



Xử lý sinh học pha khí

Bởi:

Ngô Tự Thành

Mở đầu

Xử lý sinh học pha khí có thể được áp dụng đối với các khí thải ra từ các quá trình xử lý đất, xử lý nước ngầm, xử lý nước thải, và từ các hoạt động công nghiệp, nếu chúng có chứa các chất gây ô nhiễm có khả năng bị phân hủy sinh học như: những hydrocacbon dầu mỏ, các dung môi halogen hóa và không halogen hóa, các sulfua (ví dụ H₂S), và amoniac.

Các chất gây ô nhiễm cần phải được chuyển vào pha lỏng để vi sinh vật có thể chuyển hóa chúng. Như vậy xử lý sinh học pha khí bao gồm ba bước: sự chuyển chất gây ô nhiễm dạng khí vào pha lỏng, sự chuyển chất lỏng này vào tế bào vi sinh vật, và sự phân hủy chất này nhờ vi sinh vật.

Mặc dù có thể xử lý pha khí theo hai kiểu: kiểu sục khí qua một huyền dịch vi sinh vật, và kiểu dùng một tầng lọc, nhưng kiểu sau được áp dụng nhiều hơn.

- *Kiểu sục khí qua huyền dịch*: được ứng dụng hầu như bằng cách kết hợp với việc dùng không khí ô nhiễm để thông khí vào hệ thống bùn hoạt tính của xử lý nước thải. Trong những trường hợp như vậy, việc xử lý các chất gây ô nhiễm dạng khí chỉ là một công việc kết hợp với xử lý nước thải chứ không phải là công việc được thực hiện trong một hệ thống thiết kế riêng.

- *Kiểu xử lý bằng một tầng lọc*: đây là kiểu xử lý sinh học thực sự với các chất gây ô nhiễm ở dạng khí. Các hệ thống tầng lọc được chế tạo lần đầu đã được dùng để không chế mùi ở các trạm xử lý nước thải [205, 230, 231].

Tùy theo chất liệu dùng làm tầng lọc và theo sự cải tiến dần các hệ thống tầng lọc mà chúng có tên gọi và tác dụng khác nhau như sau:

+ *Các lọc với tầng lọc bằng đất (soil filters)*: đó là những hệ thống lọc với tầng lọc đầu tiên được dùng bằng đất, có tốc độ dòng khí đi qua ($m^3/m^2 \cdot \text{giờ}$) tương đối thấp.

+ *Các lọc sinh học (biofilters)*: rất giống với các hệ thống lọc bằng tầng lọc dùng để xử lý nước thải. Những lọc sinh học này khác chủ yếu ở chỗ các chất gây ô nhiễm đi qua

nó là dạng khí chứ không phải dạng lỏng, và khi những lọc này vận hành thì không có một pha lỏng chuyển động.

+ *Các lọc chảy giọt sinh học (biotrickling filters)*: đó là sự cải tiến các lọc sinh học nói trên, theo đó những hệ thống lọc pha khí được cung cấp chất dinh dưỡng lỏng bằng cách phun từ phía đỉnh cột lọc, và dòng này được tái tuần hoàn liên tục [209, 235, 236].

+ *Tháp lọc khí sinh học (bioscrubber)*: đó là sự cải biến công nghệ lọc sinh học cơ sở, theo đó, một huyền sịch vi sinh vật được phun từ phía trên tầng lọc, được thu lại ở đáy, và được hồi lưu vào một nồi phản ứng sinh học có huyền dịch vi sinh vật đang sinh trưởng [216].

Những ưu điểm quan trọng của các hệ thống lọc sinh học so với các hệ thống khác kiểm soát sự ô nhiễm không khí là: chi phí đầu tư và chi phí vận hành thấp, đòi hỏi ít năng lượng, và không có các chất thải và các sản phẩm phụ cần được xử lý tiếp hoặc thải bỏ.

Mặc dù mục đích của các hệ thống thông thường dùng cho việc loại bỏ VOC khỏi các dòng chất thải là kiểm soát sự ô nhiễm do pha khí gây ra, nhưng chính mỗi hệ thống lại sinh ra một dòng chất thải đòi hỏi được xử lý hoặc thải bỏ. Trong bảng 10.1 có tóm tắt các công nghệ hiện đại về khống chế chất hữu cơ dễ bay hơi, với các chất thải và sản phẩm phụ sinh ra, các chi phí về năng lượng cũng như những hạn chế của chúng.

Bảng 10.1. So sánh các công nghệ kiểm soát chất gây ô nhiễm dạng khí

| Công nghệ | Các chất thải/ Sản phẩm phụ | Chi phí năng lượng | Nhận xét |
|--------------------|--|--------------------|---|
| Hấp phụ | Cacbon hoạt tính hết tác dụng (các hệ thống tái sinh được cacbon này thường được dùng kết hợp với sự ngưng tụ và sự thiêu đốt) | Vừa phải đến cao | Sự phát thải khí ở mức thấp đến vừa phải, với các chất có trọng lượng phân tử khoảng từ 45 đến 130. |
| Hấp phụ | Nước thải, bùn hóa chất | Vừa phải | Các chất thải chỉ giới hạn ở nhóm các hợp chất hòa tan (ví dụ H ₂ S, axeton, metanol). |
| Oxy hóa bằng nhiệt | NO _x , CO, HCl, các chất hữu cơ độc tiềm tàng. | Cao | Hiệu suất ổn định, nếu thực hiện với đủ thời gian, nhiệt độ, và sự khuấy trộn tốt. |

| | | | |
|---|---|-------------------|---|
| Oxy hóa có xúc tác (thiêu đốt có xúc tác) | NO _x , CO, HCl, các chất hữu cơ độc tiềm tàng. | Vừa phải tới cao | H ₂ S, HCl, hoặc vật chất dạng hạt có thể phá hủy chất xúc tác. |
| Ngưng tụ | Các chất không bị phá hủy; tuy nhiên, có thể từ đây thu được các sản phẩm khác. | Cao | ít chất có nồng độ cao. |
| Lọc sinh học | Môi trường compost, được thải ra cứ 2- 5 năm một lần. | Thấp | Các chất thải ra có khả năng bị phân hủy sinh học, có nồng độ từ thấp đến vừa phải. |
| Lọc chảy giọt sinh học | Các vật liệu tổng hợp, dòng tế bào thải ra có tốc độ thấp. | Thấp đến vừa phải | Các chất thải ra có khả năng bị phân hủy sinh học, có nồng độ vừa phải đến cao. |

Các bộ phận lọc sinh học (biofilters)

Cấu trúc và nguyên lý hoạt động

Các lọc sinh học là những nôi phản ứng có một tầng lọc được nhồi hoặc nén chặt mà qua đó không khí cần xử lý được thổi qua hoặc hút qua, và trên đó có các tập đoàn vi sinh vật sinh trưởng thành những màng mỏng sinh học (biofilms). Ba loại cấu hình cơ bản của các lọc sinh học được mô tả trên hình 10.1.

Hình 10.1. Ba loại cấu hình chủ yếu của các lọc sinh học.

Các biofilm được cấu thành từ nhữn tế bào vi sinh vật (mà chủ yếu là vi khuẩn), các polysaccarit ngoại bào, và nước liên kết. Một màng chất lỏng phải tồn tại xung quanh các vi sinh vật vì chúng thu nhận toàn bộ chất dinh dưỡng cho mình từ pha lỏng. Người ta chưa biết rõ liệu có cần thêm một lớp nước nữa trong biofilm để duy trì điều kiện thích hợp cho biofilm hoạt động, hay không. Tuy nhiên, trong các lọc sinh học thông thường, vận hành ở độ ẩm 50- 60% treo trọng lượng, thì các màng chất lỏng là rất mỏng. Vì rằng compost được nhồi vào tầng lọc thường có tỷ diện từ 6 đến 10 m²/g nên các màng chất lỏng sẽ có độ dày từ 0,5 đến 5 ăm.

Một hệ thống xử lý nhờ lọc sinh học thường bao gồm bộ phận lọc sinh học và các bộ phận khác như máy thổi khí hoặc hút khí, máy làm ẩm, và đôi khi có thêm bộ phận chứa cacbon hoạt tính dạng hạt (GAC), như minh họa trên hình 10.2. Ngoài ra, cũng thường có thêm một bộ phun điều khiển bằng tay, phun nước thành sương trực tiếp lên vật liệu

nhồi. Thay vì bộ phun nước trực tiếp, đó có thể là một ống xoắn (“ruột gà”) làm nguội bớt nhiệt độ của khí ra và làm ngưng tụ độ ẩm ở dạng hơi rồi đưa trở lại vào tầng lọc.

Hình 10.2. Các bộ phận của một hệ thống sinh học: bơm đẩy khí, phòng làm ẩm, bộ phận lọc sinh học, và bộ phận hấp phụ bằng GAC.

Các lọc sinh học hoạt động theo kiểu hút đường như có tác dụng phân bố dòng tốt hơn kiểu đẩy. Tuy nhiên, những sự giảm áp suất thường là dưới 10 mm H₂O cho mỗi m vật liệu nhồi, và sự tổn thất áp suất qua chính tầng lọc thường không gây ra vấn đề gì trừ phi sự tích lũy sinh khối do nạp nhiều vật liệu hữu cơ làm tắc những khe hở nhỏ giữa các hạt của vật liệu nhồi. Sự giảm áp suất không nhiều có thể gây ra những vấn đề về sự phân bố dòng không khí. Những thất thoát về áp suất trong dòng khí từ dưới lên của các bộ phận xử lý và trong dòng khí từ trên xuống của lọc sinh học có thể dẫn đến những khác nhau đáng kể về áp suất và các bộ phận hoạt động theo kiểu áp suất âm đã ngừng hoạt động do độ chân không lớn. Việc chọn tốc độ dòng khí nào để vận hành thì tùy thuộc vào các chất ô nhiễm cần loại bỏ, nhưng thông thường thì tốc độ ấy là từ 1 đến 2 m³/m². phút, căn cứ trên tổng tiết diện ngang.

Xử lý pha khí bằng lọc sinh học được áp dụng ở quy mô lớn hầu hết để khống chế những mùi khó chịu, nhưng cũng ngày càng được dùng để loại bỏ các hợp chất hữu cơ dễ bay hơi. Với sulfua, có thể xử lý được ở các nồng độ từ dưới một đến vài trăm ppm. Với các chất hữu cơ dễ bay hơi, cũng có thể xử lý có kết quả các khoảng nồng độ tương tự. Có thể đạt được những tốc độ nạp chất hữu cơ tới 4g cacbon/m².phút, tức khoảng 10 lần lớn hơn so với tốc độ nạp vào các lọc chảy giọt tốc độ cao có tầng lọc bằng đá dùng trong xử lý nước thải.

Công nghệ sinh học đã trải qua khoảng năm chục năm phát triển. Lúc đầu, vào thập kỷ 1950 nó được dùng để khống chế mùi tại các trạm xử lý nước thải, các trạm xử lý đất theo phương pháp ủ đống, và trong các quá trình công nghiệp [205]. Sau đó nó được phát triển thành một công nghệ mới để kiểm soát sự phát tán các chất hữu cơ dễ bay hơi, và được chấp nhận vào thập kỷ 1990. Các dòng khí gây ô nhiễm này có nồng độ thấp của các chất hữu cơ bay hơi tương đối dễ tan và có khả năng bị phân hủy sinh học thì rất phù hợp để xử lý bằng lọc sinh học.

Sự lọc sinh học có thể được kết hợp với phương pháp hút hơi từ đất (SVE) hoặc với sự hút hết không khí của nước ngầm, nhằm phục hồi sinh học một địa điểm ô nhiễm. Những nghiên cứu mới đây về các hệ thống lọc sinh học, ở quy mô phòng thí nghiệm và quy mô sản xuất, được tóm tắt trong bảng 10.2. Công nghệ này còn có tiềm năng ứng dụng trong các lĩnh vực khác bao gồm các ngành sản xuất như hóa học, dược, giấy, dệt, polyme, chất dẻo, công nghiệp in, các quá trình trang phủ bề mặt, cũng như trong ngành khai thác dầu mỏ và lọc dầu.

| Vật liệu | Các hợp chất | Nồng độ trong dòng vào, ppm y | Thời gian lưu, phút | Hiệu quả loại bỏ, % | Tài liệu |
|-------------------------------|--------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|----------|
| Compost | TOL | 73-1400 | 0,68- 1,2 | 40- 99 | |
| | Butylaxetat | 10-290 | | | |
| | Etylaxetat | 20- 400 | | | |
| | Butanol | 200 | | | |
| Đất | Propan | 2000, theo HC tổng số | 15 | > 85 | |
| | n- Butan | | | | |
| | Isobutan | | | | |
| GAC | TOL | 50- 1000 | 1,8 | 75- 99 | |
| | DCM | 1000- 3500 | | 20- 60 | |
| Than bùn | Styren | 200- 300 | 0,5- 1 | 90- 95 | |
| Compost và các hạt polystyren | MEK | 560- 2000 | 1- 1,5 | 98 | |
| | MIK | | | | |
| Vỏ cây và compost | Etanol | 500- 2200 | 0,2- 0,5 | 50- 90 | |
| | Metan | | | | |
| Rêu than bùn và đá trân châu | Metanol | 4600 | 5,6 | 90 | |
| Compost và đá trân châu | Kerosen | 60- 1000, theo cacbon | 3 | > 90 | |
| | Xăng | | | | |
| Compost và đá trân châu | DCM | 3- 50 | 0,5- 1 | > 96 | |
| | TOL | | | | |
| Compost và đá trân châu | BZ | 0,01- 10 | 0,5- 2 | 83- 95 | |
| | TOL | | | 88- 97 | |
| | XYL | | | 88- 93 | |
| | DCM | | | 20- 40 | |
| | TCM | | | 20- 40 | |
| Compost và đá trân châu | Xăng | 100- 1000 | 2 | > 95 | |

Tóm tắt các nghiên cứu liên quan đến sự lọc sinh học các chất hữu cơ bay hơi

Ghi chú: CM- clorometan, EtBZ- etylbenzen, MEK- metyl etyl keton, MIK- metyl isobutyl keton, DCM- diclorometan, BZ- benzen, TOL- toluen, XYL- xylen, TCE- trichloroetan, TCM- trichlorometan.

Sự lọc sinh học đối với các nhóm chất gây ô nhiễm khác nhau

Các nhóm chất gây ô nhiễm được phân loại ở đây liên quan đến lọc sinh học bao gồm: các chất vô cơ, các chất hữu cơ ưa nước, và các chất hữu cơ kỵ nước.

Các chất vô cơ

- H₂S: Đó là chất gây ô nhiễm vô cơ chủ yếu, nó tan hoàn toàn trong nước và dễ dàng được hấp thụ vào pha lỏng. Sản phẩm chủ yếu của sự phân hủy sinh học H₂S là H₂SO₄.

Tại các vùng phản ứng của các bộ lọc sinh học xử lý H₂S có thể có pH cực kỳ thấp (trường hợp xuống tới khoảng 1 cũng không hiếm) và có thể xảy ra sự ăn mòn nghiêm trọng. Các vi khuẩn oxy hóa sulfua hoạt động tốt ở các trị số pH thấp nhưng sự tích lũy lâu dài axit cuối cùng cũng hạn chế hiệu suất của quá trình xử lý. Để khắc phục trở ngại này thì có thể áp dụng những cải biến của lọc sinh học, như lọc sinh học chảy giọt (biotrickling filters) và tháp lọc khí sinh học (bioscrubbers) trong đó axit được loại bỏ khỏi bộ phận xử lý trong một dòng chất lỏng.

- *Các khí amoniac, NO, và N₂O*: Cũng có thể được loại bỏ bằng sự lọc sinh học. Sự oxy hóa amoniac cũng dẫn đến sự tạo thành một axit, như trường hợp của H₂S. Khác với vi khuẩn oxy hóa sulfua, các vi khuẩn nitrat hóa không hoạt động tốt ở pH dưới 6,5. Bởi vậy cần phải khống chế pH trong các hệ thốn xử lý amoniac. Về phần các khí NO và N₂O (gọi chung là NO_x), sự oxy hóa chúng trong một lọc sinh học ở quy mô phòng thí nghiệm đã được công bố, nhưng với tốc độ loại bỏ rất thấp [206]. Phương pháp sinh học có triển vọng nhất để loại bỏ NO_x ra khỏi các dòng không khí là sự phản nitrat hóa (denitrification) [203, 204, 210]. Sự khử NO_x đòi hỏi các điều kiện kỵ khí tại chỗ, một nguồn cacbon và một nguồn năng lượng. Trong quá trình phản nitrat hóa thì môi trường được kiềm hóa.

Các chất hữu cơ ưa nước

Những chất này dễ tan và có thể tích lũy trong pha lỏng của chất nhồi trong tầng lọc sinh học. Bởi vậy, sự loại bỏ đáng kể chất hữu cơ ưa nước có thể là do sự hấp thụ hơn là bị phân hủy sinh học. Nếu có sự rút nước mạnh ra khỏi hệ thống, như trong trường hợp của các hệ thống lọc sinh học chảy giọt thì dòng chất lỏng có thể chứa các chất gây ô nhiễm với nồng độ cao.

Các chất hữu cơ kỵ nước

Nhóm BTEX là một ví dụ, chúng không tích lũy ở nồng độ cao trong chất nhồi, và các tốc độ phân hủy sinh học là vào khoảng tương tự như các tốc độ chuyển khối từ pha khí vào pha lỏng.

Vật liệu nhồi

Giới thiệu

Vật liệu nhồi phải có tỷ diện lớn, tính thấm lớn, cũng như phải cung cấp một nguồn dinh dưỡng tốt cho sinh trưởng của vi sinh vật. Vật liệu ấy có thể là vật liệu tự nhiên hay tổng hợp.

Các vật liệu tự nhiên bao gồm: đất, compost, than bùn, vỏ bào gỗ. Sỏi và đá có thể được dùng, nhưng do tỷ số bề mặt/khối lượng là nhỏ nên tốc độ phản ứng theo khối lượng là thấp.

Các vật liệu tổng hợp bao gồm: các hạt gốm, các hạt polyetylen, các hạt đất khuê tảo.

Dưới đây chúng ta thảo luận về một số loại vật liệu nhồi cụ thể.

Compost

Đó là loại vật liệu nhồi được dùng phổ biến nhất hiện nay. Có rất nhiều loại compost đã được dùng làm vật liệu nhồi, đó là các compost bắt nguồn từ rác sinh hoạt, từ bùn của nước thải, từ phân chuồng v.v... các tính chất của những compost ấy thì rất khác nhau, và đôi khi bao gồm cả những nhược điểm của chúng. Chẳng hạn có những loại compost nghèo dinh dưỡng và/hoặc nghèo vi sinh vật (mật độ quần thể thấp). Nói chung quần thể vi sinh vật trong compost là phong phú, và việc bổ sung vi sinh vật là không cần thiết. Tuy nhiên, nếu bổ sung thì việc khởi động hệ thống có thể diễn ra nhanh hơn. Các compost của đồng ủ phân trộn đang hoạt động (chưa hoại) chứa nhiều nito để sử dụng hơn so với các compost của đồng ủ đã xong (đã hoại), và nhiệt độ ở đó có thể lên đến trên 60⁰C.

Độ ẩm của vật liệu nhồi bằng compost nên được duy trì ở mức 50- 60% theo trọng lượng tươi. Độ ẩm cao thì làm giảm độ xốp có hiệu quả cũng như làm giảm dòng khí đi qua lọc, và có thể dẫn đến những điều kiện kỵ khí cục bộ. Độ ẩm thấp thì làm giảm hoạt tính vi sinh vật và tạo nên các kẽ nứt. Các compost ẩm hoặc ướt thì dần dần kết cứng lại, và khi ấy người ta phải bổ sung vật liệu làm xốp để duy trì độ xốp và kết cấu của vật liệu nhồi cũng như ngăn cản sự tụt áp suất. Các vật liệu làm xốp được dùng bao gồm: vật liệu gốm xốp, đá trân châu, vỏ bào gỗ, vỏ cây, và các hạt nhựa xốp; chúng được trộn với compost theo tỷ lệ khoảng 1:1 theo khối lượng.

Để cho compost khỏi bị khô đi trong khi hệ thống hoạt động thì không khí ô nhiễm đưa vào để xử lý qua lọc sinh học chứa compost phải được làm bão hòa nước. Trong nhiều trường hợp thì không khí ô nhiễm cần phải được làm ẩm. Vật liệu compost cũng có thể bị khô đi bởi *nhiệt* sinh ra do sự phân hủy sinh học trong quá trình lọc, hoặc do bị phơi dưới ánh sáng mặt trời. Khi ấy, phải cần đến một phương pháp bổ sung nước hoặc kiểm soát độ ẩm. Các phương pháp kiểm soát độ ẩm sẽ được thảo luận ở một phần dưới đây.

Vật liệu nhồi tổng hợp

Thuộc về loại này có: các hạt chất dẻo, đất khuê tảo, và được dùng nhiều nhất là cacbon hoạt tính dạng hạt (GAC). Chúng được dùng trong các thực nghiệm ở quy mô phòng thí nghiệm cũng như pilot. Hiệu suất của hệ thống dùng vật liệu nhồi tổng hợp về cơ bản không khác so với dùng vật liệu nhồi tự nhiên.

Những ưu điểm của vật liệu nhồi tổng hợp bao gồm: sự tổn thất áp suất là nhỏ, ít gây tắc nhờ có các khe hở lớn giữa các hạt vật liệu, tỷ diện lớn, và riêng với GAC thì còn có tính hấp phụ các chất gây ô nhiễm vào pha rắn. Tuy nhiên, sự tổn thất áp suất trong các hệ thống dùng compost đã hoạt động lâu tới vài năm cũng chỉ ở mức 1- 3 cm, và trong số các hệ thống sử dụng vật liệu nhồi tổng hợp thì chỉ có GAC là có tỷ diện lớn hơn của compost. Vì các lỗ của GAC nhỏ hơn các tế bào vi khuẩn nên tỷ diện lớn của GAC không làm tăng khả năng phản ứng. Ngoài ra, đối với các hệ thống hoạt động theo kiểu dòng liên tục thì GAC nhanh chóng trở nên cân bằng với pha khí. Cũng có giả thuyết cho rằng nếu các chất gây ô nhiễm có khả năng bị phân hủy sinh học thì GAC có thể cung cấp môi trường đệm, nhưng điều này chưa được chứng minh.

Độ ẩm và chất dinh dưỡng cũng cần được cung cấp cho các lọc sinh học dùng vật liệu nhồi tổng hợp, giống như đối với các hệ thống dùng compost. Không khí thì được làm ẩm, còn các chất dinh dưỡng thì được dung cấp thông qua hệ thống làm ẩm, hoặc bằng cách nhúng định kỳ vật liệu nhồi vào một dung dịch dinh dưỡng [212].

Sự phân phối khí

Có bốn kiểu phân phối khí được dùng hiện nay trong các hệ thống lọc sinh học: dùng các ống có đục lỗ nhỏ, dùng các buồng áp lực, dùng các khối dung kết, và dùng các khoảng thông gió trần.

- Trong các hệ thống dùng các ống đục lỗ nhỏ, tầng lọc có một mạng lưới các ống đục lỗ nhỏ ở thành được đặt trong một tầng các hạt sỏi.

- Trong các hệ thống lọc dùng buồng áp lực, không khí được cung cấp và phân phối nhờ một buồng áp lực đặt ở đáy hoặc ở đỉnh của tầng lọc. Buồng áp lực chỉ được áp dụng cho các tầng lọc nhỏ, vì rằng các buồng áp lực lớn thì không ổn định, và với các lọc lớn thì vật liệu lọc của chúng cũng nặng [218].

- Trong các hệ thống có khối dung kết, sự phân phối không khí được thực hiện thông qua các khối bê tông khía rãnh làm sẵn, có tác dụng kép: thông khí và thoát nước.

- Các hệ thống có khoảng thông gió trần là những hệ thống nhỏ, ở đó trọng lượng vật liệu nhồi có thể được đỡ bằng những lưới (vì) kim loại mở rộng. Chiều cao thông thường của các khoảng thông gió trần là từ 150 đến 300 mm.

Không chế độ ẩm

Độ ẩm của môi trường lọc sinh học phải được không chế tốt để vận hành hệ thống lọc một cách mỹ mãn. Nếu độ ẩm này thấp thì có thể tạo thành những vùng khô, dẫn đến làm giảm hoạt tính vi sinh vật, và tạo nên những vết nứt của tầng lọc. Ngược lại, nếu độ ẩm này quá cao thì làm hạn chế sự vận chuyển khí, và tạo nên những vùng kỵ khí.

Thông thường, độ ẩm của môi trường lọc sinh học cần được duy trì khoảng từ 50 đến 65% theo trọng lượng:

$$\text{Hàm lượng ẩm} = \frac{\text{Khối lượng nước}}{\text{Khối lượng nước} + \text{khối lượng vật chất khô}} \quad (10.1)$$

Độ ẩm của tầng lọc thường được tạo ra bằng cách phun nước lên bề mặt tầng lọc và nhất là bằng cách làm ẩm các khí đi vào. Cách làm thứ hai là thiết yếu, trừ trường hợp xử lý các khí phát ra từ các quá trình xử lý nước thải. Độ ẩm tương đối của không khí đi vào bộ lọc sinh học nên ở mức khoảng 100% ở nhiệt độ của tầng lọc. Độ ẩm tương đối, theo định nghĩa, là tỷ lệ giữa áp suất riêng phần của hơi trong khí đối với áp suất hơi của nước lỏng tinh khiết ở nhiệt độ của khí:

$$H_r = 100 \frac{P_{H_2O}}{P_{vH_2O}} \quad (10.2)$$

trong đó H_r = độ ẩm tương đối, phần trăm.

P_{H_2O} = áp suất riêng phần của hơi có mặt thực sự trong khí, atm.

P_{vH_2O} = áp suất hơi của nước lỏng, atm.

Một buồng làm ẩm điển hình được mô tả trên hình 10.3.

Buồng này có một bộ phận tạo sương mù gắn ở phía trên, và không khí được thổi qua nó được làm ẩm bên trong buồng do dòng các hạt sương mù từ phía trên đi xuống. Thời gian lưu không khí trong buồng thường dưới 2 giây. Sự làm ẩm gây ra sự giảm nhiệt độ của khí một cách đặc trưng, do đó có thể cần bổ sung nhiệt vào buồng làm ẩm.

Hình 10.3. Sơ đồ nguyên lý của buồng làm ẩm dùng cho hệ thống lọc sinh học.

Đối với các hệ thống lọc xử lý khí dùng compost cho tầng lọc thì việc theo dõi hàm lượng ẩm của nó là khó khăn. Các bộ cảm biến nhận biết độ ẩm sẵn có trên thị trường thì không tốt lắm. Việc lấy mẫu định kỳ từ vật liệu của tầng lọc là khả thi nhưng đòi hỏi phải lấy ở nhiều điểm. Trên thị trường có bán một hệ thống lọc sinh học có bộ phận theo dõi hàm lượng ẩm của compost trong đó [240]. Các chất dinh dưỡng và dung dịch đệm có thể được đưa vào cùng với nước trong lúc khởi động hệ thống lọc. Còn việc đưa nước và chất dinh dưỡng trong thời gian vận hành thì có thể được kết hợp với sự đưa nước định kỳ vào hệ thống.

Về phần các hệ thống lọc xử lý khí có tầng lọc là vật liệu tổng hợp- như đá khuê tao chẳng hạn, ở quy mô phòng thí nghiệm, thì người ta đã chế tạo ra một hệ thống lọc có

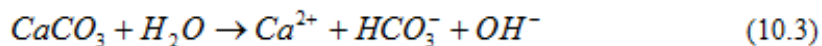
bộ phận cung cấp độ ẩm dưới dạng sol khí (aerosol) [223]. Các hạt sol khí được tạo ra từ một dung dịch dinh dưỡng nhờ một máy phun mù. áp dụng hệ thống này vào việc xử lý toluen và metyl clorit là rất có kết quả, thể hiện ở chỗ nó tạo ra rất ít nước chảy thành dòng, ít gây thất thoát áp suất, và có hiệu suất rất ổn định.

Không chế pH

Đối với sự loại bỏ các hợp chất hữu cơ bay hơi thì pH của vật liệu lọc nên được duy trì ở mức 7- 8,5. Việc xử lý các hợp chất lưu huỳnh khử và các hợp chất hữu cơ clo hóa có những nét đặc biệt. Khi chuyển hóa sinh học các hợp chất này thì sinh ra các sản phẩm phụ có tính axit, dẫn đến sự giảm tương ứng của pH môi trường lọc. Các điều kiện axit cao thường ức chế hoạt tính vi sinh vật vì hầu hết vi khuẩn ưa điều kiện trung tính. Tuy nhiên các vi khuẩn oxy hóa lưu huỳnh thích ứng tốt với các điều kiện axit. Có một chi vi khuẩn hóa tự dưỡng hiếu khí bắt buộc, chúng oxy hóa lưu huỳnh, qua đó sinh ra axit sulfuric và hoạt động tốt ở pH thấp tới 1.

Biện pháp chủ yếu để giảm mức độ axit của môi trường lọc là đưa các chất dùng để bón vôi trong nông nghiệp vào tầng lọc. Đó là các nhóm chất như các oxit, các hydroxit, những cacbonat, và xilicat của calci hoặc calci và magie. Các chất cụ thể vẫn dùng để bón vôi trong nông nghiệp gồm vôi tôi $[Ca(OH)_2]$, vôi sống (CaO), đá vôi ($CaCO_3$), vỏ sò nghiền ($CaCO_3$), dolomit $[CaMg(CO_3)_2]$, sét vôi (macnơ, tức đất + $CaCO_3$), và xỉ ($CaSiO_3$).

Tác dụng của tất cả các chất dùng để bón vôi là ở chỗ chúng trung hòa các ion H^+ trong dung dịch bằng các ion OH^- hoặc , ví dụ như phản ứng của calci cacbonat:



Những khác biệt về khả năng trung hòa và về tốc độ phản ứng của những vật liệu này phụ thuộc vào thành phần phân tử, độ tinh khiết của vật liệu và độ mịn của các hạt.

Ngoài biện pháp giống như bón vôi trong nông nghiệp, người ta thấy rằng việc rửa tầng lọc một cách định kỳ bằng nước cất hoặc bằng dung dịch natri bicacbonat cũng có tác dụng tốt trong việc loại bỏ các ion hydro và kéo dài tuổi thọ của tầng lọc. Như đã đề cập ở một phần trên đây, trong khi vận hành các tháp lọc khí sinh học (bioscrubbers) và các bộ lọc chảy giọt sinh học (biotrickling filters), người ta đưa liên tục dung dịch đệm vào môi trường dinh dưỡng.

Không chế nhiệt độ

Cũng như nhiều nhân tố khác, có thể thông qua nhiệt độ để điều khiển các phản ứng sinh hóa. Nói chung, khi nhiệt độ tăng thì tốc độ phản ứng tăng, cho tới khi đạt mức tối đa ở nhiệt độ tối ưu mà quá giới hạn đó thì tốc độ phản ứng giảm.

Mỗi vi sinh vật có một khoảng nhiệt độ sinh trưởng tối ưu. Đa số vi sinh vật trong các bộ lọc sinh học thuộc nhóm ưa ấm (mesophile), nghĩa là có thể sinh trưởng trong phạm vi từ 15 đến 45⁰C, và có khoảng nhiệt độ tối ưu từ 25 đến 35⁰C.

Các hệ thống lọc sinh học đã được áp dụng có kết quả tốt ở các vùng khí hậu lạnh như Wisconsin (Mỹ) [221] và Phần Lan [225]. Còn ở những vùng khí hậu lạnh hơn nữa thì cần phải cô lập các hệ thống lọc sinh học và làm nóng dòng khí đi vào hệ thống. Trong khi đó các dòng khí vào có nguồn gốc từ những dòng khí bị nóng từ các quá trình công nghiệp hay các quá trình khác thì có thể phải được làm nguội bớt trước khi được xử lý bằng biện pháp lọc sinh học. Về sự vận hành các hệ thống lọc sinh học trong khoảng nhiệt độ của nhóm vi sinh vật ưa nóng (thermophiles), 50- 65⁰C, nó chỉ có tính thực tiễn nếu có sẵn một nguồn cung cấp ổn định không khí nóng.

Giai đoạn thích ứng và các điều kiện quá độ

Trong thời kỳ đầu của vận hành các hệ thống lọc sinh học, dường như bao giờ cũng nhận thấy một giai đoạn thích ứng (acclimation period) hay còn gọi là giai đoạn mở đầu (lag period). Đó là khoảng thời gian từ lúc cấy vi sinh vật vào đến lúc nhận thấy hoạt tính (ví dụ sự phân hủy sinh học).

Sở dĩ có thời kỳ mở đầu ấy là vì quần thể vi sinh vật phải thích ứng với các chất gây ô nhiễm mà chúng phân hủy- tức là chúng sử dụng như một nguồn carbon và nguồn năng lượng, và/hoặc vì sự sinh trưởng của tập đoàn vi sinh vật từ số lượng nhỏ cá thể ban đầu. Nói một cách khác, các enzym của vi sinh vật có thể được cảm ứng chỉ khi nào tiếp xúc với cơ chất; hoặc những quần thể nhỏ bé ban đầu của vi sinh vật có khả năng phân hủy chất gây ô nhiễm có thể có mặt và chúng đòi hỏi thời gian để có thể sinh trưởng và bao phủ đến mức cần thiết bề mặt tại nơi mà sự phân hủy đáng kể có thể xảy ra.

Độ dài của thời kỳ mở đầu được các tác giả thông báo là rất khác nhau. Một số cho biết có một giai đoạn 10 ngày trước khi có các điều kiện ổn định, trong những hệ thống xử lý các chất khí bay ra từ chất để pha loãng sơn [228]. Một số khác thì nhận thấy một giai đoạn thích ứng dài 1 tuần lễ trước khi đạt được sự phân hủy ổn định đối với kerosen và hơi xăng không pha chì [229]. Thậm chí có giai đoạn thích ứng dài tới 1 năm khi dùng hệ thống lọc sinh học chứa compost để xử lý metyl ter-butyl eter [214]. Vẫn những tác giả của nghiên cứu này, về sau trong các thực nghiệm dùng vi khuẩn phân lập được từ hệ thống lọc sinh học chứa compost để đưa vào hệ thống lọc sinh học chứa vật liệu lọc tổng hợp thì nhận thấy giai đoạn mở đầu rút ngắn xuống còn 3 tuần lễ [215].

Một trường hợp khác, được nêu trên hình 10.4. Cột lọc sinh học ở quy mô phòng thí nghiệm này chứa compost dùng để xử lý dòng không khí chứa 40 ppm_v toluen và có thời gian lưu 1 phút. ậ đầu thời kỳ khởi động của hệ thống, nồng độ trong dòng ra tương đương nồng độ dòng vào. Sau giai đoạn mở đầu, sự phân hủy sinh học bắt đầu xảy ra nhưng với tốc độ chậm. Sau 17 ngày hoạt động, hệ thống đạt tới tốc độ xử lý ổn định.

Hình 10.4. Thời kỳ thích ứng của một hệ thống lọc sinh học chứa compost phân hủy toluen [211].

Giai đoạn mở đầu cũng xuất hiện trong các hệ thống lọc sinh học sau những thời kỳ ngừng hoạt động của hệ thống, khi nồng độ tăng lên, hoặc do sự nạp đột ngột.

Trong vận hành các hệ thống lọc sinh học cần lưu tâm đến vấn đề về giai đoạn thích ứng, vì nó có thể làm giảm hiệu quả xử lý, và như trên đã đề cập- nó có thể diễn ra ở thời kỳ khởi động hệ thống, sau những giai đoạn ngừng hoạt động, hoặc do sự thay đổi nồng độ ở dòng vào.

Các hệ thống lọc chảy giọt sinh học

Có thể coi rằng các hệ thống lọc chảy giọt sinh học là tương tự như các hệ thống lọc sinh học, như có thể thấy trên hình 10.5. Sự khác nhau về vật lý duy nhất là ở chỗ độ ẩm được cung cấp bằng cách phun nước liên tục từ trên đỉnh của cột lọc chứ không phải bằng cách đưa một dòng không khí bão hòa nước đi vào hệ thống. Tuy nhiên chính sự phun chất lỏng như vậy dẫn đến những khác biệt trên thực tế sau đây giữa hệ thống lọc chảy giọt sinh học so với lọc sinh học:

- Sự phun chất lỏng dẫn đến tạo thành một màng chất lỏng phủ kín bề mặt tầng lọc. Sự vận chuyển chất gây ô nhiễm từ pha khí vào pha lỏng vẫn là một bước then chốt trong quá trình xử lý, nhưng nó diễn ra chậm hơn, vì màng chất lỏng là dày hơn.

- Trong một hệ thống lọc chảy giọt sinh học không nên dùng tầng lọc bằng compost, vì nước sẽ tích lũy trong compost, làm cho độ xốp thực sự bị giảm, làm xuất hiện các điều kiện kỵ khí, và sự tổn thất áp suất tăng lên.

- Trong các hệ thống lọc chảy giọt sinh học, vật liệu lọc cần có kích thước lớn hơn so với trong các hệ thống lọc sinh học, để cho phép kết hợp dòng không khí và dòng chất lỏng. Trong các nghiên cứu trong phòng thí nghiệm, vật liệu lọc là các hạt đất khuê tảo có đường kính khoảng 5 mm và chiều dài khoảng 10mm đã biểu hiện một hiệu suất cao nhưng lại gây ra những phiền toái về sự tắc nghẽn [235].

- Trong thiết kế các hệ thống lọc chảy giọt sinh học, cần tính đến cả việc sử dụng nước mới đưa vào và nước dự trữ. Vì có sự hao hụt nước do dòng khí ra nên cần đưa nước từ

ngoài vào. Do sự tích lũy các muối trong dòng nước phun hồi lưu mà cần phải đưa một dòng nước từ trên xuống.

Hình 10.5. Sơ đồ một hệ thống lọc chảy giọt sinh học. Hướng của dòng không khí là tùy chọn. Cần cung cấp nước vào để bù đắp sự tổn thất chất lỏng do dòng khí ra.

Hệ thống lọc chảy giọt sinh học thường vận hành ở tốc độ phun chất lỏng khoảng $1 \text{ m}^3/\text{m}^2$.ngày [235], tương đương với tốc độ nạp thông thường của các hệ thống lọc chảy giọt có tốc độ thấp dùng trong xử lý nước thải. cũng giống như đối với các hệ thống lọc chảy giọt vận hành ở tốc độ thấp, màng sinh học (biofilm) không những không bị loại bỏ khỏi tầng lọc, mà còn tích lũy tại nơi nào có sự tăng tổn thất áp suất và gây nên sự phân dòng. Thường thấy sự tắc nghẽn nghiêm trọng trong các hệ thống lọc chảy giọt sinh học có tốc độ nạp hữu cơ nhỏ, ở mức $1,2 \text{ kg cacbon hữu cơ}/\text{m}^3$.ngày [234, 235]. Trong khi đó, ít gặp những vấn đề tương tự ở các hệ thống lọc sinh học dùng compost, thậm chí ở tốc độ nạp hữu cơ cao tới $9 \text{ kg cacbon}/\text{m}^3$.ngày [227]. Trên một hệ thống lọc chảy giọt sinh học có tầng lọc là đất khuê tảo, Kinney [224] quan sát thấy sự tắc nghẽn ở mức vừa phải, và sự giảm hiệu suất xử lý sau khoảng 60 ngày vận hành ở tốc độ nạp hữu cơ $1 \text{ kg cacbon}/\text{m}^3$.ngày, và đề ra phương thức khắc phục bằng cách đảo ngược hướng dòng khí ở các giai đoạn 1 đến 3 ngày. Kết quả là biofilm được phân bố đều hơn trong toàn bộ cột lọc, và hoạt động của hệ thống là ổn định hơn- không có sự tổn thất áp suất và sự giảm hiệu suất do tắc nghẽn.

Các biện pháp khắc phục sự tắc nghẽn bao gồm:

- Tăng kích thước các hạt vật liệu lọc để có được những khe hở lớn hơn. Với biện pháp này sẽ có tỷ diện nhỏ hơn và tốc độ xử lý chậm hơn.
- Rửa định kỳ vật liệu lọc [234, 236].
- Sử dụng các bộ phun sol khí để cung cấp độ ẩm và...
- Hạn chế dinh dưỡng để khống chế sự sinh sản của tế bào [219].

Các thông số thiết kế và vận hành

Các hệ thống lọc sinh học (và lọc chảy giọt sinh học) được thiết kế và vận hành dựa trên bốn thông số về tốc độ nạp: thời gian lưu trong tầng lọc trống rỗng, dòng khí, tốc độ nạp chất gây ô nhiễm, và khả năng loại bỏ chất gây ô nhiễm.

Thời gian lưu trong tầng lọc rỗng (empty-bed residence time, t_r) là thời gian lý thuyết trung bình mà một phân tử khí sẽ trải qua bên trong một tầng lọc trống:

$$t_r = \frac{V}{Q} \quad (10.5)$$

trong đó V = thể tích tầng lọc rỗng, m^3 .

Q = tốc độ dòng khí theo thể tích, m^3 /giờ.

Thông số này trong các nghiên cứu để loại bỏ các hợp chất hữu cơ bay hơi vẫn được áp dụng ở các trị số từ 0,3 đến 12 phút; khi xử lý các hợp chất khó bị phân hủy hoặc kém hòa tan thì cần một thời gian lưu lâu hơn. Các chất như hexan, benzen, toluen, và xylen là tương đối kém tan (11 đến 1.780 mg/L) nhưng đòi hỏi các trị số t_r dưới 1 phút để được loại bỏ hoàn toàn. Đường như tốc độ chuyển khối ít khi là nhân tố giới hạn trong các hệ thống lọc sinh học.

Tốc độ dòng khí hoặc tốc độ bề mặt v (m/giây) là số đo tốc độ trung bình của khí xuyên qua tầng lọc trống rỗng:

$$v = \frac{Q}{A} \quad (10.6)$$

trong đó A = diện tích tiết diện ngang, m^2 .

Thời gian lưu trong tầng lọc trống và tốc độ dòng khí liên hệ với nhau qua biểu thức:

$$v = \frac{h}{t_r} \quad (10.7)$$

trong đó h = chiều cao của tầng lọc, m.

Độ cao của các cột lọc sinh học thường vào khoảng 1 m, nhưng cũng có cột cao tới 1,5 m hoặc hơn thế [218]. Nồng độ chất gây ô nhiễm thường giảm rất nhanh theo chiều cao cột, và thông thường sự loại bỏ nó xảy ra trong khoảng 250 mm đầu tiên của cột. Việc tăng độ sâu của tầng lọc chỉ là cần thiết nếu tốc độ phản ứng hoặc tốc độ chuyển khối thấp, hoặc có sự giao thoa giữa các phản ứng. Việc dùng các tầng lọc sâu để xử lý những nồng độ lớn của chất gây ô nhiễm sẽ làm tăng sinh trưởng của vi sinh vật ở cuối dòng vào và do đó làm tăng nguy cơ tắc nghẽn, và như thế là phản tác dụng.

Tốc độ lý thuyết của khí đi qua các lỗ của vật liệu lọc (v_{pore}) hoặc tốc độ Darcy là tỷ số giữa tốc độ dòng khí và phần trống f (không có kích thước):

$$v_{\text{pilot}} = \frac{v}{f} \quad (10.8)$$

Tốc độ nạp chất gây ô nhiễm theo khối lượng, R_m ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{giây}$) có thể được xác định theo biểu thức:

$$R_m = \frac{QC_i}{V} \quad (10.9)$$

trong đó C_i = nồng độ chất gây ô nhiễm trong khí ở dòng vào, g/m^3 .

Khả năng loại bỏ (Elimination capacity, EC) chất gây ô nhiễm ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{giây}$) của một tầng lọc sinh học là tổng tốc độ loại bỏ chất gây ô nhiễm, và có thể được tính như sau:

$$EC = \frac{Q(C_i - C_o)}{V} \quad (10.10)$$

trong đó C_o = nồng độ chất gây ô nhiễm trong khí ở dòng ra, g/m^3 .

Số liệu về các nghiên cứu về lọc sinh học ở quy mô pilot thường được biểu diễn bằng đồ thị trên hệ tọa độ với trục hoành là tốc độ nạp chất gây ô nhiễm và trục tung là EC . Ví dụ, các số liệu từ một hệ thống pilot dùng để không chế sự phát thải H_2S được biểu thị trên hình 10.6 [242]. Theo đó, ở các tốc độ nạp thấp (nồng độ trong dòng vào thấp hoặc tốc độ dòng khí thấp) thì khả năng loại bỏ của tầng lọc tăng theo sự tăng tốc độ nạp; còn ở các tốc độ nạp cao thì khả năng loại bỏ của tầng lọc giữ nguyên không đổi khi tốc độ nạp tăng lên.

Hình 10.6. Xác định khả năng loại bỏ tối đa của môi trường lọc sinh học dựa trên khối lượng lưu huỳnh (S) được nạp [242].

Ví dụ 10.1. Xác định thể tích tầng lọc.

Dựa trên các số liệu ở hình 10.6 hãy xác định thể tích lọc cần thiết cho một hệ thống lọc sinh học với nồng độ H_2S trong dòng vào là 100 ppmv và tốc độ dòng là 2000 $\text{ft}^3/\text{phút}$ (biết rằng $P = 1\text{atm}$, $I = 25^\circ\text{C}$).

Bài giải

1. Tính tốc độ dòng tổng số của lưu huỳnh, MS

$$M_s = \frac{100(10^{-5})L \text{ H}_2\text{S}}{L \text{ không khí}} \frac{1 \text{ g mol}}{22,4 \text{ L}} (2000 \text{ ft}^3/\text{phút})(28,3 \text{ L}/\text{ft}^3)$$

$$= 0,253 \text{ g mol/phút}$$

$$= 8,09 \text{ g/phút} = 485 \text{ g-S/giờ}$$

2. Dùng trị số EC_{\max} ở hình 10.6.

$$EC_{\max} = 130 \text{ g-S}/\text{m}^3 \cdot \text{giờ}$$

$$V = \frac{M_s}{EC_{\max}} = \frac{485 \text{ g-S/giờ}}{130 \text{ g-S}/\text{m}^3 \cdot \text{giờ}}$$

$$= 3,73 \text{ m}^3 = \text{thể tích tầng lọc cần thiết.}$$

3. Trong thực tiễn, người ta thường thiết kế một hệ thống với thể tích lớn hơn từ 30 đến 70% so với tính toán.

Các quá trình vi mô

Mở đầu

Sơ đồ một lát cắt hiển vi qua vật liệu lọc của lọc sinh học được nêu trên hình 10.7. Theo đó, không khí chứa các chất ô nhiễm đi theo một đường ngoằn ngoèo len lỏi giữa các hạt vật liệu, mỗi hạt ấy được bao quanh bởi một màng chất lỏng chứa vi sinh vật. Các hợp chất hòa tan chứa trong các khí được phân chia vào những màng có hoạt tính sinh học này, tức biofilm, nơi mà chúng được cung cấp cho sự phân hủy sinh học. Mỗi cơ chất (các chất cho điện tử và các chất nhận điện tử) và mỗi chất dinh dưỡng cần thiết cho sự trao đổi chất của vi sinh vật phải được vận chuyển, hoặc từ pha khí hoặc từ pha lỏng vào biofilm- nơi xảy ra phản ứng. Tất cả các sản phẩm (ví dụ CO_2 , các chất trao đổi), trừ sinh khối, phải được vận chuyển ra khỏi biofilm. Vì thế, các hiện tượng vật lý, hóa học, và sinh học xảy ra liên quan đến biofilm bao gồm: hiện tượng bình lưu của pha khí; sự khuếch tán của pha khí hoặc/vào lỏng vào film, sự khuếch tán của biofilm, sự hấp phụ, và sự phân hủy sinh học.

Hình 10.7. Sơ đồ lát cắt hiển vi qua một tầng lọc xốp.

Xây dựng mô hình lý thuyết cho hoạt động của lọc sinh học

Các mô hình lý thuyết đã được đưa ra nhằm giải thích sự vận chuyển khối và sự phân hủy sinh học các chất gây ô nhiễm diễn ra trong các biofilm. Hầu hết các mô hình đang dùng được xây dựng dựa trên các phương pháp vẫn dùng trong các mô hình trước đó về sự vận chuyển và sự phân hủy sinh học trong các biofilm [217, 220, 232]. Phương

pháp của các mô hình lọc sinh học cũng như màng sinh học (biofilm) là để giải các phương trình cân bằng khối lượng một chiều trên khắp một tiết diện ngang vi mô của một biofilm với giả thiết về động học phản ứng được đơn giản hóa. Với các giả thiết về sự đơn giản hóa động học của sự phân hủy sinh học thì có thể có ba cách giải khác nhau:

- Phản ứng bậc không/ sự giới hạn phản ứng.
- Phản ứng bậc không/ sự giới hạn quá trình khuếch tán
- Phản ứng bậc một.

Cách giải cho mỗi trường hợp trên đây được khai triển và so sánh trong một phần dưới đây.

Một mô hình được thừa nhận về ba pha của lọc sinh học được nêu trên hình 10.8. Theo đó, ở bề mặt tiếp giáp giữa pha khí và pha lỏng thì nồng độ lớp chất lỏng được coi là cân bằng với nồng độ pha khí. Hợp chất khuếch tán xuyên qua màng chất lỏng nơi mà nó bị phân hủy sinh học. Phương trình vi phân mô tả sự cân bằng khối lượng cho hợp chất CL trong lớp chất lỏng của lọc sinh học là:

$$\frac{\partial C_L}{\partial t} + \frac{\partial N_L}{\partial x} + r_L = 0 \quad (10.11)$$

trong đó CL = nồng độ hợp chất trong pha lỏng, g/m^3 .

N_L = tốc độ dòng hợp chất trong pha lỏng, g/m^2 .giây.

r_L = tốc độ phản ứng do sự phân hủy sinh học, g/m^3 .giây.

Hình 10.8. Sơ đồ vẽ các pha trong một lọc sinh học

Tốc độ dòng trong pha lỏng N_L được mô tả bằng định luật thứ nhất của Fick về sự khuếch tán, trong trường hợp sự vận chuyển một hợp chất trong một chất lỏng tĩnh:

$$N_L = -D \frac{\partial C_L}{\partial x} \quad (10.12)$$

trong đó D = hệ số khuếch tán pha lỏng, m^2 /giây.

Từ đó có phương trình vi phân là:

Xử lý sinh học pha khí

$$\frac{\partial C_L}{\partial t} - D \frac{\partial^2 C_L}{\partial x^2} + r_L = 0 \quad (10.13)$$

Tốc độ phân hủy sinh học thường được mô tả theo biểu thức Monod về việc sử dụng cơ chất:

$$r_L = -k\rho_b \frac{C_L}{K_S + C_L} \quad (10.14)$$

trong đó k = tốc độ loại bỏ riêng phần cực đại của chất gây ô nhiễm, giây^{-1} .

K_S = hằng số bão hòa cơ chất, g/m^3 .

P_b = mật độ sinh khối, g/m^3 .

Tốc độ tăng sinh khối thật sự có thể coi là tuân theo biểu thức sau đây:

$$\frac{\partial \rho_b}{\partial t} = Yr_L - k_d\rho_b \quad (10.15)$$

trong đó Y = thu hoạch sinh khối mỗi phút từ cơ chất đã dùng, g/g .

k_d = hệ số phân hủy riêng phần sinh khối, giây^{-1} .

Có thể giả định rằng có tồn tại một trạng thái hầu như ổn định mà nhờ đó tổng lượng sinh khối là vừa bằng lượng sinh khối do dòng cơ chất tạo ra [232]; ví dụ, tốc độ sinh trưởng của tế bào là tương đương với tốc độ tiêu dùng năng lượng để duy trì tế bào:

$$Yr_L = k_d\rho_b \quad (10.16)$$

Và tốc độ sinh trưởng thật sự là $\partial \rho_b / \partial t$ bằng không.

Có thể biện hộ cho giả thiết về trạng thái ổn định, thậm chí cả trong thời kỳ mà biofilm đang sinh trưởng, bằng một luận cứ thứ hai, đó là các quá trình tăng trưởng sinh học là tương đối chậm so với thời gian lưu trong hệ thống. Nếu giả thiết rằng có tồn tại điều kiện của trạng thái ổn định trong biofilm và rằng sinh khối không tích lũy trong hệ thống sau một giai đoạn mở đầu nào đó, thì phương trình (10.13) được rút gọn thành phương trình vi phân tổng số biểu thị trạng thái ổn định:

$$D \frac{\partial^2 C_L}{\partial x^2} = k\rho_b \frac{C_L}{K_S + C_L} \quad (10.17)$$

Các phép giải bằng giải tích của phương trình (10.17) bằng cách đơn giản hóa bậc không và bậc một của biểu thức Monod sẽ được thảo luận trong các phần dưới đây.

Phản ứng bậc không

ở những nồng độ cơ chất trong pha lỏng cao hơn nhiều so với hằng số bán bão hòa, $CL \gg KS$, thì phương trình (10.17) được rút gọn thành biểu thức của tốc độ bậc không:

$$D \frac{\partial^2 C_L}{\partial x^2} = k\rho_b \frac{C_L}{K_S + C_L} \quad (10.18)$$

trong đó $K =$ tốc độ phản ứng bậc không, g/m^3 .giây, tương đương với . Các động học phản ứng bậc không được dùng khi cơ chất không là nhân tố giới hạn tốc độ, do nồng độ cao trong dòng vào hoặc do có một hợp chất khác được dùng làm cơ chất sơ cấp.

Dưới đây trình bày hai ví dụ về động học bậc không vẫn thường được mô tả: một là, hợp chất xâm nhập hoàn toàn qua một biofilm có độ dày L , tức trường hợp giới hạn phản ứng; hai là, nồng độ hợp chất trong pha khí là thấp hơn, và hợp chất này xuyên qua biofilm tới một khoảng cách nào đó nhỏ hơn L , còn phần còn lại của biofilm được coi là không có hoạt tính, đó là trường hợp giới hạn sự khuếch tán.

- *Trường hợp giới hạn phản ứng*, khi mà hợp chất xâm nhập hoàn toàn qua biofilm: phương trình (10.18) có thể được giải bằng điều kiện ranh giới bên phải

$$\text{ở } x = L \quad \frac{\partial C_L}{\partial x} = 0 \quad (10.19)$$

với giả định

rằng dòng vào pha rắn bằng không. Giả định này được giải thích rằng dòng vào pha rắn do sự hấp phụ bằng dòng ra khỏi pha rắn do giải hấp.

Điều kiện ranh giới bên trái

$$\text{ở } x = 0 \quad C_L = \frac{C_g}{H} \quad (10.20)$$

trong đó $H =$ hệ số định luật Henry không thứ nguyên

$C_g =$ nồng độ pha khí, g/m^3

Với việc dùng điều kiện ranh giới bên trái, chúng ta coi rằng các pha khí và lỏng là ở trạng thái cân bằng ở bề mặt ranh giới giữa chúng, đó là điều kiện có thể được mô tả bằng định luật Henry như đã thảo luận ở một phần trên đây. Phép giải cho trường hợp giới hạn phản ứng là:

$$C_L = \frac{K}{D}x - \frac{KL}{2D}x^2 + \frac{C_\varepsilon}{H} \quad (10.21a)$$

hoặc dưới dạng không thứ nguyên:

$$C^* = 1 + \frac{\Phi^2}{2}(\sigma^2 - 2\sigma) \quad (10.21b)$$

trong đó $C^* = \frac{C_L H}{C_\varepsilon}$

$$\sigma = \frac{x}{L}$$

$$\Phi = \sqrt{\frac{KHL^2}{C_\varepsilon D}}$$

Thông số Φ , tức chỉ số Thiele, được dùng để biểu thị tỷ số giữa tốc độ phản ứng và tốc độ khuếch tán.

- Trường hợp giới hạn sự khuếch tán, khi mà chiều dày xâm nhập nhỏ hơn chiều dày của biofilm: điều kiện ranh giới bên phải biến đổi thành

$$\text{ở } x = \lambda \quad \frac{dC_L}{dx} \rightarrow 0 \quad (10.22)$$

Lưu ý rằng khi x kéo theo λ thì $CL \leq KS$ và giả định về động học bậc không bị vi phạm. Phép giải phương trình (10.18) ở dạng không thứ nguyên trở thành

$$C^* = 1 + \frac{\Phi^2}{2} \left(\sigma^2 - 2\sigma \frac{\lambda}{L} \right) \quad (10.23)$$

Khoảng xâm nhập có thể được tính bằng cách đặt C^* bằng không ở $\sigma = \lambda/L$, từ đó suy ra

$$\lambda = \sqrt{\frac{2C_s D}{KH}} \quad (10.24)$$

Phản ứng bậc một

ở những nồng độ cơ chất trong pha lỏng nhỏ hơn nhiều so với hằng số bán bão hòa, $CL \ll KS$, biểu thức Monod rút gọn thành biểu thức tốc độ bậc một. Phương trình (10.17), với biểu thức tốc độ bậc một trở thành

$$D \frac{d^2 C_L}{dx^2} - kC_L = 0 \quad (10.25)$$

Với những điều kiện ranh giới (10.19) và (10.20), phép giải ở dạng không thứ nguyên là

$$C^* = \cosh \xi' \operatorname{sech}(\xi' \sigma + \xi') \quad (10.26)$$

trong đó $\Phi' = \sqrt{\frac{kL^2}{D}}$

Thuật ngữ ξ' cũng biểu thị chỉ số Thiele vì đó là tỷ số giữa tốc độ phân hủy sinh học và tốc độ khuếch tán. Lưu ý rằng các số hạng trong (10.21) là khác với các số hạng trong .

Sự cân bằng khối lượng trong pha khí

Trên hình 10.9 trình bày sơ đồ một tầng lọc sinh học và các trục tọa độ. Phương trình vi phân mô tả sự cân bằng khối lượng ở trạng thái ổn định đối với hợp chất trong pha khí tại vị trí z trong tầng lọc, với giả định rằng sự khuếch tán dọc theo trục không đáng kể, có dạng như sau:

$$v_{\text{pore}} \frac{dC_g}{dz} + N_g A_S = 0 \quad (10.27)$$

trong đó v_{pore} = tốc độ dòng khí (m/giây) xuyên qua môi trường xốp hay còn gọi là tốc độ Darcy, được tính bằng tỷ số giữa tốc độ dòng khí ở bề mặt và phần trống rỗng trong môi trường.

AS = diện tích bề mặt trên mỗi đơn vị thể tích của môi trường xốp (m^{-1})

N_g = dòng hợp phần từ pha khí đi vào tầng biofilm ($g/m^2 \cdot \text{giây}$).

Dòng khí xuyên qua tầng biofilm được giả thiết là có dạng ...

Hình 10.9. Sơ đồ một tầng lọc sinh học.

Dòng N_g đi vào tầng lọc sinh học có thể được xác định từ các phương trình (10.21b), (10.23), và (10.26) cho động học bậc không/ sự giới hạn phản ứng động học bậc không/ sự giới hạn khuếch tán, và động học phản ứng sinh học bậc một, theo thứ tự.

Đối với trường hợp động học bậc không/ sự giới hạn phản ứng, thì dòng được xác định từ (10.21) như sau:

$$N_g = -D \left(\frac{dC_L}{dx} \right)_{x=0} = K_L \quad (10.28)$$

Đối với trường hợp động học phân hủy sinh học bậc không với sự giới hạn khuếch tán thì dòng được xác định từ (10.23) như sau:

$$N_g = -D \left(\frac{dC_L}{dx} \right)_{x=0} = K\lambda \quad (10.29)$$

Đối với trường hợp động học phân hủy sinh học bậc một thì dòng được xác định từ (10.26) như sau:

$$N_g = -D \left(\frac{dC_L}{dx} \right)_{x=0} = \frac{kC_g L \tanh \Phi}{H \Phi} \quad (10.30)$$

Giả sử hằng số bán bão hòa cơ chất, tốc độ sinh trưởng đặc hiệu cực đại, và mật độ sinh khối không phải là các hàm số của vị trí trong nồi phản ứng, thì phương trình (10.27) có thể được giải bằng phép tích phân cho ba trường hợp trên đây, với điều kiện ranh giới, $C_g = C_0$ ở $z = 0$, tại đó C_0 là nồng độ trong dòng vào, để thu được các kết quả sau đây:

- Bậc không sự giới hạn phản ứng:

$$\frac{C_g}{C_0} = 1 - \frac{KzA_S L}{v_{\text{pore}} C_0} \quad (10.31)$$

- Bậc không, sự giới hạn khuếch tán:

$$\frac{C_g}{C_0} = \left(1 - \frac{zA_S}{v_{\text{pore}}} \sqrt{\frac{KD}{2HC_0}} \right) \quad (10.32)$$

- Bậc một:

$$\ln \frac{C_{\varepsilon}}{C_0} = - \frac{kzA_sL \tanh \Phi'}{Hv_{\text{pore}} \Phi'} \quad (10.33)$$

Phương trình (10.31), biểu thị trường hợp động học bậc không/ giới hạn phản ứng cho ta biết trước rằng đường biểu diễn nồng độ theo chiều cao trong cột lọc sinh học sẽ là một đường thẳng, và rằng nồng độ trong pha khí ở dòng vào càng cao thì càng đòi hỏi một tầng lọc sâu hơn để đạt được cùng một hiệu quả xử lý (loại bỏ). Hình 10.10 trình bày một kết quả thực nghiệm về không chế sự phát tán butan bằng một lọc sinh học chứa compost [222] và minh họa động học phản ứng bậc một.

Hình 10.10. Đường biểu diễn nồng độ butan trong một lọc sinh học ở quy mô phòng thí nghiệm minh họa một động học phản ứng bậc một [222].

Phương trình (10.32), biểu thị trường hợp động học bậc không với sự khuếch tán, được chứng tỏ là đúng thông qua kết quả thực nghiệm về việc loại bỏ toluen bằng lọc sinh học ở quy mô phòng thí nghiệm [228] (Hình 10.11). Trong nghiên cứu này, nồng độ toluen trong dòng vào là $0,84 \text{ g/m}^3$, tức khoảng 200 ppmv.

ở một nồng độ thấp hơn thế, trong dòng vào, các kết quả thực nghiệm về loại bỏ diclorometan bằng lọc sinh học ở quy mô phòng thí nghiệm [212] là phù hợp với những gì mà mô hình đã cho phép dự đoán: hình 10.12 cho thấy động học của sự phân hủy bậc một, như ở phương trình (10.33). Các số liệu rất phù hợp với những trị số được dự đoán, cho thấy rằng mô hình này là một công cụ hữu ích để dự đoán hiệu suất của các lọc sinh học xử lý sự phát tán các chất hữu cơ bay hơi ở nồng độ thấp. Trong những thực nghiệm này, nồng độ diclorometan trong dòng vào là 3 ppmv.

Hình 10.11. Dạng đường biểu diễn nồng độ toluen trong một lọc sinh học chứa compost cho thấy động học phản ứng bậc không với sự giới hạn khuếch tán trong biofilm [228].

Hình 10.12. Đường biểu diễn nồng độ diclorometan trong một lọc sinh học chứa compost ở quy mô phòng thí nghiệm cho thấy động học phân hủy sinh học bậc một [212].