

BIOFILTRAÇÃO: Uma tecnologia já afirmada no tratamento de emissões gasosas

Attilio Converti⁽¹⁾, Mario Zilli⁽¹⁾, Luciane Sene^(1,3), Sunao Sato⁽²⁾

Resumo

A biofiltração é uma técnica bem conhecida de controle da poluição do ar que já tem sido utilizada com bons resultados, principalmente no controle de maus odores e no tratamento de emissões, contendo compostos orgânicos voláteis. Neste artigo, apresenta-se uma resenha dos desenvolvimentos e princípios desta tecnologia, assim como dos principais critérios de planejamento e condução. Ao comparar-se as aplicações em escala piloto e real, torna-se evidente a capacidade da biofiltração de alcançar eficiências de remoção maiores que 90%, para uma grande variedade de poluentes comuns. Uma análise dos custos demonstra que a biofiltração é, sem dúvida o sistema mais econômico, especialmente para tratar grandes volumes de ar poluído por compostos facilmente biodegradáveis.

1. Introdução

A biofiltração é a remoção biológica de poluentes efetuada por microrganismos aeróbicos imobilizados sobre um meio sólido poroso. Em um biofiltro, o ar poluído passa por um material de enchimento biologicamente ativo onde os poluentes orgânicos ou inorgânicos são degradados por microrganismos e transformados em produtos inócuos, dentre os quais água, dióxido de carbono, sais minerais e biomassa. Uma vez que estes poluentes são usados como únicas fontes de carbono e energia, é

claro que a biofiltração é limitada aos gases não tóxicos, facilmente biodegradáveis e solúveis em água.

Inicialmente a biofiltração foi utilizada no tratamento de gases mau odorantes procedentes de plantas de tratamento de esgotos. Os primeiros trabalhos sobre reais aplicações, que apareceram no final dos anos 50 e no começo dos 60, tratavam-se da instalação de leitos de terra na ex-Alemanha Ocidental e nos Estados Unidos (1). Seguiram-se aplicações em grande escala, sempre na ex-Alemanha Ocidental e na Holanda, para o controle dos odores derivados de plantas de tratamento de esgotos e lamas, plantas de compostagem, de incineradores e outros (2).

Jäger e Jager, que compararam diversos métodos de purificação dos efluentes gasosos da planta de compostagem de Heidelberg, foram os primeiros a demonstrar a conveniência econômica da biofiltração (3). O mérito do desenvolvimento do processo e da tecnologia tem que ser repartido, de fato, entre a equipe de Thistlethwayte, que usou filtros percoladores enchidos com saibro ou bolinhas de vidro e inoculados com lodo ativado na depuração de ar contaminado por H_2S , C_2H_5SH , $(C_2H_5)_2NH$ e C_4H_9CHO (4) e Hartmann, que demonstrou a importância de uma suficiente umidade do filtro e de uma boa distribuição do gás (5).

Em 1991 os biofiltros e leitos de terra usados para o controle de maus odores eram apenas 50 na

UNITERMOS: Biofiltração, Emissões gasosas, Despoluição, Desodorização

⁽¹⁾Dipartimento di Ingegneria Chimica e di Processo "G.B. Bonino", Università degli Studi di Genova, via Opera Pia 15, I-16145 Genova, Itália

⁽²⁾Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, Av. Lineu Prestes 580, bloco 16, São Paulo, Brasil

⁽³⁾Pós-doutoranda FAPESP - E-mail: converti@unige.it

América do Norte, mais de 500 na Alemanha e na Holanda e poucas unidades no resto da Europa (1). No Japão as instalações passaram de 40 nos anos 80 a 90 na década seguinte (6).

Embora a biofiltração tenha sido desenvolvida principalmente para o controle de odores, desde o começo dos anos 80 ela vem sendo utilizada sempre mais para depurar emissões. Além disso, o número de aplicações tem aumentado muito nos últimos anos em conseqüência: a) de um mais profundo conhecimento dos processos de biodegradação; b) do isolamento, da seleção e da construção de microrganismos (principalmente bactérias) capazes de utilizar compostos antropogênicos e xenobióticos; c) de um melhor controle das condições operativas; d) do desenvolvimento das técnicas de construção do filtro; e) da crescente atenção à qualidade do meio ambiente; e f) dos padrões sempre mais rigorosos das emissões. Em particular, o uso de materiais especiais com propriedades ótimas para a preparação do leito tem permitido a prevenção de fenômenos de envelhecimento do filtro, a diminuição das perdas de carga, o aumento da estabilidade operativa a longo prazo e da atividade microbiana. Por outro lado, a contínua adaptação dos microrganismos a novas fontes de carbono tem aumentado muito a gama de espécies capazes de utilizar xenobióticos.

Além das baixas exigências energéticas ligadas às condições moderadas de temperatura e pressão, da fácil manutenção, do simples controle e dos baixos custos operativos e de investimento, os filtros biológicos têm a vantagem, em comparação com outras tecnologias, de não transferir o agente da poluição de um compartimento do meio ambiente para outro.

2. Biotecnologias para o tratamento de efluentes gasosos

2.1 Sistemas biológicos

Os biorreatores utilizados para o tratamento de gases poluídos podem ser subdivididos entre aqueles em que as células são livremente suspensas na fase líquida (bioscrubbers) e aqueles em que as cé-

lulas são imobilizadas dentro de um material inerte (filtros biológicos a percolação e biofiltros).

Ao contrário dos bioscrubbers e dos filtros biológicos a percolação, em que a fase líquida move-se em continuidade, nos biofiltros (Figura 1) esta fase é estacionária.

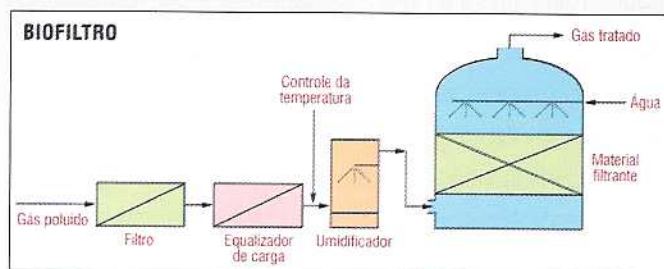


Figura 1 - Esquema de um biofiltro coberto a único estágio.

Um bioscrubber consta de uma coluna de absorção (scrubber), onde os poluentes solúveis em água acabam por serem absorvidos e em parte oxidados, e de um reator aerado (unidade de regeneração) onde completa-se a oxidação. A suspensão, uma vez regenerada, vem continuamente recirculada em cima da coluna para melhorar a eficiência do processo.

Nos filtros biológicos a percolação e nos biofiltros, a absorção do poluente e a biodegradação realizam-se na mesma unidade, o que é a base da compacidade desses sistemas. O ar poluído passa por um leito biologicamente ativo onde os microrganismos ficam imobilizados em forma de biofilme. Em seguida, graças à difusão do gás através do filtro, os poluentes vão sendo transferidos no biofilme e degradados.

Como ilustrado na Figura 1, a otimização do processo prevê que o gás afluente seja submetido a uma série de pré-tratamentos: a) remoção de partículas com vista à prevenção de obstruções; b) equalização da carga no caso de concentração muito variável; c) controle da temperatura; e d) umidificação.

Nos filtros biológicos a percolação, o leito é constituído por materiais inertes (vidro, cerâmica, matéria plástica, etc.), enquanto a fase líquida, contendo os nutrientes inorgânicos, percola em direção oposta a do fluxo de ar e vem a ser continuamente recirculada no biorreator.

Os bioscrubbers e os filtros biológicos a percolação são usados principalmente no caso de gases poluídos por compostos solúveis em água, enquanto os biofiltros, por terem uma grande área superficial disponível à trans-

ferência de massa e uma alta seletividade de reação, são mais aptos ao tratamento de grandes volumes de ar poluído por compostos pouco solúveis diluídos (<1000 ppm) e facilmente biodegradáveis.

Em comparação com outros sistemas biológicos, os biofiltros podem ser utilizados numa ampla variedade de aplicações porque caracterizam-se por uma estrutura particularmente simples, uma grande facilidade e estabilidade de funcionamento, custos operativos e de investimento baixos e uma menor sensibilidade às flutuações da composição do gás afluente (7).

Por outro lado, a dificuldade em controlar os parâmetros operativos (pH, temperatura e disponibilidade de nutrientes) impede o uso dos biofiltros na degradação de compostos halogenados (por causa da produção de metabólitos ácidos) e tratamento de ar fortemente contaminado por compostos orgânicos voláteis, a menos que venham a ser aplicados tempos de residência muito longos ou volumes de filtração muito grandes. Os filtros biológicos a percolação e os biofiltros são regularmente usados nas plantas de compostagem, nas plantas de tratamento dos esgotos e na agricultura, enquanto que preferem-se os biofiltros nas aplicações industriais.

2.2 Tipos diferentes de biofiltros

Entre os diversos tipos de biofiltros descritos na literatura para diferentes aplicações (8), a versão aberta, que geralmente constituem-se de leitos de compostagem ou terra porosa de 1 m de profundidade, é principalmente usada no tratamento de odores e de compostos orgânicos voláteis. Por causa do contato direto com o ambiente externo, a sua eficiência é influenciada pelas condições meteorológicas (chuva, variações de temperatura, congelamento, etc.).

3. Parâmetros de processo

A biofiltração é um processo complexo que inclui a transferência de massa e reação e é influenciado pela

fluo-dinâmica do fluxo gasoso que atravessa o reator. Sendo necessário um ambiente o mais próximo possível às condições ótimas para os microrganismos, um certo número de parâmetros, entre os quais a estrutura do material filtrante, a umidade, a temperatura e o pH devem ser controlados para garantir boas remoções.

3.1 O material filtrante

A escolha do material filtrante é fundamental para manter a eficiência do biofiltro e é influenciada pelas necessidades de a) minimizar o volume de reação, b) otimizar a eficiência de remoção e c) minimizar o consumo de energia e os custos de manutenção. Em particular, o material tem que ser capaz de garantir estabilidade do leito e condições de vida ótimas para os microrganismos e constituir, ao mesmo tempo, uma reserva de nutrientes e umidade e um suporte mecânico.

A imobilização da microflora em forma de flocos no material que compõe o leito do biofiltro tem a vantagem de impedir a sua saída do reator, como muitas vezes acontece nos sistemas de biomassa suspensa. Os materiais mais usados são os que oferecem uma grande área superficial específica (de 300 até 1000 m²), uma eficaz retenção de água e nutrientes e uma particular capacidade de imobilização celular, entre os quais vale a pena lembrar a compostagem, terra vegetal, terra, ramos de erice, terras húmusas e outros.

Com vista à prevenção do aumento de perdas de carga, do envelhecimento do leito, do seu quebraamento e da formação de zonas não homogêneas, estes materiais são geralmente misturados a materiais inertes, como esferas de poliestireno, partículas de lava, bolinhas de vidro, argila porosa e materiais cerâmicos. Esta combinação, melhorando a uniformidade da distribuição do fluxo gasoso, diminui as perdas de carga de até 100-150 mm de coluna d'água (9) e contribui à reduzir a energia necessária para empurrar o gás através do filtro.

Comparado-a com a terra, a compostagem tem a vantagem de garantir menores resistências ao fluxo gasoso e perdas de carga, que não deveriam em geral superar 250 mm de coluna d'água (10). A terra vegetal, que é o material com a maior capacidade de retenção de água, constitui o substrato ótimo para os microrganismos, mas por causa da tendência a aumentar as perdas de carga, deve ser misturada com outros materiais.

3.2 A umidade

O bom funcionamento de um biofiltro depende do conteúdo ótimo de umidade do leito. De fato, o teor de umidade é sem dúvida, o parâmetro mais crítico, por ser essencial à sobrevivência e à atividade da microflora (que absorve e degrada as substâncias só em fase aquosa) e por contribuir à capacidade tamponante do filtro. O valor ótimo de umidade num biofiltro varia entre 40 e 60% em peso, dependendo do tipo de material (11).

A carência de umidade pode provocar: a) o quebraamento do leito, principalmente em proximidade da zona de entrada do gás, onde é maior a concentração dos poluentes, b) uma diminuição da atividade microbiana, c) a formação de canais preferenciais que provocam uma redução do tempo de residência, d) a contração do leito e conseqüentes obstruções e, e) um aumento dos gastos energéticos.

Ao contrário, um excesso de umidade pode a) provocar a oclusão dos poros, reduzindo assim o tempo de residência e a eficiência, e favorecendo a formação de zonas anaeróbias onde formam-se produtos voláteis odorosos, b) reduzir a interface gás-água, criando problemas na transferência de oxigênio e c) diminuir a drenagem dos componentes do filtro, provocando a formação de um percolado ácido e concentrado que precisa de ser adequadamente eliminado.

O consumo de água no biofiltro, que é geralmente muito limitado, depende da temperatura, do calor liberado pela oxidação microbiana dos poluentes, da umidade relativa do gás e, no caso de biofiltros abertos, também da entidade das precipitações atmosféricas. Por causa da evaporação, é preciso fornecer continuamente água ao sistema para garantir um grau de saturação maior de 95%, necessário a manter con-

dições ideais para os microrganismos. Isso pode ser realizado continuamente umidificando-se o fluxo gasoso contínuo através de um sistema a aspersão de água colocado antes da unidade de filtração, ou periodicamente, banhando-se o material filtrante por meio de aspersores superficiais, atomizadores, etc.

3.3 A acidez

O efeito do pH sobre os sistemas biológicos é o resultado indireto da sua ação sobre a velocidade das reações enzimáticas, que diminui fortemente fora do valor ótimo. Na biofiltração, assim como na maioria dos processos aeróbios, a atividade é geralmente máxima dentro do intervalo de pH que vai de 5 até 9, com valores ótimos entre 6 e 8.

Devido ao fato de que nos biofiltros a fase líquida é estacionária, podem ocorrer fenômenos de acidificação do material filtrante durante a biodegradação de poluentes sulfurados, azotados e halogenados, o que leva à formação de produtos ácidos como os ácidos sulfúrico, nítrico e clórdrico. Como consequência da acumulação destes produtos, a atividade microbiana pode reduzir ou até cessar, comprometendo seriamente a eficiência do biofiltro. Estes problemas podem ser prevenidos adicionando-se substâncias com poder tamponante, como cal, dolomita, calcário, margá, fosfatos e outros materiais insolúveis alcalinos, apesar dos produtos de neutralização às vezes alcançarem níveis inibitórios (12).

Além dos efeitos negativos acima descritos, a acidificação do biofiltro, assim como o caráter ácido do gás ou do material filtrante ou do percolado, podem corroer os canos de distribuição do ar e de colheita do percolado, o que sugere a utilização, nestes casos, de materiais resistentes à corrosão e de um monitoramento contínuo do pH.

3.4. A temperatura

A temperatura também influencia o crescimento microbiano através dos seus efeitos sobre a atividade enzimática e os vários processos metabólicos. Pois que os microrganismos aeróbios normalmente presentes nos biofiltros são mesófilos, a temperatura de-

veria ser mantida entre 20 e 40°C, com um valor ótimo de 35°C para os mais comuns. Embora a microflora residente seja capaz de se adaptar até 50°C (13) (mas quase nunca acima de 65°C), o ideal seria manter a temperatura do biofiltro sempre abaixo de 45°C.

Apesar das velocidades de reação e difusão aumentarem com a temperatura, este efeito é contrabalançado pela diminuição de solubilidade dos compostos a serem removidos e de capacidade de adsorção física do material de enchimento. Portanto, para prevenir a morte dos microrganismos é geralmente necessário controlar a temperatura do gás afluente através do pré-resfriamento com recuperação de calor, da injeção de água, ou do umidificação do material, oferecendo desta forma uma vantagem econômica adicional e a possibilidade de aumentar a umidade relativa do gás.

No controle da temperatura de um biofiltro nunca deveria ser esquecida a contribuição do calor liberado pela atividade microbiana aeróbica, em particular, no caso de gases fortemente poluídos por compostos orgânicos voláteis. A contínua monitoragem também deste parâmetro seria ideal para um bom funcionamento do biofiltro.

4. Princípios do processo

4.1 Modelo físico

Todos os modelos utilizados para descrever os fenômenos que ocorrem num biofiltro em condições de estado estacionário são baseados nos princípios da catálise heterogênea. De acordo com o modelo macro-cinético proposto por Ottengraf (14), as partículas de suporte são cercadas por um biofilme para o qual são transferidas as moléculas de poluente e de oxigênio dispersas na fase gasosa. Por causa da atividade metabólica dos microrganismos aeróbios, forma-se um gradiente de concentração responsável pela transferência contínua do poluente da fase gasosa à fase líquida. Ao mesmo tempo, os produtos da biodegradação aeróbia (dióxido de carbono,

água, compostos inorgânicos, etc.) difundem-se em direção oposta, são arrastados pelo fluxo ascendente e afinal expulsos do filtro.

A atividade metabólica é garantida pela contínua passagem de nutrientes inorgânicos (principalmente compostos azotados e fosfóricos) do suporte para o biofilme, mas como o seu consumo pode só em parte ser contrabalançado pela mineralização das células mortas, são necessárias periódicas adições ou regenerações do suporte.

Graças às pequenas dimensões das partículas e à baixa solubilidade dos poluentes orgânicos em água, a resistência à transferência de massa na fase gasosa é quase nula e então as concentrações dos poluentes na interface entre biofilme e fase gasosa podem ser consideradas em equilíbrio e correlacionadas através da lei de Henry.

4.2 Cinética de biodegradação

A micro-cinética de degradação nos biofiltros tem sido apresentada por Ottengraf (14). Supondo que o fluxo gasoso através do biofiltro seja do tipo "plug flow" e que a degradação siga a típica equação de Monod (15), são possíveis duas diversas situações: cinéticas de ordem zero e de primeira ordem. Um grande número de trabalhos experimentais tem demonstrado que cinéticas de ordem zero são tipicamente observadas nos biofiltros durante a biodegradação de diversos compostos voláteis, mesmo à concentrações muito baixas (12, 14, 16).

4.2.1 Limitação devido à reação

O processo é limitado pela reação acima de uma concentração crítica (C_{crit}) do poluente no gás (Figura 2, caso a). Em ausência de limitações devido à difusão, o biofilme úmido é plenamente ativo, o que significa que o biofiltro funciona a sua máxima capacidade e que a eliminação do poluente é limitada pela reação (Figura 3, caso a).

O grau de conversão (η) corresponde nestas condições à razão entre a capacidade máxima de eliminação (K_o), que coincide com a constante cinética aparente de ordem zero, e a carga por volume unitário ($U_g C_{go}/H$) (14):

$$\eta = HK_o / U_g C_{go} = 1 - (C_{ge} / C_{go})$$

Conseqüentemente, a nível macroscópico, a concentração do poluente no biofiltro diminui linearmente com a altura do filtro e o consumo do composto, resulta-se completo quando HK_o torna-se igual a $U_g C_{go}$.

4.2.2 Limitação devido a difusão

Abaixo da concentração crítica, a difusão torna-se limitante e a velocidade de reação tenderia a superar a de difusão (Figura 2, caso b). Nesta situação, a profundidade de penetração é menor do que a espessura do estrato e o biofilme não é plenamente ativo (Figura 3, caso b).

O poluente vai sendo quase completamente consumido pelo biofilme, antes de atravessá-lo inteiramente, e a velocidade de conversão, que decresce ao diminuir da concentração do poluente no gás, acaba

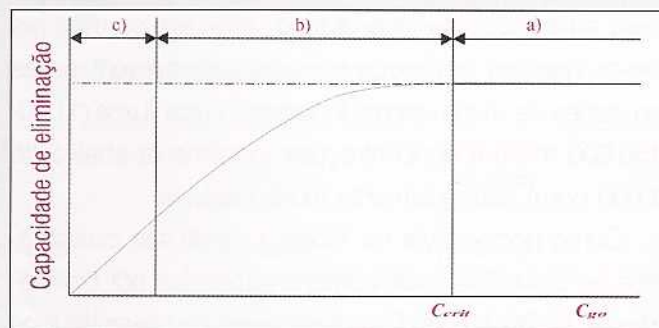


Figura 2 - Dependência da capacidade de eliminação de um biofiltro da concentração do poluente no gás afluente. a) Limitação devido à reação; b) limitação devido a difusão; c) conversão total.

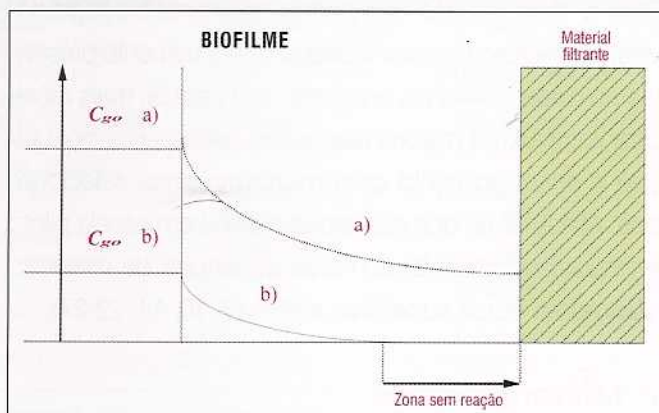


Figura 3 - Modelo biofísico de penetração do substrato.

por ser controlada pela difusão. Portanto, a capacidade de eliminação é influenciada por ambas as velocidades de reação e de difusão, enquanto a remoção resulta praticamente total quando $HK_o > 2 U_g C_{go}$ (14).

A aplicabilidade deste modelo aos gases poluídos por diversos componentes é porém, limitada pela complexidade teórica do sistema, ocorrendo a biodegradação dos vários compostos simultaneamente. Isso significa que, em presença de misturas de poluentes, são necessárias experimentações em escala piloto para planejar corretamente sistemas em escala industrial.

5. Critérios de planejamento e gestão

Os principais critérios de planejamento e gestão dos biofiltros são o grau de conversão ou eficiência de remoção, o tempo de residência, o fluxo superficial de gás, a carga de massa e a capacidade de eliminação (8).

5.1 A eficiência de remoção

A eficiência de remoção (η), que fornece informações sobre o estado de saúde do biofiltro, é definida como a razão entre a massa de poluente removida ($m_o - m_e$) e a massa total no gás afluente (m_o). A maneira mais comum de planejar e conduzir biofiltros é selecionar a eficiência de remoção desejada para um ou mais poluentes e derivar desta o resto dos critérios. As melhores eficiências obtíveis com biofiltros (95-99%) são geralmente observadas em presença de compostos aromáticos, como benzeno, tolueno, ácido benzóico, etc. (17).

5.2 O tempo de residência

O tempo de residência de um poluente no biofiltro (τ), definido como a razão entre o volume vazio do leito e o fluxo de gás (Q_g), é um critério operativo essencial para obter eficiências de remoção satisfatórias, que não pode assumir valores menores de um nível crítico. Por causa da dificuldade objetiva em estimar o volume vazio, o tempo de residência refere-se geralmente ao volume total do leito e varia, de acordo com a biodegradabilidade do poluente, entre 15 e 60 s. No caso de poluentes líquidos é imprescindível considerar o coeficiente de partição entre as fases líquida e gasosa.

5.3. O fluxo superficial de gás

O fluxo superficial de gás (U_g), definido como o fluxo gasoso (Q_g) sobre a área total da seção de atravessamento (A), é um parâmetro que cresce com o fluxo e diminui com o tempo de residência e, dependendo do tipo de poluente, pode variar entre 50 e 200 $m^3 m^{-2} h^{-1}$ (18).

5.4. A carga de massa

A carga de massa (L_v), definida como o produto do fluxo gasoso (Q_g) pela concentração do poluente no gás (C_{go}), referido ao volume unitário de leito (V), não deveria superar, no caso de compostos orgânicos voláteis, um limite de 3000-5000 $mg m^{-3}$. Pode-se aumentar a carga de massa em um biofiltro ou incrementando a concentração do poluente no gás ou diminuindo o tempo de residência. Embora um aumento da concentração deveria, em geral, acelerar a biodegradação, uma concentração excessiva poderá inibir a atividade microbiana e neste caso é aconselhável diminuir o tempo de residência. Além disso, para garantir eficiências de remoção elevadas, deveriam sempre ser aplicados valores entre 10 e 160 $g m^{-3} h^{-1}$, visto que este parâmetro tende a diminuir com a carga de massa e que cargas excessivas podem obstruir o filtro e possibilitar a formação de intermediários tóxicos e/ou ácidos (19).

5.5. A capacidade de eliminação

A capacidade de eliminação (EC), que é definida como o produto do fluxo gasoso (Q_g) por volume unitário (V) pela diferença de concentração no afluente e no efluente ($C_{go} - C_{ge}$), fornece uma medida da habilidade do biofiltro em remover os poluentes. Desta definição parece evidente que, se a eficiência de remoção desejada é próxima de 100%, a capacidade de eliminação também torna-se máxima, na proximidade da entrada do reator, tendo que variar entre 10 e 160 $g m^{-3} h^{-1}$ (1). Embora a capacidade de eliminação tenha tendência a aumentar, obviamente com a carga de massa e a concentra-

ção de poluente no gás e a diminuir com o tempo de residência acima de um valor limite, que não só depende da degradabilidade do composto mas também do tipo de suporte e das condições, este parâmetro permanece constante (14).

6. Aplicações da biofiltração

Apesar do grande número de trabalhos experimentais publicados nas últimas duas décadas sobre a biofiltração, é muito difícil fazer uma comparação dos resultados por causa: a) do prevalente uso das línguas alemã e holandesa, b) da referência a diversos critérios operativos, c) da utilização de diversos compostos orgânicos e inorgânicos, quase sempre presentes simultaneamente, d) dos diversos tipos de biofiltros usados, etc.

Utilizam-se hoje, especialmente na Europa, biofiltros de dimensões variáveis (com áreas entre 10 e 2.000 m^2) para a remoção de uma grande variedade de misturas de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas emissões de vários setores industriais, cujos fluxos (1.000-150.000 m^3/h) e concentrações (geralmente abaixo de 1.000 ppm) são igualmente muito variáveis.

Como pode-se ver na Tabela 1, onde são classificados os poluentes mais comuns removidos por biofiltração (8, 12, 20-22), as diferentes classes de poluentes e os diversos poluentes dentro da mesma classe caracterizam-se por uma biodegradabilidade bastante variável. Para a remoção dos compostos facilmente biodegradáveis, os microrganismos idôneos são geralmente presentes no material filtrante, enquanto que para os mais recalcitrantes são, na maioria das vezes, necessários inoculação e enriquecimento com microrganismos selecionados. Afinal, vê-se dos resultados obtidos em escala piloto e industrial (Tabela 2) como as eficiências de remoção são muitas vezes superiores a 90% (8, 10, 14, 22-27).

7. Microrganismos

Outro fator que influencia consideravelmente a efici-

ência de um biofiltro é a composição heterogênea da microflora, que depende em primeiro lugar da composição do gás. De fato, em consequência da progressiva adaptação dos microrganismos aos poluentes orgânicos presentes no gás, que dura geralmente dez dias (14), a distribuição da população orienta-se para cepas e espécies que naturalmente utilizam estes poluentes.

A distribuição da população ao longo do biofiltro tem sido há pouco resenhada (28). A purificação de ar contendo um baixo número de poluentes, pode ser efetuada através de uma população limitada a algumas espécies microbianas e geralmente precisa, para acelerar o arranque, da inoculação do biofiltro com culturas puras ou lodos ativados, previamente adaptados aos poluentes. Esta prática é particularmente eficaz na degradação de compostos orgânicos complexos ou recalcitrantes, como hidrocarbonetos halogenados ou aromáticos, que às vezes, necessitam, para acelerar o processo, de serem cometabolizados juntamente com outras substâncias mais facilmente degradáveis (29). Por outro lado, emissões gasosas poluídas simultaneamente por muitos compostos diversos, como as que são emitidas por plantas de tratamento dos esgotos ou de compostagem, necessitam como inóculo, para serem degradadas, de uma população

mais heterogênea capaz de utilizar várias rotas metabólicas diferenciadas, que são geralmente disponíveis nos microrganismos presentes nos lodos ativados e na compostagem. Em biofiltros com leito de erice e terra vegetal, utilizados para tratar emissões de fossas sépticas (28), têm sido detectadas cargas microbianas de 10^5 , 10^4 e 10^3 unidades, capazes de formar colônias por grama de suporte (CFU/g) respectivamente para microrganismos oligo-heterotróficos, copro-heterotróficos e autotróficos.

A grande vantagem de usar populações heterogêneas tem que ser reconduzida à capacidade de sobreviver, aerando periodicamente o leito por longos períodos de inatividade (até 2 meses), embora a atividade microbiana acabe por ser obviamente comprometida (30).

A maioria dos microrganismos que crescem nos biofiltros usados para o tratamento de gases poluídos por substâncias orgânicas são eubactérias heterotróficas, Actinomicetos e fungos (1, 31), que utilizam os poluentes como fontes de carbono e energia. A população heterotrófica continua sendo predominante e provavelmente responsável pela maior parte da atividade degradativa até em presença de poluentes inorgânicos (tiosulfato, ácido sulfídrico, etc.), que deveriam favorecer o desenvolvimento de microrganismos quimio-litoautotróficos (geralmente

percentes ao gênero *Thiobacillus*) capazes de utilizar estas substâncias e o dióxido de carbono respectivamente como fontes de energia e carbono (28, 32, 33).

No que diz respeito à influência da estrutura do material filtrante sobre a carga microbiana, tem sido demonstrado que biofiltros de compostagem contêm uma população mais abundante que os biofiltros de terra (34). Embora Liebe e Herbig tenham chamado a atenção sobre o risco de

ALTA	BOA	MÍNIMA	NULA	INCERTA
Alifáticos Butadieno	Alifáticos Hexano	Alicíclicos Ciclohexano	Halogenados 1,1,1-Tricloroetano	Alifáticos Acetileno
Aromáticos Etilbenzeno, Xilêno <u>Cresóis</u>	Aromáticos Benzeno, Estireno, Tolueno <u>Fenóis</u>	Alifáticos Metano, Pentano		Azotados <u>Isocianatos</u>
Azotados Trimetilamina	Halogenados <u>Clorofenóis</u>	Aromáticos <u>Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos</u>		Oxigenados Metil metacrilato
Oxigenados <u>Álcoois</u> : Butanol, Etanol, Metanol <u>Aldeídos</u> : Acetaldeído, Formaldeído <u>Ésteres</u> : Etil acetato <u>Éteres</u> : Tetrahydrofurano <u>Cetonas</u> : Acetona <u>Ácidos orgânicos</u> : Ácido butírico	Azotados <u>Amidas</u> <u>Heterocíclicos</u> : Pridina <u>Isonitrilas</u> <u>Nitrilas</u> : Acetonitrila	Halogenados Tetracloroeto de carbono, Dicloroetano, Diclorometano, Pentaclorofenol, Percloroetileno, Tricloroetano, Tricloroetileno		<u>Sulfurados</u> <u>Isotiocianatos</u>
Sulfurados Metil mercaptano	Oxigenados Metilisobutilcetona	Azotados <u>Nitrocompostos</u>		
Inorgânicos HCl, HF, H ₂ S, NH ₃ , NO (exceto NO ₂), PH ₃ , SiH ₄ , SO ₂	<u>Sulfurados</u> <u>Heterocíclicos</u> : Tiofeno <u>Sulfocianatos</u> <u>Tioéteres</u> : Dimetil sulfureto	Oxigenados Dioxana		
		<u>Sulfurados</u> Disulfureto de carbono		

Tabela 1 - Classificação dos principais poluentes que podem ser removidos por biofiltração de acordo com a sua biodegradabilidade (8, 12, 20-22).

emissões de esporos fúngicos durante a biofiltração e as operações de manutenção do biofiltro (35), parece que a concentração de células bacterianas

e de esporos fúngicos nas emissões tratadas seja apenas um pouco maior daquela observada nos gases afluentes (34, 36).

Tabela 2 - Dados de condução referidos a aplicações representativas de biofiltros em escalas piloto e industrial.

APLICAÇÕES	U_p (m h ⁻¹)	Q_p (m ³ /h)	Poluentes	C_{p0} (mg/m ³)	τ (s)	Nº de estágios	η (%)	Ref.
INDÚSTRIA ALIMENTAR								
Produção de gelatina		35000	Odor		12-21	0.6-1	70-93	22
Transformação de cacau e chocolate	60	10000	Odor	410 ⁰ o.u.	22	2	99	22
Preparação de alimentos a base de peixe		40000	Odor	230 (C)	20	1	90	23
Indústria de aromas e fragrâncias	550	25400	Odor	10 ⁰ o.u.	22	2	50-90	22
Indústria de transformação de alimentos	400	9000	Odor	510 ⁰ o.u.	20	3	98	23
Transformação de carne		80000-120000	Odor	10 ⁰ o.u.	20	2	93	22
Panificação comercial		90-200	Odor	210 ⁰ o.u.	60-90	1	95	23
			VOC		25-60	2	99	8
			Etanol	1000-4000			80-100	8
			Metano	700			10	
			Alifáticos	200			10-30	
			Etil acetato				80-90	
Indústria do café	500		Odor	10 ⁰ o.u.		2	90	23
Produção de levedura	100		Odor	7500 o.u.		2	99	23
			Etanol	500			99	
INDÚSTRIA PETROQUÍMICA								
Tanques de gasolina		222	BTEX	3-70		2	75-90	8
Tanques de petróleo	100		H ₂ S	240		2	99	23
Limpeza de tanques	100		Benzeno	30		2	50	23
			Acrilonitrila	16-300			50-98	
			Alcoois	60			80	
Transformação de petróleo		8.5-70	BTEX		45-360	1	>95	10
			C2-C5				±50	
			Metano				±5	
			>C5				40-90	
OUTRAS INDÚSTRIAS								
Indústria do tabaco		30000	Odor		14	2	95	
			NH ₃	1.5				22
			Nicotina	3.5				
Produção de vernizes		11700	VOC	1800	38	2	90	22
Indústria farmacêutica		75000	VOC		108	3	80	22
Indústria fotográfica		140000	VOC	400	30	2	75	22
Indústria cerâmica		30000	Etanol		8	1	98	22
Fundição de metais		40000	Benzeno	9	30	1	80	22
Emissões industriais		17000	Etanol	1000-4000	60	2	80-90	8
Síntese de resinas	65		VOC	25000		2	40	23
Indústria química		0.7-0.8	VOC	2000-10000		1	82	24
Indústria editorial	200		Ésteres, Alcoois	1200		2	90	23
PLANTAS DE TRATAMENTO								
Tratamento de esgotos		10000	Odor		29	2	90-95	
			H ₂ S	10				22
		30000	Acetona	8		2		
			Odor					
			H ₂ S	4.7			96	25
			NH ₃	0.15				
	200		H ₂ S	300		1	80	23
Tratamento de esgotos da indústria petroquímica	100		Odor	1.310 ⁰ o.u.		2	75	23
Plantas de compostagem		154000-240000	Odor		30-47	4	>90	26
		16000-22000	Odor		40-60	1	93-96	14
	100	Odor	1.3.10 ⁰ o.u.			2	95	23
ATIVIDADES ARTESANAIS								
Vernizagem da madeira	200		VOC	250		1	50	23
Vernizagem de metais	70		H ₂ S	4000 o.u.		2	90	23
Vernizagem a aspersão			Estireno	60-600	15-60	1	95	27

VOC: Compostos orgânicos voláteis **BTEX:** Misturas de benzeno, tolueno e xilênios. **u.o.:** unidades de odor

8. Considerações econômicas

Comparar na literatura os custos de sistemas de biofiltração é muito difícil devido ao uso de moedas diferentes, às flutuações recíprocas dos custos, à variabilidade temporária dos preços, aos diversos padrões, etc. Mesmo assim, em comparação com outras técnicas de tratamento, não existe dúvida acerca da conveniência econômica da biofiltração, graças as seguintes vantagens: a) custos operativos mínimos, b) escassa produção de subprodutos a serem eliminados, c) fácil operação de arranque, d) estabilidade operativa no estado estacionário, e) baixa temperatura de trabalho, f) baixo custo dos materiais, g) simples tecnologias de construção, h) simples sistema de controle e i) consumos energéticos limitados.

Os custos operativos e de manutenção de um

biofiltro variam na Europa entre \$EUA 0,2 e 0,5 por cada 1.000 m³ de gás a serem tratados, incluindo interesses e amortização, consumo de água, substituição e/ou regeneração do material filtrante, pessoal, tratamento de esgotos e custos energéticos para alimentar os compressores (1, 31, 37-40). Tem sido estimada para os EUA uma redução de custos que chega até a metade desses valores, sem considerar porém as despesas da periódica substituição de material e do menor custo da energia elétrica (1).

Os custos de capitais geralmente incrementam com: a) a elevada concentração de poluentes no gás, b) a baixa biodegradabilidade dos componentes, c) a necessidade de pré-tratamentos, d) a escassa disponibilidade de gás poluído, e) a falta de espaço em proximidade da fonte de poluição, e f) o transporte. Pois que os custos de transporte dependem exageradamente do país e do lugar da instalação, é possível uma comparação séria só prescindindo deste fator. Nessa base, os custos de capitais de um biofiltro aberto a único estágio podem oscilar entre 300 e 1.000 \$ por m² de material filtrante na Europa (40-42) e entre 600 e 1.000 \$/m² nos EUA (1). Esses custos podem chegar até 3.800-5.700 \$/m² no caso em que a falta de espaço imponha a construção do filtro acima da planta (43) e até 1.000-5.000 \$/m² em particulares situações meteorológicas (neve, chuva, etc.) que obriguem a usar biofiltros abertos. Versões múltiplas custam cerca de o dobro de um biofiltro a único estágio (40).

Por depender muito do preço do material de enchimento no mercado local e do custo do material com que tem que ser misturado, observam-se flutuações entre 60 e 700 \$/m³ (42, 43).

Tomando-se a remoção de odores como base de comparação entre diversas técnicas de tratamento, como bioabsorção, absorção química, adsorção e ozonização, a biofiltração permite poupar, dependendo da composição do gás, respectivamente 15-30%, 45-70%, 50-75% e 80% dos custos totais, demonstrando assim, ser sem dúvida o mais conveni-

ente em caso de disponibilidade de espaço (10, 42, 44). O sucesso da biofiltração parece ser o resultado da incidência particularmente baixa dos custos operativos sobre os custos totais, em comparação com os outros sistemas.

9. Conclusões

Como tem sido evidenciado neste trabalho, pode-se considerar a biofiltração uma técnica afirmada no controle dos odores e no tratamento de gases poluídos, que representa uma nova geração de tecnologias para o controle da poluição do ar.

Durante os últimos vinte anos, graças aos progressos alcançados na microbiologia e na engenharia de processo, a biofiltração tem ganhado a confiança de um grande número de setores industriais e vem sendo aplicada a cada dia mais.

Eficiências de remoção maiores de 90% não são exceções no caso dos comuns poluentes das emissões industriais, como álcoois, éteres, aldeídos, cetonas e compostos voláteis monoaromáticos.

Os maiores esforços da pesquisa aplicada vêm sendo orientados ao isolamento, à seleção e à construção de microrganismos capazes de crescer em cultura pura utilizando fontes de carbono recalci-trantes a velocidades comparáveis com as que normalmente se encontram com os comuns substratos. Por estas razões, é claro que o ulterior desenvolvimento e as possíveis novas aplicações desta tecnologia, dependerão da possibilidade real de utilizar estes novos micróbios em cultura pura, ou consórcios selecionados nas peculiares condições presentes nos biofiltros.

Os baixos custos operativos, a simplicidade tecnológica dos biofiltros, as limitadas necessidades energéticas e a mínima produção de subprodutos a serem eliminados fazem da biofiltração, em comparação com as outras técnicas de controle da poluição do ar, uma alternativa muito interessante do ponto de vista econômico, em particular em presença de grandes volumes de gases poluídos por contaminantes facilmente biodegradáveis e presentes em baixa concentração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. G. Leson e A.M. Winer, *J. Air Waste Manage. Assoc.* 41, 1045-1054 (1991).
2. D.H. Kampbell, J.T. Wilson, H.W. Read e T.T. Stocksdale, *J. Air Pollut. Control. Assoc.* 37, 1236-1240 (1987).
3. B. Jäger e J. Jager, *Müll und Abfall* 2, 48-54 (1978).
4. D.K.B. Thistlethwayte, B. Hardwick e E.E. Goleb, *Chimie Ind.* 106, 795-801 (1973).
5. H. Hartmann, *Stuttg. Ber. Siedlungswasserwirtsch* 59, 3-19 (1977).
6. S. Cernuschi e V. Torretta, *Ingegneria Ambientale* 25, 248-264 (1996).
7. F.J. Weber e S. Hartmans, in A.J. Dragt e J. van Ham eds., *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*, Elsevier Science Publ., Amsterdam, 1992, pp. 125-130.
8. W.J. Swanson e R.C. Loeher, *J. Environ. Eng.* 123, 538-546 (1997).
9. F. Alfani, L. Cantarella, A. Gallifuoco e M. Cantarella, *Acqua-Aria* 10, 877-884 (1990).
10. G. Leson e B.J. Smith, *J. Environ. Eng.* 123, 556-563 (1997).
11. E. Eitner, *VDI-Berichte* 735, 191-214 (1989).
12. S.P.P. Ottengraf, J.J.P. Meesters, A.H.C. van den Oever e H.R. Rozema, *Bioproc. Eng.* 1, 61-69 (1986).
13. H.L. Bohn, in *Proc. 86th Annual Meeting of Air & Waste Manag. Assoc.*, Denver, CO, 1993.
14. S.P.P. Ottengraf, in H.J. Rehm e G. Reed eds., *Biotechnology*, VCH, Weinheim, Vol. 8, 1986, pp. 425-452.
15. J. Monod, *Ann. Rev. Microbiol.* 3, 371-394 (1949).
16. S.P.P. Ottengraf e A. van den Oever, *Biotechnol. Bioeng.* 19, 1411-1417 (1986).
17. R. Marsh, *Instn. of Chem. Engrs.*, 3, 13.1-13.14 (1992).
18. F. Sabo, U. Motz e K. Fischer, in *Proc. 86th Annual Meeting of Air & Waste Manag. Assoc.*, Denver, CO, 1993.
19. J.S. Devinsky e D.S. Hodge, *J. Air Waste Manag. Assoc.* 45, 125-131 (1995).
20. H.L. Bohn, *Chem. Eng. Progr.* 88(4), 34-40 (1992).
21. Verein Deutscher Ingenieure, VDI 3477, *VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft*, Band 6, 1991, pp. 1-29.
22. S.P.P. Ottengraf e R.M.M. Diks, in A.J. Dragt e J. van Ham eds., *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*, Elsevier Science Publ., Amsterdam, 1992, pp. 17-31.
23. A.J. Dragt e S.P.P. Ottengraf, in *Proc. Conf. on Advanced Technology and Biotechnology for the Environmental Protection*, SIBALISER, Siracusa (Itália), 19-21 março 1987, pp. 243-258.
24. M.A. Deshusses, *J. Environ. Eng.* 123, 563-568 (1997).
25. M. Pescari e V. Pizzirani, "Impianto biologico trattamento odori del depuratore acque reflue città di Bologna", Seminario di studio, Universidade de Pisa, Itália, 23 maio 1997.
26. I. Trentini e R. Vismara, *Biologi Italiani*, 28(1), 16-26 (1998).
27. A.P. Togna e S. Frish, in *Proc. 86th Annual Meeting of the Air & Waste Management Association*, Denver, CO, 1993.
28. L. Benedusi, G. Caretta, C. Collivignarelli, C. Dacarro, G. Del Frate e V. Riganti, *Ingegneria Ambientale* 22, 271-284 (1993).
29. S.J. Ergas, K. Kinney, M.E. Fuller e K.M. Scow, *Biotechnol. Bioeng.* 44, 1048-1054 (1994).
30. S.P.P. Ottengraf e A.H.C. van den Oever, *Biotechnol. Bioeng.* 25, 3089-3102 (1983).
31. K.F. Kosky e C.R. Neff, in *Proc. NWWA/API Conf. on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water*, Houston, TX, 9-11 novembro 1988.
32. H. van Langenhove, E. Wuyts e N. Schamp, *Wat. Res.* 20, 1471-1476 (1986).
33. C. Kyeoung-Suk, H. Mitsuyo e S. Makoto, *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 1183-1189 (1992).
34. D. Bardtke, in *Biologische Abluftreinigung*, Expert Verlag, Ehningen, Alemanha, 1990, p. 1.
35. H.G. Liebe e V. Herbig, *UBA Abschlussbericht II*, 1.1-50441-4/51 (1986).
36. R.M.M. Diks e S.P.P. Ottengraf, in *VDI Berichte* 735, VDI Verlag, Düsseldorf, 1989, p. 7.
37. J.A. Don, in *VDI Berichte* 561, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, 1986, pp. 63-74.
38. B. Hippchen, *Mikrobiologische Untersuchungen zur Eliminierung organischer Lösungsmittel im Biofilter*, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 94, Oldenbourg, Munique, 1985.
39. P.G. Maurer, *BMFT Forschungsbericht T*, 79-114 (1979).
40. D. Eitner, in *Biologische Abluftreinigung*, Expert Verlag, Ehningen, 1990, p. 55.
41. L. Rodhe, L. Thysellus e U. Berglung, "Biofilters for odour reduction - installation and evaluation", Jordbrukstekniska Institutet, Uppsala, Sweden, Report N. 76 (Joint JTI/AFRC Engineering, Silsoe, translation N. 1, New Series), 1988.
42. C.C. Pearson, V.R. Phillips, G. Green e I.M. Scotford, in A.J. Dragt e J. van Ham eds., *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*, Elsevier Science Publ., Amsterdam, 1992, pp. 245-254.
43. V. Torretta, *Ingegneria Ambientale* 25, 379-389 (1996).
44. J.L. Blitz e A.F. Elvidge, *Environmental Protection Bulletin* 16, 3-6 (1992).