, ou enchimento do biofiltro, deve ser cuidadosamente selecionado. Além de ser constituído de um suporte onde a biomassa é fixada, deve determinar a transferência de massa entre as diferentes fases (gás, líquida e sólida) e o escoamento dos fluidos dentro dos reatores. Este material deve possuir :

- forte capacidade de retenção líquida;
- grande superfície específica;
- capacidade de manter elevada permeabilidade ao longo do tempo;
- composição química variada;
- pH neutro e poder tampão para as situações de produtos ácidos.

O meio suporte pode ser constituído de produto natural (turfa, solo, composto), construído com material único ou com mais de um material (misturado), pois necessita de grande quantidade de biomassa.

Em função da natureza e das concentrações dos produtos odorantes a serem tratados, as proporções de material fibroso/agentes estruturantes podem variar (GOLSTEIN, 1996). Para gases concentrados, deve ser aumentada a quantidade de biomassa e aplicado um meio filtrante rico em fibras e ativo biologicamente. Para meios filtrante clássicos de turfa/cavacos de madeira, a durabilidade é da ordem de 5 anos.

b) Parâmetros de funcionamento

Inoculação/semearura

Os materiais filtrantes são de origem natural e são normalmente ricos em microrganismos. No entanto, a adição de uma semeadura como um inóculo adaptado aos compostos a serem degradados é aconselhado para reduzir o tempo de seleção e adaptação da biomassa ao ambiente.

Concentração

A concentração dos poluentes é um parâmetro limitante à aplicação do biofiltro. Uma concentração muito elevada poderá proporcionar efeitos tóxicos sobre a biomassa. Fixa-se a concentração de 1 g/m³ de ar como concentração limitante para compostos orgânicos voláteis.

pH

Considerando que os produtos a serem degradados geralmente são ácidos (gás sulfídrico, halogenados), é aconselhado corrigir o pH para valor neutro (LE CLOIREC *et al.*, 1991).

Temperatura

A temperatura tem influência sobre a biomassa e sobre a solubilidade do gás dentro da fase líquida. É aconselhado operar o biofiltro à temperatura ambiente.

Umidade

Para a atividade biológica e a absorção do gás, é indispensável uma umidade de 40 a 60 %. Para tanto, uma aspersão é usualmente realizada, de forma controlada, para evitar a colmatção do biofiltro.

c) Dimensionamento do biofiltro

Na maioria dos projetos, é utilizada uma instalação experimental para dimensionar os biofiltros em escala industrial. A Figura.8.6 apresenta um organograma simples, que permite estimar as dimensões de um biofiltro em escala industrial, seguindo as recomendações de um estudo piloto (LAPLANCHE, 1999).

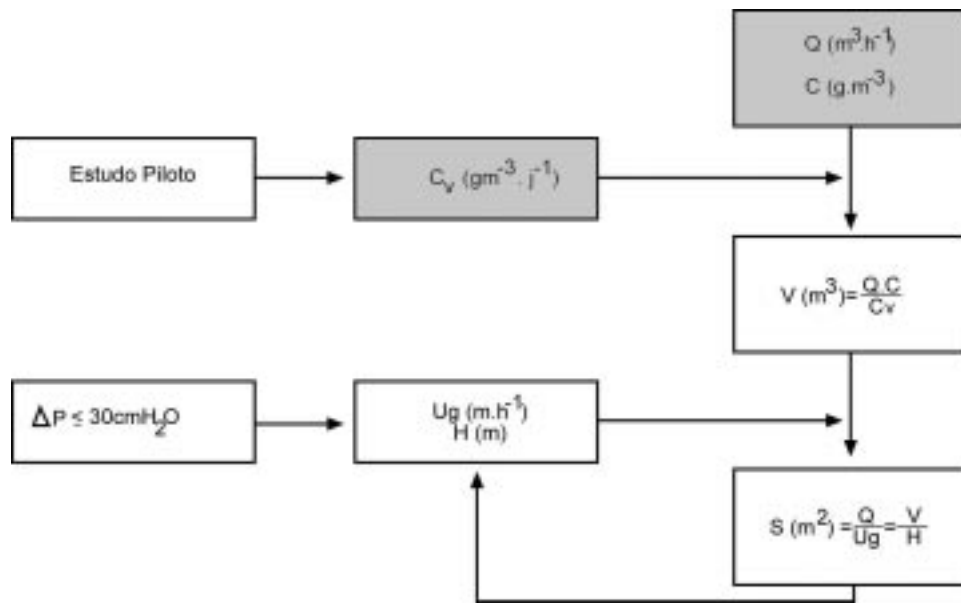


Figura 8.6 – Princípio de dimensionamento de unidades de filtração (LAPLANCHE, 1999).

A vazão de ar “Q” a tratar e as concentrações “C” dos poluentes são impostas. Em função da natureza dos poluentes, eles podem ser facilmente biodegradáveis e solúveis na água. Após a realização de estudos piloto determina-se a carga volumétrica “C_v”, onde o tempo de contacto “T” do gás no reator é determinado. Na prática C_v varia de 10 a 100 g/m³.h. O volume do biofiltro é dado pela Equação 8.3:

$$V = \frac{Q.C}{C_v} \quad (8.3)$$

na qual:

V: volume do biofiltro (m³)

Q: vazão de ar (m³/h)

C: concentração do poluente (g/m³)

C_v: carga volumétrica (g/m³.h)

As perdas de cargas devem ser inferiores a 0,3 m de coluna de água por metro de leito filtrante (LI *et al.*, 1996), e impondo para uma altura “H” a velocidade de passagem do gás “U_g”. As dimensões da superfície “S” do biofiltro são calculadas com o auxílio da Equação 8.4:

$$S(m^2) = \frac{Q}{U_g} = \frac{V}{H} \quad (8.4)$$

na qual:

S: área superficial do biofiltro (m²)

Q: vazão de ar (m³/h)

U_g: velocidade de passagem do gás (m/h)

V: volume do biofiltro (m³)

H: altura do biofiltro (m)

Os valores dos parâmetros de funcionamento, frequentemente utilizados, são apresentados na Tabela 8.8. A Tabela 8.9 apresenta as cargas de massa “ C_m ” de diversos compostos odorantes que podem ser tratados através da biofiltração.

Tabela 8.8 - Parâmetros de funcionamento de biofiltros

| Valores | T (segundos) | U_g (m/h) | C_v (g/m ³ .h) |
|---------|--------------|-------------|-----------------------------|
| Mínimo | 5 | 30 | 10 |
| Máximo | 950 | 500 | 100 |

Fonte : MICLELSEN (1995) e LI *et al.* (1996)

Tabela 8.9 - Carga de massa (C_m) máxima de compostos

| Compostos | C_m (g/kg.d) | Compostos | C_m (g/kg.d) |
|------------------|----------------|-----------------------------------|----------------|
| Metilformiato | 35,0 | Tolueno | 1,58 |
| H ₂ S | 5,0 | (CH ₃) ₂ S | 0,38 |
| Butanol | 2,4 | NH ₃ | 0,16 |

Fonte : WILLIANS *et al.* (1992)

8.4.3.2 Biopercolador

O biopercolador (leito bacteriano) se distingue do biofiltro pela circulação contínua de uma fase líquida, a favor ou contra corrente, no meio suporte bacteriano, conforme ilustrado pela Figura 8.7. Geralmente, o líquido é recirculado ao reator após passar por uma etapa de redução de concentração.

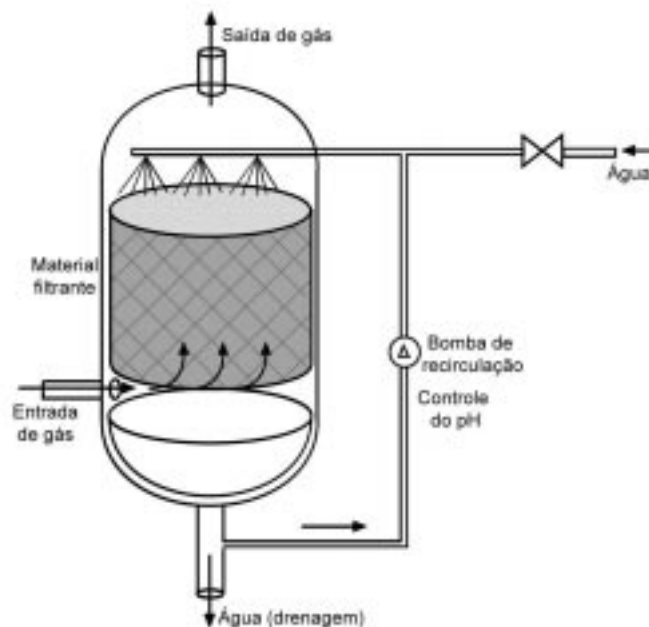


Figura 8.7 - Esquema de um biopercolador (LAPLANCHE, 1999).

a) Suporte bacteriano

O suporte bacteriano (meio inerte) deve permitir boa interação entre a biomassa, permitindo as ações dos mecanismos físico, químico e biológico para a biodesodorização. A retenção do

líquido neste material deve ser suficiente para assegurar a solubilização e o desenvolvimento de uma biomassa. Eles devem proporcionar a geração de pequena perda de carga. Os materiais suporte podem ser : cubos de poliuretano, enchimento com meio plástico, bolas de vidro etc.

b) Parâmetros de funcionamento

- inoculação/semearura: obrigatório para o desenvolvimento dos leitos bacterianos sobre o meio suporte;
- Vazão do líquido: maior que $20 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$;
- Vazão de descarte do líquido em função de sua saturação
- Nutrientes e pH: relação C/N/P da ordem de 100/5/1 e pH próximo de neutro.

8.4.3.3 Biolavador

Contrariamente aos outros processos biológicos de tratamento de gás, apresentados anteriormente, o biolavador é constituído de dois elementos, conforme apresentado na Figura 8.8: um contactador gás/líquido e um reator biológico/decantador, não dispondo de um meio suporte para a fixação dos microrganismos. Esta tecnologia permite um tempo de contato para os compostos absorvidos mais longo que no biofiltro e no biopercolador. A biolavagem se aplica ao tratamento de produtos voláteis solúveis, onde a biodegradação é lenta.

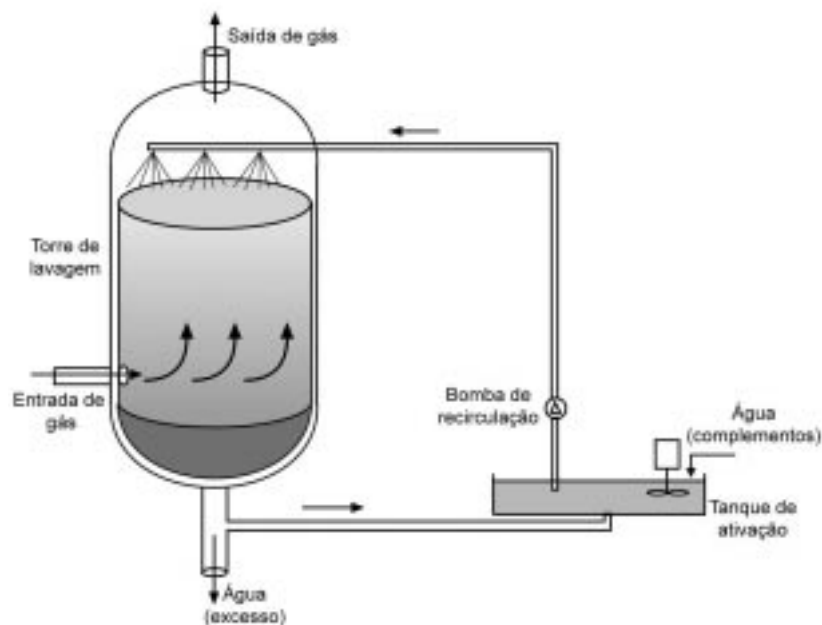


Figura 8.8. Esquema do princípio de um biolavador. (LAPLANCHE, 1999).

8.5 ASPECTOS ECONÔMICOS

A aplicação de uma tecnologia deve considerar diversos fatores, dentre os quais destacam-se os custos de investimentos necessários à sua implantação, operação e manutenção. Pode-se observar, na Tabela 8.10, informações comparativas de processos, dos quais os que exigem menor investimento são os processos biológicos, principalmente o biofiltro. Porém, atualmente este processo não se aplica ao tratamento de todos os gases ou em situações em que ele não será eficiente.

Tabela 8.10 - Processo de tratamento de gases, custos de investimentos e funcionamento.

| Processos | Investimento (US\$/m ³ /h) | Funcionamento (US\$/1000 m ³) | Custo total (US\$/1000 m ³) |
|------------------------|--|--|--|
| Incineração térmica | 5,27 a 6,15 | 0,61 a 0,75 | 4,0 (custo somente de combustível) |
| Incineração catalítica | 6,15 a 7,03 | 0,57 a 0,66 | - |
| Adsorção | 2,20 a 8,79 | 0,22 a 0,44 | 0,66 (inclui a regeneração por aquecimento) |
| Absorção | 3,52 a 4,40 | 0,35 a 0,44 | 4,2 (combinado com Cloro) |
| Ozonização | 2,64 a 3,52 | 0,18 a 0,26 | 4,2 |
| Biofiltro | | | |
| – Aberto | 1,32 a 4,40 | 0,13 a 0,22 | 0,6 |
| – Fechado | | | |

(1) Fonte: LECLOIREC *et al.* (1991)

8.6 APLICAÇÕES DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE GASES ODORANTES

8.6.1 Biofiltro com turfa

Trabalhos sobre a aplicação de metodologias para eliminar odores são conduzidos pela Universidade Federal de Santa Catarina e apoiados pelo PROSAB. Dentre as possibilidades tecnológicas, é aplicada a biodesodorização, por meio de biofiltro com leito de turfa, para o tratamento de gases odorantes de reatores anaeróbios (CARVALHO, 2001). O reator anaeróbio de 10 m³ de volume tratou esgotos sanitários integrados com efluentes líquidos de um restaurante que processava diariamente 2000 refeições. Os resultados da aplicação da biofiltração para desodorizar este processo apresentaram valores e informações significativas sobre a boa eficiência do biofiltro na remoção de H₂S e na redução dos odores, conforme Figuras 8.9 e 8.10. Com a utilização de um biofiltro com altura de leito de turfa de 50 centímetros e tempo de contato da ordem de 30 segundos, foi obtida boa eficiência da intensidade dos odores.

Pelos resultados apresentados na Figura 8.9, observa-se que no mês de agosto, devido à baixa temperatura ambiente, a produção de H₂S decorrente da atividade microbiana anaeróbia foi insignificante. Porém, outros compostos gasosos explicam a intensidade de odores nesse período, conforme mostra a Figura 8.10.

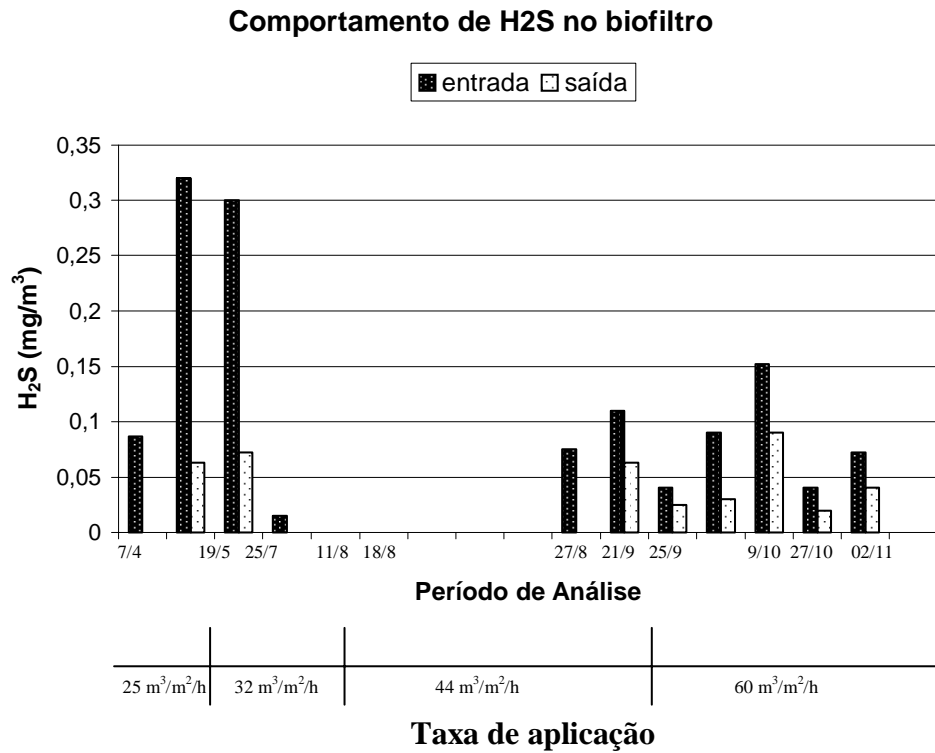


Figura 8.9 – Comportamento de H₂S no biofiltro

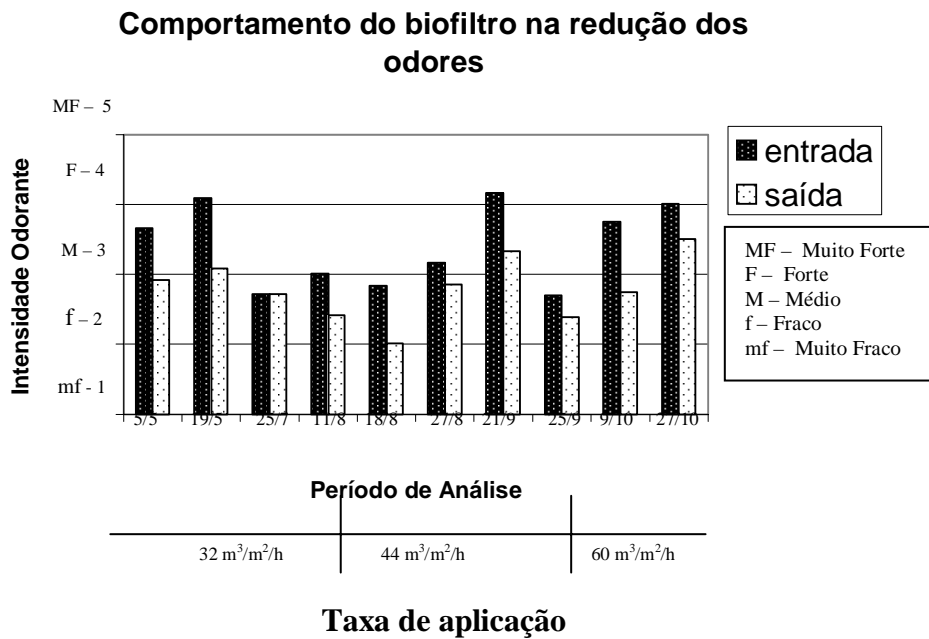


Figura 8.10 – Comportamento do biofiltro na redução dos odores

8.6.2 Desodorização em lagoas anaeróbias

A aplicação da turfa, para controlar os odores em lagoas anaeróbias para tratamento de esgotos sanitários, foi avaliada em estudos realizados por PICOT *et al.* (2001). Foram avaliados leitos de turfa, através de cinco colunas com 160 cm de altura e 15 cm de diâmetro. A coluna 1, que serviu de referência, não possuía o leito de turfa; na coluna 2 foi colocado um leito de turfa de 15 cm de espessura, sustentado por um suporte plástico; na coluna 3, além da turfa, foram colocados 10 mL de solução de cloreto férrico (580 g/L); na coluna 4 foram colocadas plantas na turfa (*Juncus effusus* L.); na coluna 5, tinha-se o leito de turfa integrado com plantas e a solução de cloreto férrico. As colunas foram monitoradas durante um período de 75 dias.

A taxa de emissão de H_2S em cada coluna manteve-se relativamente constante durante o período do experimento, obtendo-se valores de saída menores que $1,12 \text{ mg-S/m}^2\text{.h}$, apesar das variações observadas no afluente ($3,3$ a $25,9 \text{ mg-S/m}^2\text{.h}$). Os percentuais de remoção de gás sulfídrico foram determinados utilizando-se taxas de emissão deste composto em cada coluna em relação à coluna 1, ou seja, o controle ($10,1 \text{ mg-S/m}^2\text{.h}$), e são apresentados na Tabela 8.11.

Tabela 8.11 - Percentual médio de remoção de H_2S em cada coluna piloto.

| Coluna | Cobertura biológica | % remoção H_2S |
|--------|-----------------------------------|------------------|
| 2 | Turfa | 84,6 |
| 3 | Turfa + cloreto férrico | 91,1 |
| 4 | Turfa + plantas | 92,1 |
| 5 | Turfa + cloreto férrico + plantas | 95,5 |

A quantidade de enxofre presente na turfa no final do experimento (entre 2600 a 2800 mg-S/g) foi elevada, comparado com a turfa inicial (1340 mg-S/g), evidenciando que o H_2S produzido pelo reator anaeróbio foi retido na turfa. Inicialmente, nota-se que o enxofre aparece principalmente como FeS_2 e na forma S-orgânico. Na coluna C2, observa-se que 85% do enxofre retido foi oxidado a sulfato, mostrando ser este um mecanismo importante no biofiltro de turfa. Nas colunas C3 e C5, onde foi adicionado o cloreto férrico, o sulfato ferroso insolúvel (FeS e FeS_2) representa, respectivamente, 57% e 32% do enxofre acumulado no leito de turfa. A adição do cloreto férrico aumentou a complexação do sulfeto no filtro de turfa, favorecendo a remoção do H_2S . A quantidade de FeS_2 na turfa foi sempre maior que a quantidade de FeS . Nas colunas C4 e C5, uma quantidade significativa de SO e S-orgânico foi acumulada em comparação aos sulfatos. Neste caso, as plantas podem ter servido de reservatório de S-orgânico e aumentado a eficiência do leito de turfa. O uso de cobertura biológica para o controle de odores de lagoas anaeróbias mostra-se uma alternativa com grande potencial para aplicação em lagoas em escala real.

Outros procedimentos visando a redução de odores em lagoas anaeróbias em escala real foram testados por PAING *et al.* (2001), conforme apresentado na Tabela 8.12. As metodologias avaliadas foram: a adição de cal em lagoa, a aeração superficial e a recirculação do efluente tratado. Foram utilizadas duas lagoas anaeróbias, cada unidade com volume de 5.000 m^3 , profundidade de 3,1 m e tempo de detenção hidráulica de 4,6 dias, recebendo carga orgânica de $90 \text{ g DBO/m}^3\text{.dia}$. Uma das lagoas serviu de referência, enquanto que em outra efetuaram-se os experimentos, durante um período de 16 meses.

Foi avaliada a aplicação de cal em lagoa anaeróbia, equivalente a 80 g/m^3 obtendo-se redução de 66% da taxa de emissão de H_2S . Porém, esse efeito desapareceu rapidamente, necessitando adição contínua de cal.

As aplicações da aeração foram realizadas com quatro aeradores de superfície, cada um com capacidade de 0,35KW, funcionando com bateria solar. A potência de aeração, no entanto, não foi suficiente para promover um efeito significativo na taxa de emissão de H_2S .

Quanto à aplicação de recirculação do efluente, foram testadas duas taxas de recirculação do efluente de lagoas facultativas do sistema de tratamento, $R/Q = 1$ e $R/Q=2$. A recirculação teve um efeito na redução da concentração do H_2S na atmosfera da lagoa, com 80% de remoção, chegando a valores de 0,1 e 0,04 mg-S/m³. A recirculação, nesse caso, foi suficiente para evitar as queixas quanto aos odores, feitas por moradores da área circunvizinha ao sistema de tratamento. Porém, nesta ocasião os níveis de H_2S na lagoa controle encontravam-se muito baixos, entre 0,2 e 0,4 mg-S/m³. Provavelmente, em períodos onde a concentração de $[H_2S]_{atm}$ seja maior, uma recirculação que produza apenas 80% de eficiência na redução dos odores não será suficiente para evitar os problemas com os moradores das adjacências do sistema de tratamento. Nesse caso, será necessária a aplicação de maiores taxas de recirculação do efluente, de modo a garantir maior eficiência no tratamento de odores.

Tabela 8.12 - Diferentes procedimentos para controle de odores em lagoas anaeróbias.

| Parâmetro | Temperatura (°C) | pH | S_T (mg/l) | Sulfato (mg/l) | Taxa de emissão H_2S (mg-S/m ² .dia) | $[H_2S]_{atm}$ (mg-S/m ³) |
|-----------------------------------|---------------------|------|-----------------|-------------------|---|--|
| Lagoa com cal | 18,8 | 7,73 | 19,2 | 194 | 58 | 0,7 |
| Lagoa controle | 19,5 | 7,02 | 16,8 | 205 | 172 | 2,1 |
| Lagoa com aeração | 10,8 | 7,43 | 15,6 | 160 | 37 | 0,4 |
| Lagoa controle | 11,0 | 7,44 | 16,8 | 170 | 46 | 0,5 |
| Lagoa com recirculação $R/Q=1$ | 9,8 | 7,43 | 170 | 3,3 | 6 | 0,1 |
| Efluente recirculado | 6,6 | 7,79 | 144 | 0,7 | --- | --- |
| Lagoa controle | 11,8 | 7,19 | 160 | 11,4 | 32 | 0,4 |
| Lagoa com recirculação $R/Q=2$ | 7,7 | 7,71 | 146 | 5,3 | 3 | 0,04 |
| Efluente recirculado | 5,8 | 7,89 | 124 | 3,3 | --- | --- |
| Lagoa controle | 10,6 | 7,31 | 155 | 9,2 | 16 | 0,2 |

Fonte: PAING *et al.* (2001)

Os resultados obtidos nesse estudo mostram que é possível o controle de odores em lagoas anaeróbias com a utilização de diferentes práticas operacionalmente simples.

8.6.3 Integração de tratamento de esgotos sanitários com a biodesodorização em biofiltro aerado submerso

Uma experiência piloto foi realizada pela Universidade Federal do Espírito Santo, para avaliar a eficiência de remoção do gás sulfídrico (H_2S), através de um biofiltro aerado submerso integrado ao tratamento secundário de esgotos (MATOS, 2001).

Avaliou-se o uso simultâneo do biofiltro para tratamento secundário de esgoto e para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás sulfídrico (H_2S), proveniente de uma fonte sintética (fonte de gás controlada). Em outra fase, avaliou-se o uso simultâneo do biofiltro para tratamento secundário de esgoto e para biodesodorização de ar atmosférico contendo H_2S , proveniente da tubulação de biogás de um reator UASB, verificando-se a eficiência na remoção de H_2S da corrente gasosa, para o regime de batelada.

O biofiltro teve volume de 15,3 litros, com 1,3 metros de altura de leito filtrante, atuando como tratamento secundário de esgotos sanitários. A Tabela 8.13 apresenta as condições operacionais.

Tabela 8.13 – Condição operacional

| Vazão do gás (mL/min) | Tempo de detenção do gás (s) | Vazão do esgoto (mL/min) | Tempo de detenção do esgoto (min) | Concentração de entrada de H ₂ S (ppm)(v/v) | Carga de H ₂ S (g/m ³ h) |
|-----------------------|------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|--|--|
| 1200 | 13 | 140 | 37,8 | 110 | 1,1 |

A Figura 8.11 (a e b) ilustra o comportamento do biofiltro quando o gás odorante possui o fluxo da corrente gasosa de ar no reator biológico.

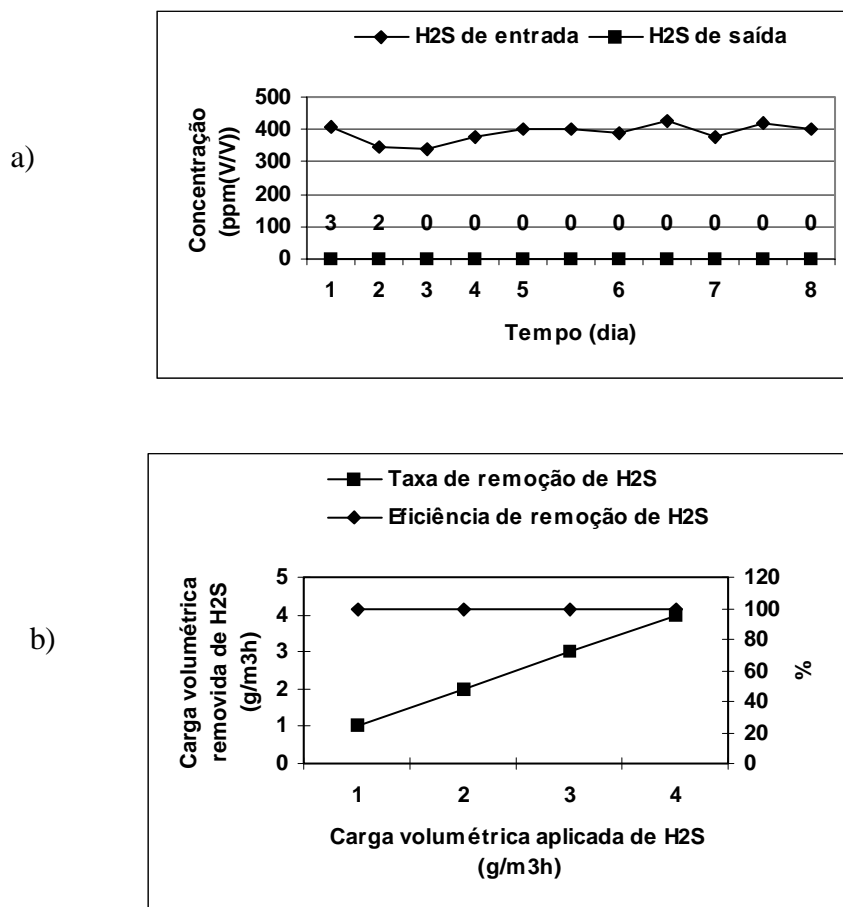


Figura 8.11 – Uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento secundário de esgoto sanitário e para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás sulfídrico (H₂S)

A análise da Figura 8.11a mostra que os valores médios das concentrações de H₂S na corrente gasosa obtidos durante a segunda etapa do experimento (onde se utilizou uma fonte sintética de H₂S como fonte de odor controlada), utilizando-se para detecção um método gravimétrico de análise de absorção química, foram de 400 ppm (v/v) para a entrada e aproximadamente zero ppm (v/v) para saída. Esses valores demonstram que o biofiltro se comportou de forma eficiente na remoção desse composto da corrente gasosa, com eficiências de remoção maiores do que 99%. Já a análise da Figura 8.11b mostra que, com a aplicação de uma carga volumétrica de H₂S de até 4 g/m³h, calculada considerando a massa de H₂S que é removida por hora e por volume de meio filtrante do reator, o biofiltro foi eficiente removendo 100% da carga aplicada.

Nesta condição experimental, não foi apresentada toxidez no biofiltro provocada pelas injeções de H_2S na eficiência do tratamento de esgotos. Esses resultados demonstram que, quando o biofiltro é usado simultaneamente para tratamento de gases odorantes e para tratamento secundário de esgotos, não há problemas de decaimento dos valores de pH e elevação dos níveis de sulfato no efluente final.

8.7 CONTROLE DE ODOR NA REDE COLETORA DE ESGOTOS

Parte do problema de odores em sistemas de esgotos pode ser contornado, ou controlado, com medidas que minimizem sua origem ainda na rede coletora. Assim, alguns locais das redes inspiram cuidados e devem merecer este tipo de atenção, como nos interceptores, nos emissários e, principalmente, nas estações elevatórias. Em muitas situações, o odor despreendido nas unidades que compõem o sistema de tratamento de esgotos tem, na verdade, origem ainda na rede coletora e, dessa maneira, é inconvenientemente atribuído à falta de cuidados na operação, no controle e na manutenção destas estações e, até mesmo, ao tipo de processo de tratamento adotado.

Unidades de tratamento de esgotos funcionando por processo anaeróbio, mesmo que bem projetadas e operadas, mas que tenham inadequado controle dos odores gerados ainda no sistema de coleta do esgoto doméstico, podem ser confundidas como as responsáveis por esse tipo de impacto ambiental. Medidas e dispositivos que controlem a produção e o tratamento destes gases, podem ser comprometidas, ou mesmo questionadas quanto à sua eficácia, se algo não for feito nos locais de geração destes gases.

Vários são os gases e substâncias que produzem mau cheiro no sistema de coleta. Deles, o mais importante é o do gás sulfídrico, o qual também é o responsável por um problema de engenharia sanitária, não menos preocupante, relativo à destruição de peças, componentes e, até mesmo de unidades inteiras dos sistemas de coleta e de tratamento, conhecido como “corrosão microbiológica” dos esgotos.

8.7.1 Métodos de controle

Não se pode deixar de lado, ao analisar este tópico, que os sulfetos existentes nos coletores de esgoto e que, eventualmente, passem para a atmosfera interna destes, possam provocar a corrosão destas tubulações, devido ao produto metabólico de certos microrganismos, conforme mostrado na Figura 8.12. Mesmo que o corpo do esgoto contenha oxigênio, os sulfetos são gerados nos lodos existentes na parte submersa deste. O importante nesta geração é que nas proximidades ou no interior do lodo orgânico não exista oxigênio molecular. Se, no entanto, nas proximidades do lodo ocorrer uma condição aeróbia, os sulfetos gerados, ao passarem para o corpo do esgoto, serão destruídos (oxidados).

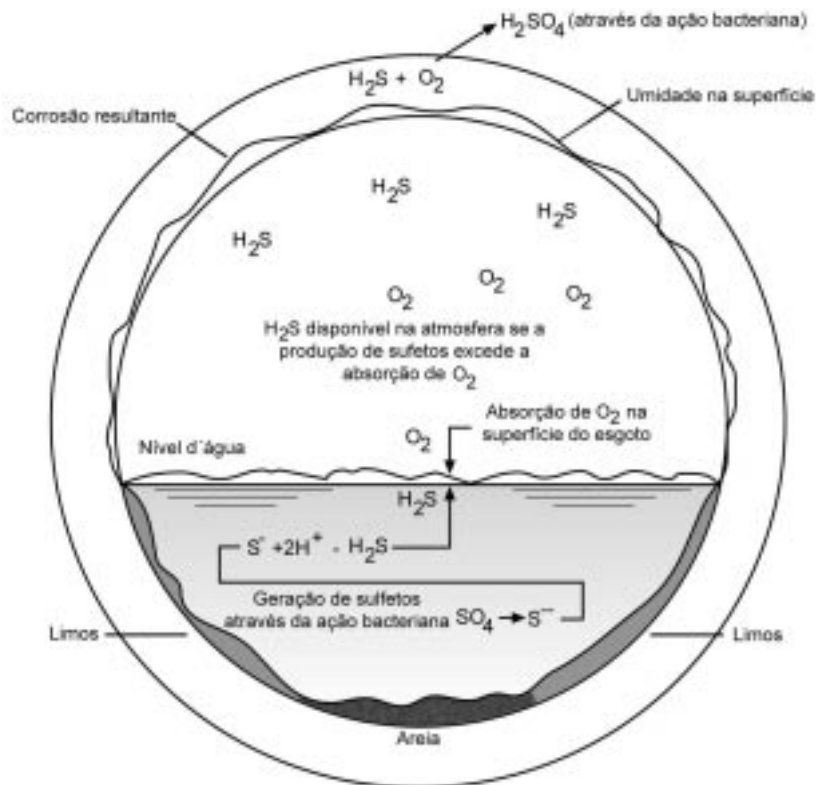


Figura 8.12 – Esquema de um tubo coletor de esgoto e as transformações dos compostos de enxofre e detalhes da “corrosão microbiológica”

A existência de metais pesados e compostos contendo nitratos são inibidores da produção de sulfetos, favorecendo a ação de outras bactérias. No entanto, as bactérias anaeróbias e facultativas dos esgotos têm preferência pelos nitratos como aceptores de H^+ , em lugar dos sulfatos, pois obtêm maior quantidade de energia (lei de Gibbs). Metais pesados reagem com sulfetos, produzindo precipitados negros, como por exemplo o sulfeto de ferro (FeS_2).

De um modo geral, os métodos para controle dos sulfetos (H_2S) em sistemas de esgotos podem ser classificados em físicos, químicos e biológicos, podendo resumidamente ser citados:

- controle da temperatura: a taxa de geração de sulfetos poderá ser diminuída se for mantida a temperatura em valores baixos;
- controle da DBO: manter valores de DBO relativamente baixo é recomendável. A taxa de geração é, geralmente, proporcional à concentração de cargas orgânicas;
- controle do pH: a taxa de geração de sulfetos está relacionada com os valores do pH: pH baixos, entre 5 e 6, favorecem a concentração de H_2S (molecular);
- controle dos sulfatos: tem sido reconhecido que os sulfetos, provenientes da redução dos sulfatos existentes nos dejetos humanos, são suficientes para produzir, nos esgotos, H_2S prejudicial;
- injeção de ar: o uso desta técnica remonta desde 1942. Usada inicialmente na Califórnia, em condutos de recalque de esgotos, consiste em destruir os sulfetos formados;
- injeção de oxigênio: é recomendável, quando as condições para produção de sulfetos são consideradas severas;
- uso de amônia: a destruição de sulfetos nos coletores têm-se mostrado desvantajosa. Melhor seria introduzir o composto químico para reagir com o ácido formado;
- introdução de substâncias oxidantes: a adição de nitratos é recomendável para evitar a formação dos sulfetos;

- tratamento bactericida: o grande problema do uso de bactericidas reside nos custos e no efeito das concentrações residuais. A aplicação de cloro, cal e soda cáustica poderá ser utilizada;
- uso de metais pesados: zinco, ferro, cobre, níquel etc. Produzem reações com os sulfetos, e assim, evitam a formação de H_2S , entre outros.

8.7.2 Experiências práticas

Experiências realizadas pela SABESP e efetuadas em alguns municípios do Estado de São Paulo, como Santos, São Vicente, Monte Aprazível e Pereira Barreto, têm apresentado boas soluções para a redução de formação de H_2S no sistema de esgotamento sanitário. Nas cidades de Santos e São Vicente foi aplicada, sob certas condições, solução de nitrato de amônia, com concentrações variando entre 10 e 50%. A aplicação era feita em estações elevatórias e emissários, em quantidades equivalentes a uma concentração mínima de 45 mg/L de nitrato de amônia em esgotos doméstico contendo concentrações de gás sulfídrico variando entre 0,5 e 2,0 mg/L. Para inibir a geração do gás sulfídrico, foi verificado ser necessário um tempo de contato entre 90 e 120 minutos após a aplicação do nitrato. Estas concentrações aplicadas permitem que o nitrato seja o suficiente para fazer parte do constituinte celular dos microrganismos envolvidos no processo (ROCHA *et al.*, 1991; MORAES *et al.*, 1993 e AZEVEDO *et al.*, 1999).

A bibliografia sobre o assunto é bastante rica e há muito tempo vem sendo difundida. Se a aplicação de compostos nitrogenados em esgotos domésticos é contraditória, ou questionável, devido à necessidade premente de sua remoção posterior, outras técnicas podem igualmente serem utilizadas como o uso de peróxido de hidrogênio, soluções de ferro, oxigênio molecular (oxigênio puro ou ar atmosférico) etc. Técnicas como a adequada ventilação das redes coletoras podem ser muito apropriadas e relativamente econômicas. Sabe-se que o aumento da temperatura e o tempo longo de permanência dos esgotos na rede favorecem a geração de sulfetos. Assim, redes com declividades pequenas e com baixas velocidades de fluxo, sujeitas a entupimentos frequentes, bem como cidades com distribuição de água proveniente de lençóis profundos e, portanto, com temperatura média elevada, entre outras, têm grande possibilidade de gerar de gás sulfídrico.

8.8 BIBLIOGRAFIA

- SIMÕES, J. C.; AZEVEDO A. D. P.; ELIAS, W. F.; LAMEU, D. Eliminação de H_2S (Sulfeto) dos Esgotos de Pereira Barreto, Comunicação eletrônica, *XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, maio de 1999.
- BELLI FILHO, P. *Stockage et odeur des dejections animales – Cas du lisier de porc*. Tese de doutorado. École Nationale Supérieure des Chimie de Rennes. 181p. 1995.
- BELLI FILHO, P. LISBOA, H. M. Avaliação de Emissões odorantes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **3** (3), 101-106, 1998.
- BILLET R., SCHULTES M. Relation between pressure drop mass-transfert in two-phase countercurrent-flow columns. *Fat Sci Technol*, **4**, **94** : 138-144. 1991.
- BOEHM H. P., VOLL M. “Basic surface oxides on carbon. I. Adsorption of acids” *Carbon*, **9** (2), 227. 1970.
- BOHN H.L. Bioprocessing of organic gases in waste air. Symposium on Bioremediation and Bioprocessing. 205th National Meeting. American Chemical Society, Denver, Co, 28 Mars-2 April, 287-289. 1993.
- BUELNA G., DUBÉ R., LESSARD P., COTTE F., GRACIAN C., FANLO JL. Désodorisation du lisier de porc par le procédé de biofiltration sur support organique BIOSOR. *4^e Congrès International sur la Caractérisation et le Contrôle des Emissions d’Odeurs et de COV*, 20-22 Octobre, Montréal. 1997.

- CARVALHO, C.M. *Odor e Biorredução em reatores anaeróbios*. Dissertação de mestrado. Pós – Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 75p. 2001.
- COLBURN AP. The simplified calculation of diffusional processes. General consideration of two film resistance. *Trans Am Inst Chem Eng*, **35** : 211. 1939.
- CORAUCCI FILHO, B., *Corrosão Microbiológica em Tubos de Concreto*, Dissertação Mestrado, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1983, 250p.
- COULSON JM., RICHARDSON JF. *Chemical Engineering*, Pergamon Press, **2**, 1. 1980.
- ECKERT JS. Design techniques for designing packed towers. *Chem Eng Prog*, **57**:54. 1961.
- LAURENT A. *Etude de l'hydrodynamique et du transfert de matière dans une colonne à garnissage. Simulation de son fonctionnement à contre-courant par des modèles expérimentaux de laboratoire lors d'une absorption gaz-liquide avec réaction chimique*, n.ºA.O; 12161, Institut National Polytechnique de Lorraine. 1975.
- LAPLANCHE, A. *Les Odeurs dans l'Industrie Agroalimentaire. Nature et Traitement*. École Nationale Supérieure de Chimie de Rennes. 94p. 1999.
- LE CHOIREC P, FANLO JL, DEGORCE-DUMAS JR. *Traitement des odeurs et désodorisation industrielle*. Innovation 128, Paris. 1991.
- MARSH, R. Redução das emissões por biofiltração. *Eur Coat J*, **78**, 528. 1994.
- MARTIN G., LAFFORT P. “ *Odeurs & désodorisation dans l'environnement*,” Tech & Doc – Lavoisier, Paris. NOLL K.E.; GOURANIS V.; HOU W. (1992) *Adsorption Technology For Air and Water Pollution Control*. LEWIS Publishers Ed., INC, USA. 1991. (não compreendi)
- MATOS, T. A.; SILVA, H; P; M.; GONÇALVES, R. F. Uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento secundário de esgoto sanitário e para biorredução de ar atmosférico contendo gás sulfídrico (H₂S). *XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. João Pessoa. ABES. 2001.
- MORAES I. P.Redução do odor através da Aplicação de Nitrato de Amônio. *Anais do XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental*, ABES, Natal, RN, p.110-123, set. 1993.
- OTTENGRAF SPP. Exhaust gas purification. In: Rehm HJ, Reed G. *Biotchnology*, **8**, VCH Verlagsgesell-sh, Weinheim. 1986.
- PAING, J., SAMBUCO, J.P., COSTA, R.H.R. AND PICOT, B. Reduction of odor from anaerobic pond with different operating practices. *1st IWA International Conference on Odour and VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques*.UNSW. Sydney, Australia. 2001.
- PICOT, B., TOFFOLETTO, L., PAING., J., SAMBUCO, J.P., COSTA, R.H.R. Odor control of anaerobic lagoon with a biological cover: floating peat with plants. *1st IWA International Conference on Odour and VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques*.UNSW. Sydney, Australia. 2001.
- PRAHL H. Pressure drop in packed columns, *Chem Eng*, **11**: 89-96. 1969.
- ROCHA D.A. Determinação das Condições de Geração de Odor na Rede de Esgoto de Santos e São Vicente. *Anais do XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, Goiânia, Goiás, p. 200 – 222, set. 1991.
- RUTHVEN D.M. *Principles of adsorption and adsorption processes*. Wiley Interscience, U.S.A. 1984.
- TIEN C. *Adsorption calculation and modeling*. Butterworth-Heinemann, Washington U.S.A. 1994.