

MỤC LỤC

CHƯƠNG I: CÁC KHÁI NIỆM CƠ BẢN VỀ NƯỚC VÀ NƯỚC THẢI	7
1.1 TỔNG QUAN VỀ NƯỚC VÀ NƯỚC THẢI.....	7
1.2 THÀNH PHẦN LÝ HÓA HỌC CỦA NƯỚC THẢI.....	9
1.2.1 Tính chất vật lý	10
1.2.2 Tính chất hóa học	10
1.3 NGUỒN GỐC PHÁT SINH CÁC LOẠI NƯỚC THẢI ĐẶC TRUNG.....	12
1.4 CÁC THÔNG SỐ ĐÁNH GIÁ Ô NHIỄM VÀ YÊU CẦU CẦN THIẾT PHẢI XỬ LÝ NƯỚC THẢI	19
1.4.1. Các thông số đánh giá ô nhiễm.....	19
1.4.2 Yêu cầu cần thiết phải xử lý nước thải.....	25
CHƯƠNG II: TỔNG QUAN VỀ QUÁ TRÌNH SINH HỌC TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI.....	26
2.1 PHÂN LOẠI CÁC QUÁ TRÌNH SINH HỌC.....	26
2.1.1 Biến đổi sinh hóa.....	27
2.1.2 Môi trường sinh hóa.....	28
2.1.3 Trình tự phản ứng của quá trình.....	29
2.2 CƠ SỞ LÝ THUYẾT CỦA QUÁ TRÌNH.....	29
2.3 CÂN BẰNG HÓA HỌC VÀ ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH SINH HỌC ...	32
2.3.1 Động học phản ứng lên men quá trình xử lý nước thải	32
2.3.2. Động học chuyển hóa cơ chất hữu cơ trong quá trình xử lý theo sinh khối bùn và thời gian.	34
CHƯƠNG III: VI SINH VẬT TRONG HỆ THỐNG XỬ LÝ NƯỚC THẢI ...	35
3.1 KHÁI NIỆM	35
3.2 SINH THÁI, SINH LÝ, PHÂN LOẠI VI SINH VẬT.....	35
3.2.1 Sinh thái, sinh lý vi sinh vật	35
3.2.2 Phân loại vi sinh vật	39
3.2.2.1 Vi khuẩn.....	46
3.2.2.2 Eukarya (Sinh vật nhân thực)	50
3.2.2.3 Archaea (cổ khuẩn)	55
3.3 SỰ TĂNG TRƯỞNG CỦA TẾ BÀO VI SINH VẬT	56
3.3.1 Nuôi cấy tĩnh/ nuôi cấy theo mẻ.	56
3.3.2 Nuôi cấy liên tục/ dòng liên tục.	58
3.4 ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH TĂNG TRƯỞNG	59
3.4.1 Các đặc trưng động học của quá trình sinh trưởng	59
3.4.2 Các giai đoạn phát triển của vi sinh vật trong quá trình sinh trưởng.....	60

3.4.2.1. Giai đoạn chậm phát triển (giai đoạn cảm ứng):	61
3.4.2.2. Giai đoạn phát triển theo hàm số mũ của vi sinh vật:	61
3.4.2.3. Giai đoạn phát triển tuyến tính:	62
3.4.2.4. Giai đoạn ổn định:	62
3.4.3 Sự phụ thuộc tốc độ phát triển của vi sinh vật vào nồng độ cơ chất:	63
3.4.3.1 Phương trình Mono:	63
3.4.3.2 Xác định KS và các thông số động học theo phương pháp Lineweaver Burk:.....	64
3.4.4 Động học quá trình chết của vi sinh vật:	65
3.5 CHỈ THỊ VI SINH VẬT TRONG CÁC CÔNG TRÌNH XỬ LÝ NƯỚC THẢI	66
3.5.1 Vi sinh vật lên men kỵ khí	66
3.5.2 Vi sinh vật lên men hiếu khí	67
3.5.2.1 Tác nhân sinh trưởng lơ lửng:.....	67
3.5.2.2 Tác nhân sinh trưởng bám dính:	69
3.5.3 Vi sinh vật trong các hồ ổn định	73
3.6 ỨNG DỤNG	74
3.6.1 Thực phẩm	74
3.6.2 Nông nghiệp.....	75
3.6.3 Khai thác nguyên liệu.....	75
3.6.4 Bảo vệ môi trường.....	75
CHƯƠNG IV: ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH SINH HỌC	77
4.1 MÔ HÌNH ĐỘNG HỌC HÌNH THỨC	77
4.1.1Phản ứng bậc 1	77
4.1.2Phản ứng bậc 2.....	78
4.1.3Phản ứng bậc bất kỳ	78
4.2MÔ HÌNH DỰA TRÊN CƠ CHẾ LÊN MEN XÚC TÁC	80
4.2.1 Phương trình động học – phương trình Michaelis-Menten:.....	80
4.2.2 Xác định các thông số động học	82
4.3 MÔ HÌNH DỰA TRÊN CƠ CHẾ LÊN MEN SINH KHỐI.....	86
4.3.1 Mô hình dựa trên cơ chế lên men sinh khối	86
4.3.2 Phương pháp xác định các thông số của mô hình.....	88
4.3.2.1 Phương pháp vi phân.....	88
4.3.2.2 Phương pháp tích phân	89
4.4 PHƯƠNG TRÌNH MICHAELIS-MENTEN TRONG DẠNG TÍCH PHÂN: ...	93
CHƯƠNG V: CÔNG NGHỆ SINH HỌC KỶ KHÍ	96
5.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT.....	96
5.2 CÁC CÔNG TRÌNH SINH HỌC KỶ KHÍ	97

5.2.1 Các dạng bể xử lý kỵ khí.....	97
5.2.2 Sinh học kỵ khí hai giai đoạn:	98
5.2.3 Bể kỵ khí kiểu đệm bùn dòng chảy ngược - UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor).....	99
5.2.4 Bể phản ứng khuấy liên tục - CSTR (Continuously stirred tank reactor).....	102
5.2.5 Bể phản ứng dòng chảy đều - PFR (plug flow reactor)	104
5.2.6 Lọc kỵ khí bám dính cố định - AFR (anaerobic filter reactor).....	104
5.2.7 Bể phản ứng kỵ khí có đệm giãn - FBR, EBR (fluidized and expanded bed reactor)	105
5.3 MÔ TẢ QUÁ TRÌNH	106
5.4 YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG	108
5.5 THÔNG SỐ THIẾT KẾ	109
5.6 THÔNG SỐ VẬN HÀNH.....	111
5.7 ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG	115
CHƯƠNG VI: CÔNG NGHỆ SINH HỌC HIẾU KHÍ.....	116
6.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT.....	116
6.2 CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG	117
6.3 CÁC DẠNG CÔNG NGHỆ SINH HỌC HIẾU KHÍ.....	119
6.3.1 Bùn hoạt tính.....	119
6.3.1.1 Khuấy trộn hoàn toàn	127
6.3.1.2 Dòng chảy nút (Bể bùn hoạt tính cấp khí giảm dần)	128
6.3.1.3 Thổi khí nhiều bậc (Bể bùn hoạt tính nạp nước thải theo bậc)	129
6.3.1.4 Mương oxy hóa:.....	130
6.3.1.5 Thiết bị khí nâng (Airlift reactor)	133
6.3.1.6 Tăng trưởng hiếu khí của sinh khối trong các tháp kín A – B (Aerobic growth of biomass in packed towers)	137
6.3.1.7 Bể hiếu khí gián đoạn - SBR (Sequencing Batch Reactor).....	138
6.3.1.8 Unitank	140
6.3.2 Lọc sinh học.....	142
6.3.2.1 RBC (Rotating Biological Contactor - Đĩa quay sinh học):	145
6.3.2.2 Lọc nhỏ giọt:.....	146
6.3.2.3 Lọc sinh học ngập nước (đệm cố định, đệm giãn nở).....	148
6.4 THÔNG SỐ TÍNH TOÁN.....	149
6.4.1 Tính toán bể Aerotank	149
6.4.1.1 Aerotank năng suất cao với sự khoáng hóa bùn hoạt tính tách biệt.....	149
6.4.1.2 Tối ưu hóa công nghệ bể aerotank năng suất cao	156
6.4.1.3 Kết cấu aerotank năng suất cao.....	158

6.4.1.4 Aerotank sục khí kéo dài	161
6.4.1.5 Ví dụ tính toán công nghệ hệ thống xử lý	163
6.4.2 Các thông số thiết kế cụ thể.....	169
6.4.2.1 Quá trình phân hủy hiếu khí	169
6.4.2.2 Các thông số thiết kế cho bể Aerotank:.....	170
6.4.2.3 Các thông số thiết kế mương oxy hóa.....	171
6.4.2.4 Thiết kế bể lọc sinh học nhỏ giọt.....	171
6.4.2.5 Thông số thiết kế bể lọc sinh học ngập nước	172
6.5 THÔNG SỐ VẬN HÀNH.....	174
6.5.1 Vận hành hệ thống xử lý hiếu khí.....	174
6.5.1.1 Các thông số kiểm tra trong quá trình vận hành.....	175
6.5.1.2 Kiểm soát quá trình xử lý	176
6.5.1.3 Quan sát vận hành	177
6.5.1.4 Ngừng hoạt động.....	177
6.5.1.5 Giải quyết sự cố	177
6.5.1.6 Những sự cố thường gặp	178
6.5.2 Vận hành hệ thống lọc sinh học nhỏ giọt.....	179
6.5.2.1 Theo dõi vận hành.....	179
6.5.2.2 Kiểm soát các quá trình thử mẫu và kiểm tra	180
6.5.2.3 Các vấn đề thường gặp trong quá trình vận hành và cách khắc phục.....	180
6.5.3. Vận hành hệ thống bùn hoạt tính:	183
6.5.3.1 Các thông số vận hành hệ thống:	185
6.5.3.2 Kiểm soát vận hành hệ thống;	186
6.5.3.3 Các vấn đề có thể xảy ra khi vận hành và cách khắc phục:	186
6.6 ỨNG DỤNG.....	195
CHƯƠNG VII: HỒ SINH HỌC.....	196
7.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT.....	196
7.2 CÁC DẠNG HỒ SINH HỌC.....	196
7.2.1 Hồ tự nhiên, hồ nhân tạo:	197
7.2.1.1 Hồ tự nhiên	197
7.2.1.2 Hồ nhân tạo.....	197
7.2.2 Hồ kỵ khí:	198
7.2.3 Hồ tùy tiện:	199
7.2.4 Hồ hiếu khí:	202
7.2.5 Hồ sinh học với sự tham gia của thực vật nước:	203
7.3 VI SINH VẬT HIỆN DIỆN	204
7.3.1 Vi khuẩn hiếu khí:	205

7.3.2 Vi khuẩn kỵ khí:	206
7.3.3 Các vi sinh vật quang hợp:	206
7.3.4 Động vật nguyên sinh và động vật không xương sống:.....	207
7.3.5 Hồ thực vật:	207
7.4 THÔNG SỐ THIẾT KẾ	207
7.4.1 Thiết kế hồ kỵ khí	208
7.4.2 Thiết kế hồ tùy tiện	209
7.4.3 Thiết kế hồ hiếu khí.....	213
7.4.4 Thiết kế hồ thực vật nước:.....	214
7.5 THÔNG SỐ VẬN HÀNH.....	215
7.6 ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG	216
CHƯƠNG VIII: CÔNG NGHỆ SINH HỌC LAI HỢP	217
8.1. CƠ SỞ LÝ THUYẾT	217
8.2 CÁC DẠNG HỆ THỐNG SINH HỌC LAI HỢP.....	218
8.2.1 Công nghệ kỵ khí hai giai đoạn (acid hóa + lọc kỵ khí).....	218
8.2.2 UASB + lọc kỵ khí.....	218
8.2.4 Hệ thống hybrid kỵ khí tăng trưởng lơ lửng.	221
8.2.5 Bùn hoạt tính + lọc màng	224
8.2.6 Bùn hoạt tính + lọc sinh học.....	226
8.3 ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH	228
8.4 THÔNG SỐ TÍNH TOÁN.....	228
8.5 CÁC ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG	229
CHƯƠNG IX: XỬ LÝ CÁC CHẤT DINH DƯỠNG (N,P) BẰNG CÔNG	
NGHỆ SINH HỌC.....	230
9.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT CỦA QUÁ TRÌNH.....	230
9.2 ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH	236
9.2.1 Động học quá trình Nitrat hóa sinh học	236
9.2.2 Động học quá trình khử Nitrat sinh học.....	239
9.3 CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG	244
9.4 TÍNH TOÁN THIẾT KẾ.....	246
9.4.1 Nitrat hóa và khử nitrat kết hợp.....	246
9.4.2 Nitrat hóa và khử nitrat riêng biệt.....	254
9.4.3 Khử P.....	254
9.5 ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG	255
CHƯƠNG X: ỨNG DỤNG CÔNG NGHỆ SINH HỌC CHO XỬ LÝ CÁC	
LOẠI NƯỚC THẢI.....	257
10.1 BÀN CHẤT CỦA QUÁ TRÌNH XỬ LÝ	257

10.2 CƠ SỞ LỰA CHỌN CÔNG NGHỆ.....	257
10.3 CƠ SỞ THIẾT KẾ HỆ THỐNG XỬ LÝ.....	260
10.4 YÊU CẦU THIẾT KẾ.....	260
10.5 CÔNG NGHỆ XỬ LÝ SƠ BỘ NƯỚC THẢI SINH HOẠT (CHO KHU DÂN CƯ).....	262
10.6 XỬ LÝ NƯỚC THẢI CÓ TÍNH CHẤT NGUY HẠI.....	263
10.6.1 Xử lý nước thải dệt nhuộm.....	263
10.6.2 Xử lý nước thải thuộc da.....	266
10.6.3 Xử lý nước thải chế biến mủ cao su.....	269
10.6.4 Xử lý nước thải sản xuất thuốc trừ sâu.....	271
10.6.5 Xử lý nước thải chế biến hạt điều.....	273
10.7 CÔNG NGHỆ XỬ LÝ NƯỚC THẢI KHU CÔNG NGHIỆP.....	276
10.7.1 Khu công nghiệp Biên Hòa 2.....	276
10.7.2 Khu công nghiệp Việt Nam - Singapore.....	281
10.7.3 Khu chế xuất Linh Trung 1.....	284
10.7.4 Khu chế xuất Tân Thuận.....	288
10.7.5 Khu công nghiệp Tân Tạo.....	291
10.7.6 Khu công nghiệp Long Thành (Đồng Nai).....	295
10.7.7 Khu công nghiệp Mỹ Phước (Bình Dương).....	301
10.7.8 Khu chế xuất và công nghiệp Linh Trung III.....	303
10.8 XỬ LÝ NƯỚC THẢI CÁC NGÀNH CÔNG NGHIỆP ĐẶC TRƯNG.....	307
10.8.1 Xử lý nước thải chăn nuôi heo.....	307
10.8.2 Xử lý nước thải tinh bột mì.....	309
10.8.3 Xử lý nước rỉ rác.....	313
10.8.4 Xử lý nước thải sản xuất DOP.....	319
10.8.5 Xử lý nước thải làng nghề sản xuất bún.....	322
10.8.6 Xử lý nước thải sản xuất bia nhà máy bia Việt Nam.....	324

CHƯƠNG I: CÁC KHÁI NIỆM CƠ BẢN VỀ NƯỚC VÀ NƯỚC THẢI

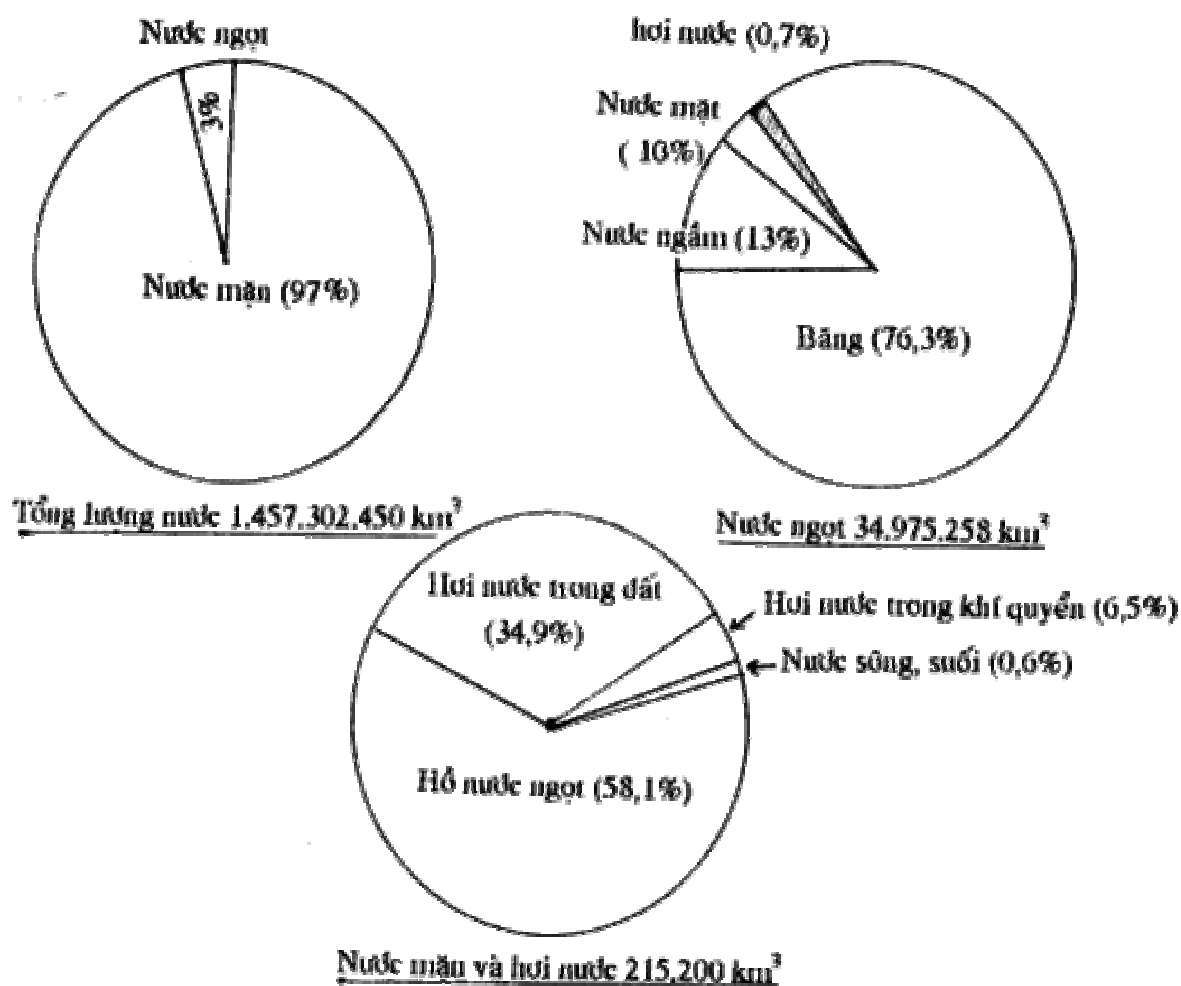
1.1 TỔNG QUAN VỀ NƯỚC VÀ NƯỚC THẢI

Nước là nguồn tài nguyên vô cùng quan trọng cho tất cả các sinh vật trên trái đất. Nếu không có nước thì chắc chắn không có sự sống xuất hiện, thiếu nước thì cả nền văn minh hiện nay cũng không tồn tại được. Từ xưa, con người đã biết đến vai trò quan trọng của nước; các nhà khoa học cổ đại đã coi nước là thành phần cơ bản của vật chất và trong quá trình phát triển của xã hội loài người thì các nền văn minh lớn của nhân loại đều xuất hiện và phát triển trên lưu vực của các con sông lớn như: nền văn minh Lưỡng Hà ở Tây Á nằm ở lưu vực hai con sông lớn là Tigre và Euphrate (thuộc Irak hiện nay); nền văn minh Ai Cập ở hạ lưu sông Nil; nền văn minh sông Hằng ở Ấn Độ; nền văn minh Hoàng Hà ở Trung Quốc; nền văn minh sông Hồng ở Việt Nam ...

Nước đóng vai trò quan trọng trong nhiều quá trình diễn ra trong tự nhiên và trong cuộc sống của con người. Từ 3.000 năm trước Công Nguyên, người Ai Cập đã biết dùng hệ thống tưới nước để trồng trọt và ngày nay con người đã khám phá thêm nhiều khả năng của nước đảm bảo cho sự phát triển của xã hội trong tương lai: nước là nguồn cung cấp thực phẩm và nguyên liệu công nghiệp dồi dào, nước rất quan trọng trong nông nghiệp, công nghiệp, trong sinh hoạt, thể thao, giải trí và cho rất nhiều hoạt động khác của con người. Ngoài ra nước còn được coi là một khoáng sản đặc biệt vì nó tàng trữ một nguồn năng lượng lớn và lại hòa tan nhiều vật chất có thể khai thác phục vụ cho nhu cầu nhiều mặt của con người. Trong công nghiệp, người ta sử dụng nước làm nguyên liệu và nguồn năng lượng, làm dung môi, làm chất tải nhiệt và dùng để vận chuyển nguyên vật liệu...

Nước bao phủ 71% diện tích của quả đất trong đó có 97% là nước mặn, còn lại là nước ngọt. Nước giữ cho khí hậu tương đối ổn định và pha loãng các yếu tố gây ô nhiễm môi trường, nó còn là thành phần cấu tạo chính yếu trong cơ thể sinh vật, chiếm từ 50%-97% trọng lượng của cơ thể, chẳng hạn như ở người nước chiếm 70% trọng lượng cơ thể và ở Sứa biển nước chiếm tới 97%. Trong 3% lượng nước ngọt

có trên quả đất thì có khoảng hơn 3/4 lượng nước mà con người không sử dụng được vì nó nằm quá sâu trong lòng đất, bị đóng băng, ở dạng hơi trong khí quyển và ở dạng tuyết trên lục địa... chỉ có 0,5% nước ngọt hiện diện trong sông, suối, ao, hồ mà con người đã và đang sử dụng. Tuy nhiên, nếu ta trừ phần nước bị ô nhiễm ra thì chỉ có khoảng 0,003% là nước ngọt sạch mà con người có thể sử dụng được và nếu tính ra trung bình mỗi người được cung cấp 879.000 lít nước ngọt để sử dụng (Miller, 1988). [19]



Hình 1.1 Tỷ lệ giữa các loại nước trên thế giới (Liên, 1990)

Nước tự nhiên là nước mà chất lượng và số lượng của nó được hình thành dưới ảnh hưởng của các quá trình tự nhiên không có sự tác động của con người. Tùy theo độ khoáng, nước chia ra làm: nước ngọt (lượng muối < 1g/l), nước lợ (10 - 50 g/l) và

nước muối (> 50 g/l). Nước ngọt chia làm: nước khoáng ít (đến 200mg/l), khoáng trung bình (200 - 500mg/l), nước khoáng cao (từ 500 - 1000 mg/l).

Nước thải là nước đã dùng trong sinh hoạt, sản xuất hoặc chảy qua vùng đất ô nhiễm. Phụ thuộc vào điều kiện hình thành, nước thải được chia thành nước thải sinh hoạt, nước khí quyển và nước thải công nghiệp. [11]

- *Nước thải sinh hoạt*: là nước nhà tắm, giặt, hồ bơi, nhà ăn, nhà vệ sinh, nước rửa sàn nhà... Chúng chứa khoảng 58% chất hữu cơ và 42% chất khoáng. Đặc điểm cơ bản của nước thải sinh hoạt là hàm lượng cao các chất hữu cơ không bền sinh học (như cacbonhydrat, protein, mỡ); chất dinh dưỡng (photphat, nitơ); vi trùng; chất rắn và mùi.

- *Nước khí quyển*: được hình thành do mưa và chảy ra từ đồng ruộng. Chúng bị ô nhiễm bởi các chất vô cơ và hữu cơ khác nhau. Nước trôi qua khu vực dân cư, khu sản xuất công nghiệp, có thể cuốn theo chất rắn, dầu mỡ, hóa chất, vi trùng... Còn nước chảy ra từ đồng ruộng mang theo chất rắn, thuốc sát trùng, phân bón...

- *Nước thải công nghiệp*: xuất hiện khi khai thác và chế biến các nguyên liệu hữu cơ và vô cơ. Trong các quá trình công nghệ các nguồn nước thải là:

- a. Nước hình thành do phản ứng hóa học (chúng bị ô nhiễm bởi các tác chất và các sản phẩm phản ứng)
- b. Nước ở dạng ẩm tự do và liên kết trong nguyên liệu và chất ban đầu, được tách ra trong quá trình chế biến.
- c. Nước rửa nguyên liệu, sản phẩm, thiết bị.
- d. Dung dịch nước cái.
- e. Nước chiết, nước hấp thụ.
- f. Nước làm nguội.
- g. Các nước khác như: nước bơm chân không, từ thiết bị ngưng tụ hòa trộn, hệ thống thu hồi tro ướt, nước rửa bao bì, nhà xưởng, máy móc...

1.2 THÀNH PHẦN LÝ HÓA HỌC CỦA NƯỚC THẢI

Nước thải chứa rất nhiều loại hợp chất khác nhau, với số lượng và nồng độ cũng thay đổi rất khác nhau. Có thể phân loại tính chất nước thải như sau: [15]

1.2.1 Tính chất vật lý

Tính chất vật lý của nước thải được xác định dựa trên các chỉ tiêu: màu sắc, mùi, nhiệt độ và lưu lượng (dòng chảy).

- **Màu:** nước thải mới có màu hơi nâu sáng, tuy nhiên nhìn chung màu nước thải thường là màu xám có vẩn đục. Màu sắc của nước thải sẽ bị thay đổi đáng kể nếu như nó bị nhiễm khuẩn, khi đó nước thải sẽ có màu đen tối.

- **Mùi:** mùi có trong nước thải sinh hoạt là do có khí sinh ra từ quá trình phân hủy các hợp chất hữu cơ hay do có một số chất được đưa thêm vào trong nước thải. Nước thải sinh hoạt thông thường có mùi mốc, nhưng nếu nước thải bị nhiễm khuẩn thì nó sẽ chuyển sang mùi trứng thối do sự tạo thành H_2S trong nước.

- **Nhiệt độ:** nhiệt độ của nước thải thường cao hơn so với nhiệt độ của nguồn nước sạch ban đầu, bởi vì có sự gia nhiệt vào nước từ các đồ dùng trong gia đình và các máy móc thiết bị công nghiệp. Tuy nhiên, chính những dòng nước thấm qua đất và lượng nước mưa đổ xuống mới là nhân tố làm thay đổi một cách đáng kể nhiệt độ của nước.

- **Lưu lượng:** thể tích thực của nước thải cũng được xem là một trong những đặc tính vật lý của nước thải, có đơn vị là $m^3/người.ngày$. Hầu hết các thiết bị xử lý được thiết kế để xử lý nước thải có lưu lượng $0,378 - 0,756 m^3/người.ngày$. Vận tốc dòng chảy luôn thay đổi trong ngày.

1.2.2 Tính chất hóa học

Các thông số mô tả tính chất hóa học thường là: số lượng các chất hữu cơ, chất vô cơ và chất khí. Để đơn giản hơn, ta có thể xác định tính chất hóa học của nước thải thông qua các thông số: độ kiềm, BOD, COD, các chất khí hòa tan, các hợp chất Nito, pH, P, các chất rắn (hữu cơ, vô cơ, huyền phù và không tan), và nước.

- **Độ kiềm:** đặc trưng cho khả năng trung hòa axit, thường là độ kiềm bicarbonate, carbonate, và hydroxide. Độ kiềm thực chất là môi trường đệm (để giữ pH trung tính) của nước thải trong suốt quá trình xử lý sinh hóa.
- **Nhu cầu oxy sinh hóa (BOD):** dùng để xác định lượng chất bị phân hủy sinh hóa trong nước thải, thường được xác định sau 5 ngày ở nhiệt độ 20°C. BOD₅ trong nước thải sinh hoạt thường nằm trong khoảng 100 – 300mg/l.
- **Nhu cầu oxy hóa học (COD):** dùng để xác định lượng chất bị oxy hóa trong nước thải. COD thường nằm trong khoảng 200 – 500 mg/l. Tuy nhiên, trong nước thải công nghiệp, nồng độ này có thể gia tăng một cách đáng kể.
- **Các chất khí hòa tan:** đây là những khí có thể hòa tan được trong nước thải. Nước thải công nghiệp thường có nồng độ oxy tương đối thấp.
- **Hợp chất chứa N:** số lượng và các loại hợp chất chứa N sẽ thay đổi trong từng dạng nước thải khác nhau (nước thải chưa xử lý và nước thải sau xử lý ở dòng ra). N thường đi kèm vòng tuần hoàn oxy hóa và nồng độ của nó sẽ giảm dần. Phần lớn N chưa được xử lý trong nước thải sẽ chuyển sang dạng N hữu cơ hay N-NH₃. Nồng độ N trong nước thải thường là 20 – 85 mg/l; trong đó N hữu cơ thường ở khoảng 8 – 35 mg/l, còn nồng độ N-NH₃ thường từ 12 – 50 mg/l.
- **pH:** đây là cách để nhanh chóng phát hiện tính axit của nước thải. Giá trị pH dao động trong khoảng từ 1 – 14. Để xử lý nước thải một cách có hiệu quả thì pH chỉ nên nằm trong khoảng 6,5 – 9 (lý tưởng hơn là từ 6,5 – 8).
- **Phospho:** đây là nhân tố cần thiết cho hoạt động sinh hóa, nhưng chỉ nên hiện diện với một lượng tối thiểu, hoặc sẽ được loại bỏ sau quá trình xử lý bậc hai. Số lượng P dư thừa có thể gây rối dòng chảy và làm tăng trưởng quá mức các loại tảo. Nồng độ P thường trong khoảng 6 – 20 mg/l. Quá trình loại bỏ hợp chất photphat trong các chất tẩy rửa có ảnh hưởng quan trọng đến khối lượng P trong nước thải.
- **Các chất rắn:** hầu hết các chất ô nhiễm trong nước thải có thể được xem là các chất rắn. Mục đích của việc xử lý nước thải là nhằm loại bỏ các chất rắn hoặc chuyển chúng sang dạng ổn định hơn và dễ xử lý. Các chất rắn có thể được phân

loại dựa vào thành phần hóa học của chúng (hữu cơ hay vô cơ), hoặc bởi các đặc tính vật lý (có thể lắng đọng, nổi trên mặt nước, hay ở dạng keo). Nồng độ tổng các chất rắn trong nước thải thường dao động trong khoảng 350 – 1200 mg/l.

- + Các chất rắn hữu cơ: bao gồm C, H, O, N, và có thể được chuyển thành CO₂ và H₂O khi cháy ở nhiệt độ 550°C.
 - + Các chất rắn vô cơ: thường không bị ảnh hưởng bởi sự cháy.
 - + Các chất rắn lơ lửng: loại chất rắn này thường bị giữ lại bởi các bể lọc đệm vật liệu xơ, và có thể được phân loại nhỏ hơn như: tổng các chất rắn lơ lửng (TSS), các chất rắn lơ lửng dễ bay hơi (VSS), và các chất rắn lơ lửng cố định. Ngoài ra chúng còn được phân loại thành 3 thành phần dựa vào khả năng lắng đọng: các chất rắn có khả năng lắng đọng, các chất rắn nổi trên mặt và dạng keo. Tổng hàm lượng các chất rắn lơ lửng trong nước thải thường từ 100 – 350 mg/l.
 - + Các chất rắn tan: loại chất rắn này sẽ đi qua được các bể lọc đệm vật liệu xơ, và cũng được phân loại thành: tổng hàm lượng các chất rắn tan được (TDS), các chất rắn tan dễ bay hơi, và các chất rắn tan cố định. Tổng hàm lượng các chất rắn tan được nằm trong khoảng 250 – 850 mg/l.
- **Nước:** luôn là thành phần cấu tạo chính của nước thải. Trong một số trường hợp, nước có thể chiếm đến từ 99,5% - 99,9% trong nước thải (thậm chí ngay cả trong nước thải ô nhiễm nặng nhất thì hàm lượng các chất rắn cũng chỉ chiếm 0,5%; còn đối với nguồn nước thải được xem là sạch nhất thì nồng độ này là 0,1%).

1.3 NGUỒN GỐC PHÁT SINH CÁC LOẠI NƯỚC THẢI ĐẶC TRUNG

Để xác định nguồn gốc phát sinh các loại nước thải đặc trưng, ta có thể dựa vào số liệu thống kê các kết quả phân tích nước thải ở một số cơ sở sản xuất (trên địa bàn Tp. Hồ Chí Minh) có hàm lượng COD và BOD₅ tương đối cao (bảng 1.1), và bảng kết quả chất lượng nước thải sản xuất của các xí nghiệp, nhà máy điển hình (thủy sản, chế biến thực phẩm, đường, bánh kẹo, ...).

Bảng 1.1: Kết quả phân tích tính chất nước thải ở một số cơ sở sản xuất trên địa bàn Tp. Hồ Chí Minh (2005)

TT	Tên cơ sở sản xuất	Quận/ Huyện	Ngành nghề kinh doanh	Tính chất nước thải	Hàm lượng các chất ô nhiễm (mg/l)		
					COD	BOD ₅	SS
1.	Xí nghiệp chăn nuôi heo Phước Long	Quận 9	Chăn nuôi heo	Nước vệ sinh chuồng trại	1153	807	5988
2.	Chi nhánh Cty CP Sài Gòn Xanh	Quận 9	Kem, Yaourt	Nước giải nhiệt, rửa	1558	1021	148
3.	Công ty giấy Bình Chiểu	Thủ Đức	Giấy xeo	NT sản xuất	660	356	577
4.	Công ty Samsung	Thủ Đức	Ti vi, tủ lạnh, máy giặt	NT sinh hoạt	2333	725	347
5.	Công ty Dệt – May – Thêu Mỹ Dung	Bình Tân	Dệt, may	NT sản xuất	6350	2857	-
6.	Công ty Phương Hoàng	Bình Tân	Giặt quần áo	Cống chung	1029	282	120
7.	DNTN Thăng Long	Củ Chi	Dệt nhuộm	Cống chung	436	165	5
8.	HTX SX – TM Tấn Thành	Củ Chi	Cao su	NT sau sản xuất	2431	1327	13
9.	Cty TNHH CBTP huynh đệ Tề Hùng	Củ Chi	nông sản	Cống chung	1371	891	11
10.	DNTN nhuộm Thành Công	Quận 8	Dệt, Nhuộm vải	NT sản xuất, vệ sinh thiết bị	2460	1220	15
11.	Xí nghiệp nước	Quận	Nước tương,	Cống chung	4646	2786	2070

	chấm Nam Dương	8	tương ớt				
12.	Công ty TNHH Nhan Lý	Tân Phú	Bạch tuộc đông lạnh	NT sản xuất	811	54	443
13.	Cty CP Thủy sản số 1 Seajoco	Tân Phú	Hàng đông lạnh	Cống chung	561	352	38
14.	Công ty chế biến gỗ Đức Thành	Gò Vấp	Gỗ	NT sản xuất	1029	183	960
15.	Bánh Hỷ Lâm Môn	Quận 5	-	Cống chung	1527	750	184
16.	Công ty CP thực phẩm Bình Tây	Quận 6	Mì, bún, cháo ăn liền	Cống chung	6570	3150	144
17.	Cty TNHH SX TM Giấy Thiên Trí	Hóc Môn	Giấy xeo	NT vào	2182	1200	1070
18.	Nhà máy thuốc lá SN (cơ sở 2)	Quận 4	Thuốc lá	NT sinh hoạt	530	260	4390
19.	Cty CP Dược phẩm và dịch vụ Y tế Khánh Hội	Quận 4	Thuốc tây (dạng viên)	Cống chung	748	318	92
20.	Cty TNHH TM DV&XD Tấn Quang	Quận 12	Vải mùng	NT sản xuất	1558	841	25

Nguồn: Trường Đại học Bách Khoa Tp.Hồ Chí Minh, 2005.

Bảng 1.2: Đặc tính nước thải chế biến thủy sản

Nước thải	BOD ₅	COD	Dầu/mỡ	TS	SS	Nguồn
Chế biến cá (thủ công)	3,32 kg/tấn	-	0,348 kg/tấn	-	1,42 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Chế biến cá (bằng máy)	11,9 kg/tấn	-	2,48 kg/tấn	-	8,92 kg/tấn	Middlebrooks, 1979

Philê cá Tuyết Patagonia	32- 1.063 mg/l	550- 1.250 mg/l	8,3- 79,9 mg/l	1.290- 4.300 mg/l	-	Gonzáles, 1983
Philê cá trích	3.428- 10.000 mg/l	-	857- 6.000 mg/l	-	-	Sorensen, 1974; Herborg, 1974
Đóng hộp cá ngừ	6,8- 20 kg/tấn	-	1,7- 13 kg/tấn	-	3,8- 17 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Nuôi cá Sác đin	9,22 kg/tấn	-	1,74 kg/tấn	-	5,41 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Nuôi ghẹ xanh	4,8- 5,5 kg/tấn	-	0,21- 0,3 kg/tấn	-	0,7- 0,78 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Nuôi nghêu (bằng máy)	5,14 kg/tấn	-	0,145 kg/tấn	-	10,2 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Nuôi nghêu (nuôi thường)	18,7 kg/tấn	-	0,461 kg/tấn	-	6,35 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Xí nghiệp bột cá	2,96 kg/tấn	-	0,56 kg/tấn	-	0,92 kg/tấn	Middlebrooks, 1979
Nước lưu chuyển cá	3.050- 67.200 mg/l	-	1.300 - 17.200 mg/l	18,4 - 64,9 mg/l	-	Nemerow, 1971
Nước máu cá (từ các xí nghiệp bột cá)	23.500 - 34.000 mg/l	93.000 mg/l	0 - 1,92 %	2,4-6,3 %	-	Parin và cộng sự, 1979; Civit và cộng sự, 1982
Nước dính	13.000 -	-	60 - 1.560	25 - 62	-	Cuadros và

nhớt (từ các xí nghiệp bột cá)	76.000 mg/l		mg/l	mg/l		Gonzáles, 1991
Nước chế biến cá hồi	690 mg/l	2.000 mg/l	-	-	500 mg/l	Phan Thu Nga, ĐH Bách khoa Tp. Hồ Chí Minh, 1997.

Bảng 1.3: Thành phần tính chất nước thải sản xuất Công ty VISSAN

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả						TCVN 5945 - 1995 loại B
			NT ₁	NT ₂	NT ₃	NT ₄	NT ₅	NT ₆	
1	pH		6,56	7,53	7,64	7,62	6,88	7,25	5,5-9
2	COD	mg/l	640	2840	5760	3800	1200	3000	100
3	BOD₅	mg/l	510	995	3695	3695	702	1100	50
4	SS	mg/l	415	1980	565	575	810	720	100
5	N – tổng	mg/l	98	180	549	549	314	348	60
6	P – tổng	mg/l	2,13	22,6	3,19	3,13	7,2	27,15	6

Nguồn: Trường Đại học Bách Khoa Tp. Hồ Chí Minh, 2005.

Ghi chú: NT₁ : Nước thải lòng heo, NT₂ : Nước thải lòng bò, NT₃ : Nước thải huyết heo, NT₄ : Nước thải huyết bò, NT₅ : Nước thải công đoạn cạo lông heo, NT₆ : Nước thải công chung.

Bảng 1.4: Thành phần tính chất nước thải sản xuất Công ty CBTS SEASPIMEX

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả	TCVN
-----	----------	--------	---------	------

			NT ₁	NT ₂	NT ₃	NT ₄	NT ₅	NT ₆	5945 - 1995 loại B
1	pH	-	6,90	7,01	6,99	7,2	6,52	7,62	5,5-9
2	COD	mg/l	1320	533	312	1287	3600	1250	100
3	BOD₅	mg/l	1044	392	244	900	2870	1014	50
4	SS	mg/l	172	56	148	275	385	153	100
5	N – tổng	mg/l	244	20	81	84	204	128	60
6	P – tổng	mg/l	31	12	17	22	53	17	6

Nguồn: Trường Đại học Bách Khoa Tp.Hồ Chí Minh, 2005.

Ghi chú: NT₁ : Nước thải phân xưởng đông lạnh, NT₂ : Nước thải phân xưởng sản xuất sản phẩm khô, NT₃ : Nước thải phân xưởng sản xuất đồ hộp, NT₄ : Nước thải tổng hợp, NT₅: Nước thải chế biến mực, bạch tuộc, NT₆: Nước thải chế biến tôm

Bảng 1.5 : Thành phần tính chất nước thải sản xuất Nhà máy bia Sài Gòn

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả					TCVN 5945- 1995 loại B
			NT ₁	NT ₂	NT ₃	NT ₄	NT ₅	
1	pH	-	5,32	6,89	6,97	8,62	5,15	5,5-9
2	COD	mg/l	321	8	278	4890	3024	100
3	BOD₅	mg/l	209	5	215	3766	1972	50
4	SS	mg/l	19	9	19	351	273	100
5	N – tổng	mg/l	15	1	35,84	17	18,9	60
6	P – tổng	mg/l	1	-	0,04	23	21	6

Nguồn: Trường Đại học Bách Khoa Tp.Hồ Chí Minh, 2005.

Ghi chú: NT₁ : Nước thải phân xưởng cơ khí, phân xưởng thu hồi CO₂, NT₂ : Nước thải phân xưởng động lực, NT₃ : Nước giải nhiệt nồi hơi, NT₄ : Nước thải phân xưởng nấu, NT₅ : Nước thải tổng hợp.

Bảng 1.6: Thành phần tính chất nước thải sản xuất Công ty Đường Bình Dương

Chỉ tiêu	Đơn vị	Nồng độ
pH	-	10 – 11,5
COD	mg/l	2.000 – 3.000
BOD ₅	mg/l	1.200 – 2.200
SS	mg/l	30 – 400
Glucose	mg/l	12 – 224
Ca ²⁺	mg/l	5 – 48
N-NH ₃	mg/l	50
P-PO ₄ ³⁻	mg/l	11,4
Dầu mỡ	mg/l	8 - 25

Nguồn: Trường Đại học Bách Khoa Tp.Hồ Chí Minh, 2005.

Bảng 1.7: Thành phần tính chất nước thải sản xuất Công ty Đường bánh kẹo Biên Hòa

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả					TCVN 5945-1995 loại B
			NT ₁	NT ₂	NT ₃	NT ₄	NT ₅	
1	pH	-	5,31	6,97	7,17	8,08	5,23	5,5 – 9
2	COD	mg/l	5429	278	154	131	3870	100
3	BOD₅	mg/l	4210	215	145	92	2620	50
4	SS	mg/l	957	19	25	18	87	100
5	N – tổng	mg/l	168	35,84	16,8	10,08	89,6	60
6	P – tổng	mg/l	9,28	0,04	0,07	0,08	1,3	6

Nguồn: Trường Đại học Bách Khoa Tp.Hồ Chí Minh, 2005.

Ghi chú: NT₁ : Nước thải khu đập trứng – sản xuất bánh kẹo, NT₂ : Nước giải nhiệt nổi hơi, NT₃ : Nước vệ sinh phân xưởng kẹo, NT₄ : Nước thải sau xử lý, NT₅ : Nước thải đầu vào hệ thống xử lý (tại bể lắng sơ bộ).

1.4 CÁC THÔNG SỐ ĐÁNH GIÁ Ô NHIỄM VÀ YÊU CẦU CẦN THIẾT PHẢI XỬ LÝ NƯỚC THẢI

1.4.1. Các thông số đánh giá ô nhiễm

Đánh giá chất lượng nước cũng như mức độ ô nhiễm nước cần dựa vào một số thông số cơ bản, so sánh với các chỉ tiêu cho phép về thành phần hóa học và sinh học đối với từng loại nước sử dụng cho các mục đích khác nhau. Các thông số cơ bản để đánh giá chất lượng nước là: độ pH, màu sắc, độ đục, hàm lượng chất rắn, các chất lơ lửng, các kim loại nặng, oxy hòa tan, ... và đặc biệt là 2 chỉ số BOD, COD. Ngoài các chỉ số hóa học trên còn phải quan tâm đến các chỉ tiêu sinh học, đặc biệt là E.coli. [11]

- Các chỉ tiêu dùng để đánh giá định tính độ nhiễm bản vật lý:

pH: Độ pH tự nó không gây ô nhiễm nhưng đóng vai trò là thông số đặc trưng rất quan trọng cho biết mức độ nhiễm bản và xác định sự cần thiết phải điều chỉnh trước khi xử lý nước thải bằng biện pháp sinh học. Sự thay đổi trị số pH làm thay đổi các quá trình hòa tan hoặc keo tụ, làm tăng, giảm vận tốc của các phản ứng hóa sinh xảy ra trong nước.

Nhiệt độ: phụ thuộc vào nhiều yếu tố như thời tiết và bản chất của nước thải.

Mùi: dấu hiệu của mùi rất quan trọng trong việc đánh giá và chấp nhận hệ thống nước thải của xí nghiệp. Nước có mùi là do các nguyên nhân: chất hữu cơ từ cống rãnh khu dân cư, xí nghiệp chế biến thực phẩm, nước thải công nghiệp hóa chất, chế biến dầu mỡ, các sản phẩm phân hủy cây cỏ, rong tảo, động vật. Mặc dù tương đối vô hại (nếu với hàm lượng nhỏ), nhưng mùi có thể gây cảm giác khó chịu, buồn nôn. Thông thường mùi có được là mùi tổng hợp của nhiều loại mùi khác nhau. Khi độ nhiễm bản chất hữu cơ không quá lớn, quá trình phân hủy hiếu khí xảy ra chủ yếu mạnh mẽ (khi nước có đầy đủ oxy) thì nồng độ mùi thường thấp. Ngược lại, khi trong nước không có oxy, các chất hữu cơ trung gian được tạo ra do quá trình phân

hủy kỵ khí như các axit chưa no dễ bay hơi, các bazơ nitơ, CH₄, H₂S, Mecaptan, Indol, Scatol ... nên mùi được tạo ra rất mạnh, nồng độ chất mùi lớn và gây cảm giác khó chịu.

Màu: nước tự nhiên sạch thường không màu. Nước tự nhiên có thể có màu vì các lý do: Các chất hữu cơ trong cây cỏ bị phân rã, Nước có sắt và mangan dạng keo hoặc dạng hòa tan, Nước có chất thải công nghiệp (crom, tannin, lignin ...). Nếu nước có màu là dấu hiệu nước đã bị ô nhiễm. Màu của nước được phân thành 2 dạng: màu thực do các chất hòa tan hoặc dạng hạt keo, và màu biểu kiến là màu của các chất lơ lửng trong nước tạo nên. Màu không chỉ làm giảm giá trị cảm quan của nước, nó còn cho biết mức độ ô nhiễm, thậm chí còn cho biết mức độ độc hại của nước. Độ màu càng lớn thì mức độ ô nhiễm càng cao.

Độ đục: độ đục của nước do các hạt lơ lửng, các chất hữu cơ phân hủy hoặc do giới thủy sinh gây ra. Độ đục làm giảm khả năng truyền ánh sáng trong nước, ảnh hưởng khả năng quang hợp của các vi sinh vật tự dưỡng trong nước, gây giảm thẩm mỹ và giảm chất lượng của nước sử dụng. Độ đục càng cao thì độ nhiễm bẩn càng lớn.

- **Chỉ tiêu đánh giá định lượng trạng thái chất bản tan, không tan:** Hàm lượng chất rắn (TS, SS, VSS, DS).

Tổng chất rắn (TS): được xác định bằng trọng lượng khô phần còn lại sau khi cho bay hơi 1l mẫu nước trên bếp cách thủy ở 103°C cho đến khi trọng lượng không đổi. Đơn vị tính bằng mg (hoặc g/l).

Chất rắn lơ lửng dạng huyền phù (SS): hàm lượng các chất rắn huyền phù là trọng lượng khô của chất rắn còn lại trên giấy lọc sợi thủy tinh, khi lọc 1l mẫu nước qua phễu lọc Gooch rồi sấy khô ở 103 – 105°C tới khi trọng lượng không đổi. Đơn vị tính bằng mg (hoặc g/l).

Chất rắn hòa tan (DS): là hiệu số tổng chất rắn huyền phù: $DS = TS - SS$. Đơn vị tính bằng mg (hoặc g/l).

Chất rắn bay hơi (VSS): hàm lượng chất rắn bay hơi là lượng mất đi khi nung lượng chất rắn huyền phù ở 550°C trong khoảng thời gian xác định. Đơn vị tính bằng mg (hoặc % của SS hoặc TS).

- Các chỉ tiêu đánh giá định lượng độ nhiễm bẩn hữu cơ:

BOD là lượng oxi (thể hiện bằng g hoặc mg O₂ theo đơn vị thể tích) do vi sinh vật tiêu thụ để oxi hóa sinh học các chất hữu cơ trong bóng tối ở điều kiện chuẩn về nhiệt độ và thời gian. Như vậy BOD phản ánh được lượng chất hữu cơ dễ bị phân huỷ có trong nước mẫu. Thông số BOD có tầm quan trọng thực tế vì đó là cơ sở để thiết kế và vận hành hệ thống xử lý nước thải; BOD còn là thông số cơ bản để đánh giá mức độ ô nhiễm của nguồn nước: giá trị của BOD càng lớn nghĩa là mức độ ô nhiễm hữu cơ càng cao. Theo quy định của Bộ Y Tế, nước được dùng trong sinh hoạt có giá trị BOD₅ < 4mg/l. Tiêu chuẩn nước thủy sản của FAO quy định giá trị BOD là <10mg/l cho các loại cá họ cyprinid. Vì giá trị của BOD phụ thuộc vào nhiệt độ và thời gian ổn nhiệt nên việc xác định BOD cần tiến hành ở điều kiện tiêu chuẩn, thí dụ ở nhiệt độ 20⁰C trong thời gian ổn nhiệt 5 ngày (BOD₅) hoặc có thể ở nhiệt độ trong thời gian ổn nhiệt 3 ngày (BOD₃).

COD là lượng chất oxi hóa (thể hiện bằng g hoặc mg O₂ theo đơn vị thể tích) cần để oxi hóa chất hữu cơ. Chỉ số này được dùng rộng rãi để biểu thị hàm lượng chất hữu cơ trong nước thải và nước tự nhiên. Hiện nay, tác nhân oxi hóa mạnh như kali dicromat (K₂Cr₂O₇) thường được dùng để xác định COD, vì chất này có thể oxi hóa đến 95-100% chất hữu cơ.

TOC (Tổng hàm lượng cacbon hữu cơ): là tỉ lệ giữa khối lượng cacbon so với khối lượng hợp chất. Như vậy trị số TOC được tính dựa theo công thức của hợp chất, đơn vị thể hiện là gam hoặc miligam cacbon theo thể tích.

Oxy hòa tan DO: oxy hòa tan trong nước rất cần cho các sinh vật hiếu khí. Mức oxy hòa tan trong nước tự nhiên và nước thải phụ thuộc vào mức độ ô nhiễm chất hữu cơ, vào hoạt động của thế giới thủy sinh, các hoạt động hóa sinh, hóa học và vật

lý của nước. Trong môi trường nước bị ô nhiễm nặng, oxy được dùng nhiều cho các quá trình hóa sinh và xuất hiện hiện tượng thiếu oxy trầm trọng.

Các hợp chất phenol: Phenol và các chất dẫn xuất phenol có trong nước thải công nghiệp. Các hợp chất phenol làm cho nước có mùi, đồng thời gây tác hại cho hệ sinh thái và sức khỏe dân chúng. Giá trị LD 50 của pentaclorophenol là 27 mg/Kg đối với chuột. Một số phenol có khả năng gây ung thư. Theo quy định của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) hàm lượng 2,4-triclophenol và pentaclophenol trong nước uống không quá 1µg/l. Tiêu chuẩn nước thủy sản của FAO đòi quy định nồng độ các phenol <5mg/l đối với các loại cá họ salmonid và cyprinid.

- Các chỉ tiêu đánh giá mức độ ô nhiễm dinh dưỡng và mức độ phú dưỡng hoá thủy vực: là các chất dinh dưỡng (N, P). Trong nước thải, N tồn tại ở các dạng Nitơ hữu cơ (N-HC), Nitơ amoniac (N-NH₃), Nitơ Nitrit (N-NO₂⁻), Nitơ nitrat (N-NO₃⁻), N tổng số và N tự do. P thường tồn tại trong nước thải ở các dạng orthophosphat (PO₄³⁻, HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻, H₃PO₄) hay polyphosphat và phosphat hữu cơ.

Amoni (NH₄⁺): trong nước bề mặt tự nhiên vùng không ô nhiễm có lượng vết amoni (dưới 0,05 ppm). Nồng độ amoni trong nước ngầm cao hơn nhiều. Lượng amoni trong nước thải từ khu dân cư và nước thải các nhà máy hóa chất, chế biến thực phẩm, sữa có thể lên tới 10 -100mg/l. Theo quy định về nước bề mặt của Hà Lan, lượng ammoni trên 5 mg/l được xem là ô nhiễm nặng. Tiêu chuẩn nước thủy sản của FAO yêu cầu nồng độ ammoni < 0,2mg/l đối với loại cá salmonid và 0,8mg/l đối với loại cá cyprinid.

Nitrat (NO₃⁻): là sản phẩm cuối cùng của sự phân huỷ các chất chứa Nitơ có trong chất thải của người và động vật. Trong nước tự nhiên nồng độ nitrat thường dưới 5mg/l. Nước sông Mê Kông thường có nitrat 0,5mg/l. Ở vùng ô nhiễm do chất thải, phân bón, nồng độ nitrat cao trên 10mg/l là môi trường dinh dưỡng tốt cho sự phát triển tảo, rong gây ảnh hưởng đến chất lượng nước sinh hoạt và thủy sản. Trẻ con uống nước nhiều nitrat (NO₃⁻) có thể ảnh hưởng đến máu (chứng methaemoglobinaemia). Theo quy định của WHO nitrat trong nước uống không quá 10mg/l.

Photphat: cũng như nitrat, photphat là chất dinh dưỡng cho sự phát triển rong tảo. Nồng độ photphat trong nguồn nước không ô nhiễm thường < 0,01mg/l. Giá trị này ở sông Mêkông thường < 0,05 mg/l nhưng ở các kênh rạch bị ô nhiễm nước thải sinh hoạt và công nghiệp nồng độ photphat có thể lên tới trên 5mg/l. Photphat là chất có nhiều trong phân người, sản xuất lân, thực phẩm. Photphat không phụ thuộc loại hóa chất độc hại đối với con người. Theo quy định của Hà Lan, photphat trong nước uống tối đa là 6mg/l. WHO không quy định đối với hóa chất này. Có 3 trạng thái tồn tại của photphat: orthophotphat, (PO_4^{3-}) meta hoặc poliphotphat PO_3^- và photphat có liên kết hữu cơ.

Sunphat (SO_4): Các nguồn nước tự nhiên, đặc biệt nước biển và nước phèn có nồng độ sunphat cao. Nước sông Mêkông ở vùng không nhiễm mặn có nồng độ sunphat nhỏ hơn 50mg/l. Nước ở vùng có mỏ thạch cao, quặng chứa lưu huỳnh, nước mưa axit và nước thải công nghiệp có nhiều sunfat. Nước có nồng độ sunphat cao sẽ gây sét rỉ đường ống và các công trình bê tông. Ở nồng độ cao sunphat còn tác hại đến cây trồng. Quy định nước thủy lợi của Mỹ hạn chế nồng độ chất này dưới 1000mg/l.

Clorua (Cl^-): là một trong các ion quan trọng trong nước và nước thải. Vị mặn của nước là do ion Cl^- tạo ra. Nước có Cl^- với lượng 250mg/l có thể gây cảm giác mặn. Nếu cation là Ca^{2+} , Mg^{2+} thì ở nồng độ cao đến 1000mg/l cũng không cho vị mặn. Nồng độ cho phép Cl^- trong nước uống theo quy định của WHO là 250mg/l, theo quy định của cộng đồng kinh tế châu Âu là 25mg/l. Nước mặn với nồng độ Cl^- , Na^+ và Bo cao có khả năng gây tác hại đến cây trồng. Tiêu chuẩn của FAO đối với thủy lợi cho thấy nếu nồng độ Cl^- dưới 4mg/l (142mg/l) thì cây trồng không bị ảnh hưởng xấu; nồng độ Cl^- trên 10 meq/l (355mg/l) gây tác hại nặng đến cây trồng.

Chỉ tiêu đánh giá mức độ ô nhiễm của các đối tượng nước thải khác nhau:

Dầu, mỡ: bám vào thành ống nước thải, làm giảm công suất đường ống. Chúng thường nổi lên trên bề mặt nguồn nước, làm ảnh hưởng tới quá trình oxy hóa nước.

Kim loại nặng: phần lớn các kim loại nặng có trong nước bị ô nhiễm và thường tồn tại dưới dạng ion. Các kim loại nặng gây độc hại đến người và động vật.

- *Chì (Pb)*: Là kim loại nặng có độc tính đối với não và có thể gây chết người nếu bị nhiễm độc nặng. Chì có khả năng tích lũy lâu dài trong cơ thể. Trong nước sông hồ có lượng vết chì (độ 1 - 50mg/l), nước biển không ô nhiễm có nồng độ chì 0,03µg/l.
- *Thủy ngân (Hg)*: Thủy ngân vô cơ, hữu cơ đều cực độc đối với con người và thủy sinh. Nồng độ cho phép của WHO đối với thủy ngân trong nước uống là 1µg/l. Tiêu chuẩn nước nuôi cá của một số quốc gia chỉ cho phép nồng độ thủy ngân dưới 0,5µg/l.
- *Asen (As)*: là chất độc cực mạnh có tác dụng tích lũy và gây ung thư. Nước tự nhiên có chứa vết asen với nồng độ khoảng 10µg/l. Tiêu chuẩn cho phép của WHO trong nước uống là 50µg/l. Tiêu chuẩn Hà Lan là 5µg/l. Tiêu chuẩn nước nuôi cá cho phép là nồng độ asen dưới 25µg/l.

Ngoài các kim loại nặng kể trên hàng loạt nguyên tố khác có độc tính rất cao như cadmi, crom, selen, niken... là các tác nhân gây hại tài nguyên thủy sinh và sức khỏe con người ngay ở nồng độ thấp.

Chỉ số sinh vật: Vi sinh vật cũng là một chỉ tiêu để đánh giá nước bị ô nhiễm. Có 3 nhóm Vi sinh vật chỉ thị cho nước bị ô nhiễm:

- Nhóm coliform đặc trưng là *Escherichia coli* (E.coli)
- Nhóm streptococci đặc trưng là *Streptococcus faecalis*.
- Nhóm clostridia khử sulphit đặc trưng là *Clostridium perfringens*.

Sự có mặt các vi sinh này chỉ ra rằng nước bị ô nhiễm phân, như vậy có ý nghĩa là có thể có vi trùng gây bệnh đường ruột trong nước và ngược lại nếu không có các vi sinh chỉ thị phân có ý nghĩa là có thể không có vi trùng gây bệnh đường ruột.

Trong 3 nhóm vi sinh vật chỉ thị trên, nhóm coliform thường được phân tích vì:

- Chúng là nhóm vi sinh quan trọng nhất trong việc đánh giá vệ sinh nguồn nước và có đầy đủ các tiêu chuẩn của loại vi sinh chỉ thị lý tưởng.
- Chúng có thể được xác định trong điều kiện thực địa.
- Việc xác định coliform dễ dàng hơn xác định các vi sinh chỉ thị khác. Chẳng hạn các quy trình xác định streptococci cần thời gian ủ nhiệt lâu còn việc xác định

clostridia cần phải tiến hành ở 80°C là lên men hai lần nên trong điều kiện thực địa khó xác định hai loại vi sinh chỉ thị này. Trong nhóm coliform có một số loại có khả năng lên men lactose khi nuôi cấy ở 35°C hoặc 37°C tạo ra axit, aldehyt và khí trong vòng 48 giờ. Có một số loại lại có khả năng lên men lactose ở 44°C hoặc 44,5°C (nhóm coliform chịu nhiệt). Thuộc loại này có E.Coli. [10]

1.4.2 Yêu cầu cần thiết phải xử lý nước thải

Do xu thế phát triển của xã hội cùng với quá trình đô thị hóa đang diễn ra, các ngành công - nông nghiệp, các nhà máy, Khu công nghiệp, vùng kinh tế ra đời, các đô thị mới được mở rộng, ... đòi hỏi cần rất nhiều nước sạch. Trên thực tế, thế giới chỉ có khoảng 30 triệu km³ nước ngọt, nguồn dự trữ này không thay đổi trong khi nhu cầu sử dụng nước luôn tăng; nhu cầu nước hàng năm của thế giới hiện nay vào khoảng 3.500 – 3.900 tỉ m³ nước sạch, và một nửa trong số đó trở thành nước thải, còn một nửa không quay trở lại; 1m³ nước thải có thể làm “nhiễm bẩn mạnh” 10m³ nước sạch. Do đó, nguồn nước đã mất dần khả năng tự làm sạch, nhanh chóng bị kiệt đi, gây ra nạn thiếu nước trầm trọng. Hiện nay, giải quyết nước cho đời sống con người và nền kinh tế quốc dân đã trở thành vấn đề thực sự bức thiết. Nhiều quốc gia trên thế giới đã đưa ra những quy định pháp lý nghiêm ngặt về vấn đề này. Việc sử dụng tổng hợp nguồn nước: sinh hoạt, sản xuất, bảo vệ môi trường, ... đang rất được quan tâm. Dựa trên nguồn gốc và đặc tính nước thải của một số ngành nghề sản xuất đã trình bày ở phần 1.2 có thể nhận thấy hầu hết giá trị các thông số ô nhiễm vượt rất nhiều lần so với tiêu chuẩn cho phép, gây ảnh hưởng rất lớn đến chất lượng nước nói chung, và có thể gây tác hại cho sức khỏe con người khi sử dụng. Chính vì vậy xử lý nước thải đạt tiêu chuẩn quy định hiện nay đang là vấn đề cấp thiết, không những bảo vệ sức khỏe con người, bảo vệ môi trường sống mà còn đảm bảo thực hiện theo đúng chính sách, quy định ban hành của nhà nước.

CHƯƠNG II: TỔNG QUAN VỀ QUÁ TRÌNH SINH HỌC TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

2.1 PHÂN LOẠI CÁC QUÁ TRÌNH SINH HỌC

Mục đích của xử lý nước thải là loại trừ những chất ô nhiễm có thể gây hại nếu chúng được thải vào môi trường nước. Bởi vì nồng độ DO thấp gây ảnh hưởng xấu đối với thủy sinh, người kỹ sư xử lý nước thải trước đây thường tập trung vào việc loại bỏ những chất ô nhiễm có thể làm giảm DO.

Hầu hết các chất ô nhiễm có tác động đến nhu cầu oxy thường là những hợp chất hữu cơ, nhưng hợp chất vô cơ như N-NH₃ cũng có tác động tương tự. Vì thế, những hệ thống xử lý nước thải xa xưa thường được thiết kế nhằm mục đích khử chất hữu cơ và đôi khi oxy hóa N-NH₃ thành N-NO₃, thậm chí cả những hệ thống xử lý được xây dựng gần đây cũng như vậy. Khi dân số và quá trình công nghiệp hóa ngày càng gia tăng lại nảy sinh một vấn đề khác, quá trình phú dưỡng hóa – thường xảy ra trong hồ và cửa sông ... là sự phát triển ồ ạt của các loại rêu và tảo được thừa hưởng quá nhiều chất dinh dưỡng. Đây là kết quả của quá trình thải ra quá nhiều N và P. Kể từ đó những người kỹ sư mới bắt đầu quan tâm và thiết kế hệ thống xử lý nước thải có thể loại bỏ được các chất ô nhiễm dạng này với giá thành chấp nhận được mà vẫn đảm bảo tính hiệu quả, và trong suốt 2 thập kỷ qua đã có nhiều nghiên cứu tập trung vào vấn đề này. Gần đây, con người ngày càng liên quan đến việc thải những hóa chất hữu cơ độc hại vào môi trường. Nhiều chất này ở dạng hữu cơ và vì thế những quá trình được áp dụng để loại bỏ các tác nhân ảnh hưởng đến nhu cầu oxy cũng có hiệu quả đối với các chất này.

Các chất ô nhiễm trong nước thải có thể được xác định bởi những đặc tính khác nhau. Chẳng hạn, chúng có thể được phân loại dựa trên:

- Tính chất vật lý (tan hoặc không tan);
- Tính chất hóa học (vô cơ hay hữu cơ);
- Tính nhạy cảm của chúng đối với vi sinh vật (có thể hoặc không thể phân hủy sinh học).

- Nguồn gốc: biogenic hoặc anthropogenic.
- Ảnh hưởng của chúng: độc hoặc không độc ...

Dĩ nhiên một chất không phải chỉ có 1 đặc điểm mà chúng có thể mang nhiều đặc điểm khác nhau, có thể có chất hữu cơ hòa tan, dễ phân hủy sinh học hoặc chất hữu cơ không hòa tan, dễ phân hủy sinh học. Nhiệm vụ của người kỹ sư xử lý nước thải là phải đề ra được một quy trình có thể loại bỏ được toàn bộ các chất này một cách hiệu quả và kinh tế. Vận hành hệ thống nói chung thường được phân chia dựa trên cơ sở của những hoạt động cơ bản diễn ra bên trong chúng... Ví dụ như: cơ học, hóa học và hóa sinh. Có ba quan điểm để phân chia quá trình sinh hóa:

- Sự chuyển đổi sinh hóa.
- Môi trường sinh hóa.
- Sự định hình phản ứng sinh học [2]

2.1.1 Biến đổi sinh hóa

Loại bỏ chất hữu cơ hòa tan

Đối với dòng nước thải chính, quá trình sinh hóa chủ yếu được ứng dụng để loại bỏ các chất hữu cơ hòa tan. Quá trình này diễn ra khi các vi sinh sử dụng các chất này như nguồn thức ăn, chuyển hóa một phần cacbon thành sinh khối mới và phần còn lại thành CO₂. Khí CO₂ sẽ bay đi còn sinh khối sẽ được loại bỏ bằng quá trình lắng. Do một lượng lớn cacbon trong các chất hữu cơ ban đầu bị oxi hóa thành CO₂ nên quá trình loại bỏ các chất hòa tan thường được xem như quá trình oxi hóa cacbon.

Quá trình vi sinh hiếu khí thích hợp dùng để loại bỏ chất hữu cơ có nồng độ từ 50 – 4000 mg/l (được xem như COD dễ phân hủy sinh học). Ở những nồng độ thấp hơn, quá trình hấp phụ bằng than hoạt tính thường đảm bảo kinh tế hơn mặc dù quá trình sinh hóa thường được sử dụng để xử lý nước ngầm bị nhiễm bẩn với nồng độ thấp hơn 50mg/l COD.

Mặc dù sau quá trình kỵ khí người ta thường áp dụng quá hiếu khí để đảm bảo cho dòng ra đạt tiêu chuẩn xả thải, tuy nhiên quá trình kỵ khí lại thường được áp dụng đối với những loại nước thải có nồng độ các chất ô nhiễm cao bởi vì quá trình này

không đòi hỏi sự cung cấp khí, ít sinh ra sinh khối dư và tạo thành một sản phẩm hữu ích là CH_4 . Tuy nhiên, nếu nồng độ COD cần khử lớn hơn 50.000mg/l, quá trình hóa hơi và đốt bỏ thường có hiệu quả kinh tế cao hơn.

Quá trình kỵ khí cũng thường được sử dụng để xử lý nước thải có nồng độ ô nhiễm vừa phải ($\text{COD} \leq 1.000\text{mg/l}$) và cũng đã từng được áp dụng đối với nước thải được pha loãng. Tuy nhiên, cần nhấn mạnh một điều là nồng độ ô nhiễm được đề cập là đối với các chất hòa tan. Các chất lơ lửng hoặc các hạt keo thường được loại bỏ bằng các tác nhân vật lý hay hóa học. Dù vậy, người ta thường sử dụng các tác nhân sinh hóa để xử lý hỗn hợp gồm các chất hòa tan, hạt keo và các chất hữu cơ lơ lửng.

Quá trình ổn định của các chất hữu cơ không tan:

Có nhiều loại nước thải chứa một lượng đáng kể các hạt keo hữu cơ lơ lửng mà quá trình lắng không thể loại bỏ được. Nếu xử lý chúng bằng quá trình sinh hóa (thường được sử dụng để loại bỏ chất hữu cơ hòa tan), phần lớn các chất này sẽ bám lên sinh khối và chuyển đổi thành sản phẩm cuối cùng có tính ổn định – rất khó cho các hoạt động sinh học sau đó. Sự hình thành sản phẩm trên được xem như quá trình ổn định. Một số quá trình ổn định diễn ra trong quá trình sinh hóa, loại bỏ các chất hòa tan.

+ Ổn định chất hữu cơ không hòa tan

+ Thay đổi chất vô cơ không hòa tan [2]

2.1.2 Môi trường sinh hóa

Đặc tính quan trọng nhất của môi trường sinh trưởng và phát triển của vi sinh vật là: nơi tiếp nhận cuối cùng của các electron bị loại bỏ khi chúng oxy hóa các chất hóa học để hấp thụ năng lượng. Có 3 loại chất nhận electron chủ yếu: oxy, hợp chất vô cơ, và hợp chất hữu cơ. Nói chung, sự phát triển trong môi trường như thế này có hiệu quả cao nhất và số lượng sinh khối được hình thành trên một đơn vị thải bị phân hủy thì cao. Nói đúng ra, bất cứ môi trường nào không thiếu khí thì có tính chất kỵ khí. Tuy nhiên, chỉ riêng trong lĩnh vực xử lý nước thải, thuật ngữ kỵ khí được dành riêng cho trạng thái mà trong đó các hợp chất hữu cơ, CO_2 , và sulfate đóng vai trò như chất nhận electron cuối cùng và cũng trong trạng thái này, điện thế của môi

trường mang điện tích âm. Trong điều kiện này, sự phát triển của vi sinh vật ít hiệu quả hơn. Khi nitrat hoặc nitrit hoặc cả hai có mặt trong môi trường và đóng vai trò như chất nhận electron chủ yếu (do thiếu oxy) thì môi trường này được gọi là môi trường thiếu khí. Sự hiện diện của nitrat hoặc nitrit hoặc cả hai làm cho điện thế của môi trường lệch về dương và sự phát triển của vi sinh đạt hiệu quả hơn so với môi trường kỵ khí, mặc dù không cao và hiệu quả như lúc có mặt oxy.

Môi trường sinh hóa có một tác động sâu sắc đối với hệ vi sinh vật. Quá trình hiếu khí tạo chuỗi thức ăn hoàn chỉnh từ bậc thấp nhất như vi khuẩn cho tới bậc cao như rotifer. Quá trình thiếu khí bị giới hạn hơn so với quá trình hiếu khí, và quá trình kỵ khí bị giới hạn nhiều nhất, biểu hiện qua sự phát triển của các loài vi khuẩn ưu thế. Quá trình sinh hóa ảnh hưởng đến dòng ra của quá trình xử lý do vi sinh phát triển trong ba trạng thái kể trên có thể có các con đường chuyển hóa khác nhau. Điều này rất quan trọng đối với quá trình xử lý nước thải bởi vì một vài quá trình chuyển hóa có thể được thực hiện chỉ trong điều kiện hiếu khí hoàn toàn hoặc kỵ khí hoàn toàn.[2]

2.1.3 Trình tự phản ứng của quá trình

+ Quá trình sinh trưởng lơ lửng: bùn hoạt tính ở điều kiện hiếu khí (làm thoáng khí, sục hay thổi khí và khuấy đảo) và điều kiện kỵ khí (sục CO_2 hoặc khuấy đảo hoặc cho dòng chảy ngược).

+ Quá trình sinh trưởng bám dính: màng sinh học ở điều kiện hiếu khí và điều kiện kỵ khí. [2]

2.2 CƠ SỞ LÝ THUYẾT CỦA QUÁ TRÌNH

Cơ sở để xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học là quá trình chuyển hoá vật chất, quá trình tạo cặn lắng và quá trình tự làm sạch nguồn nước của các vi sinh vật dị dưỡng và tự dưỡng có trong tự nhiên nhờ khả năng đồng hoá được rất nhiều nguồn cơ chất khác nhau có trong nước thải.

Trong các nguồn nước luôn xảy ra quá trình Amôn hoá chất hữu cơ chứa nitơ bởi các vi khuẩn Amôn hoá. Nhờ các men ngoại bào của các vi khuẩn gây thối như loài

Pseudomonadales, Eubateriales... mà Protein bị phân huỷ thành các hợp chất đơn giản hơn là các Polipeptit, Oligopeptit. Các chất này hoặc tiếp tục được phân huỷ thành các Axit amin nhờ men Peptidaza ngoại bào hoặc được tế bào hấp thụ sau đó sẽ được phân huỷ tiếp trong tế bào thành các Axit amin. Các axit amin một phần được vi sinh vật sử dụng để sinh tổng hợp Protein - xây dựng tế bào mới, một phần bị phân giải tiếp theo những con đường khác nhau để tạo NH_3 và nhiều sản phẩm trung gian khác.

Với các Protein có chứa S, nhờ tác dụng của men *Desulfuraza* sẽ bị phân huỷ tạo ra H_2S . Sản phẩm phân giải bởi vi sinh vật kỵ khí còn cho Scatol, Indol, Mercaptan và một số khí khác. Nhờ sự hoạt động của một số vi khuẩn như *Thiobacillus*, *Thiobacillus denitrificans*, vi khuẩn lưu huỳnh dạng sợi thuộc giống *Beggiatoa*, *Thiothrix* và nhiều vi khuẩn dị dưỡng, vi khuẩn hiếu khí khác quá trình Sunfat hoá được thực hiện. Ngược lại quá trình khử Sunfat cũng xảy ra bởi các vi khuẩn kỵ khí có trong bùn thối, nước thải thối (đại diện là *Desulfovibrio desulfuricans*). Ngoài ra còn thấy loài *Clotridium nigrificans* và loài *Pseudomonas Zelinskii* cũng có khả năng khử Sunfat.

Trong điều kiện tự nhiên nhiều loài vi khuẩn như loài *Acinetobacter* và nấm có khả năng phân giải và giải phóng photpho trong xương động vật ở dạng rắn $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ sang dạng hoà tan. Theo con đường thuỷ phân trong điều kiện hiếu khí các vi khuẩn *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Actinomyces* và các loài nấm bậc cao chuyển hoá nhanh tinh bột thành đường và các loại đường này một phần bị phân huỷ thành CO_2 và nhiều sản phẩm khác nhau, một phần được chuyển hoá trong quá trình trao đổi chất. Trong điều kiện kỵ khí tinh bột bị phân huỷ bởi *Clotridium*. Trong điều kiện hiếu khí *Cytophaza* và *Sporocytophaga* là loài có khả năng phân huỷ xenluloza mạnh nhất. Ngoài ra các loài *Pseudomonadales*, *Vibrio*, *Myxobacterium*, *Actinomycetes* và *Cellvibrio* cũng tham gia phân huỷ xenluloza. Xenluloza bị phân huỷ bởi các men ngoại bào thành các sản phẩm trung gian và đường. Trong bùn lắng quá trình lên

men kỵ khí chủ yếu bởi *Clotridium* phân huỷ xenluloza thành Etanol, Axit fomic, Axit axetic, Axit lactic, Hidrô và CO₂.

Có rất nhiều loài vi sinh vật có khả năng phân huỷ chất béo. Đáng chú ý hơn cả là các loài *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Sarcina*, *Serratina*, *Bacillus*. Sản phẩm thủy phân chất béo là glixerin và axit béo nhờ các men lipaza nội bào hoặc ngoại bào. Sau đó glixerin và axit béo bị oxi hoá tiếp tục thành nhiều sản phẩm khác nhau. Cùng với vai trò chuyển hoá vật chất các Vi sinh vật còn tham gia tạo cặn lắng và làm biến đổi chúng. Nhờ quá trình sinh trưởng lơ lửng hoặc bám dính các hạt chất rắn nhỏ đã liên kết lại thành các hạt chất rắn lớn hơn và tăng cường quá trình sa lắng. Nấm sợi và vi khuẩn có các tiên mao là loại có khả năng này trong đó loài *Vibrio extrorquens* có tác dụng làm sa lắng mạnh nhất. Mặt khác trong quá trình thực hiện vai trò xử lý vi sinh vật đã làm thay đổi pH môi trường. Vì vậy làm ảnh hưởng đến quá trình sa lắng chất rắn [Siebrth, 1968].

Trong tự nhiên còn xảy ra quá trình tự làm sạch nhờ các sinh vật sử dụng các chất rắn trong nước làm nguồn thức ăn. Về mặt sinh học tham gia vào quá trình tự làm sạch có rất nhiều loài sinh vật như cá, chim, nguyên sinh động vật, nhuyễn thể ... và vi sinh vật với mức độ khác nhau nhưng đóng vai trò quyết định vẫn là các vi sinh vật. Ngoài ra còn thấy vai trò làm sạch của các loài tảo. Thông qua hoạt động sống của mình tảo cung cấp oxi cho môi trường và các chất kháng sinh để tiêu diệt các mầm bệnh có trong nước. Tảo còn cản trở sự phát triển và cạnh tranh nguồn thức ăn của các vi sinh vật gây bệnh. Tảo còn tiết ra một số chất có hoạt tính sinh học giúp kích thích sự phát triển của một số vi sinh vật có lợi. Một số loài tảo và loài nhuyễn thể 2 mảnh còn có khả năng hấp thụ các kim loại nặng và tia phóng xạ.

Trong nước thải các vi sinh vật luôn có mối quan hệ rất phức tạp với nhau. Quan hệ cạnh tranh đã có ảnh hưởng quyết định đến thành phần vi sinh vật. Quan hệ “môi thù” đã làm cho số lượng vi sinh vật trong nước thải thay đổi. Ngoài 2 mối quan hệ trên trong hệ vi sinh vật nước thải nhiều loài vi sinh vật đã sống cộng sinh với nhau

có ảnh hưởng qua lại lẫn nhau. Kết quả của các quan hệ này đã làm ảnh hưởng lớn đến khả năng, tốc độ và hiệu quả phân huỷ chất bẩn của các vi sinh vật. [8]

2.3 CÂN BẰNG HÓA HỌC VÀ ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH SINH HỌC

2.3.1 Động học phản ứng lên men quá trình xử lý nước thải

Quá trình xử lý nước thải bằng Vi sinh vật thực chất là một quá trình lên men. Xử lý nước thải với quá trình sinh trưởng lơ lửng rất gần với quá trình lên men thu sinh khối ở công nghệ vi sinh vật. Xử lý nước thải với quá trình sinh trưởng bám dính rất gần với quá trình lên men theo phương pháp cố định tế bào. Chúng chỉ khác nhau là quá trình lên men cơ bản được thực hiện với giống vi sinh vật thuần chủng còn trong xử lý nước thải được thực hiện với giống là một quần thể vi sinh vật tự nhiên. [8]

Trong trường hợp chung tốc độ phản ứng lên men chịu ảnh hưởng của nhiều yếu tố môi trường trong đó các yếu tố chính là nhiệt độ, độ pH, nồng độ men, chất kìm hãm, chất hoạt hoá và nồng độ của cơ chất. Ở các điều kiện nhiệt độ, độ pH... không đổi trong trường hợp dư thừa cơ chất tốc độ phản ứng lên men tuyến tính bậc nhất với nồng độ men. Sự phụ thuộc tốc độ phản ứng lên men vào nồng độ cơ chất S và nồng độ men E tuân theo phương trình Michaelis- Menten (1913):

$$v = \{V \cdot [S]\} / \{K_m + [S]\} \quad (2.1)$$

Trong đó v là tốc độ phản ứng lên men; V là tốc độ phản ứng lên men cực đại (mg/l.s); [S] là nồng độ cơ chất (mg/l); K_m là hằng số phân ly phức chất/hằng số Michaelis- Menten (mol/l).

Từ phương trình cơ bản về động học phản ứng lên men của Michaelis - Menten (2.1) năm 1942 và 1949 với sự chấp nhận giả thiết tốc độ sử dụng cơ chất và tốc độ sinh trưởng Vi sinh vật bị giới hạn bởi tốc độ các phản ứng lên men, Monod đã biểu thị sự ảnh hưởng của nồng độ cơ chất sinh trưởng giới hạn S tới tốc độ sinh trưởng riêng μ của vi sinh vật bằng phương trình kinh nghiệm có dạng:

$$\mu = \{ \mu_0 \cdot [S] \} / \{ K_s + [S] \} \quad (2.2)$$

Trong đó μ là tốc độ sinh trưởng riêng (1/s); μ_0 là tốc độ sinh trưởng riêng cực đại (1/s); $[S]$ là nồng độ cơ chất sinh trưởng giới hạn (mg/l); K_s là hằng số bán bão hoà có giá trị bằng nồng độ cơ chất khi $\mu = \mu_0 / 2$ (mg/l).

Phương trình Monod (2.2) cho thấy khi cơ chất dư thừa tức là $[S]$ luôn luôn lớn hơn K_s thì $\mu = \mu_0$. Lúc này phương trình tốc độ sinh trưởng Vi sinh vật (1.1) có dạng:

$$r_g = dX/dt = \mu \cdot X = \{ \mu_0 \cdot [S] \} / \{ K_s + [S] \} \cdot X = \mu_0 \cdot X \quad (2.3)$$

Như vậy tốc độ sinh trưởng r_g tỷ lệ bậc nhất với nồng độ bùn X (mg/l). Nồng độ bùn sẽ quyết định động học sinh trưởng của vi sinh vật. Khi cơ chất bị giới hạn thiếu hụt tức là $[S]$ luôn luôn nhỏ hơn K_s thì $r_g = \text{const}$. Tốc độ sinh trưởng r_g tỷ lệ bậc không với nồng độ bùn X . Nồng độ bùn sẽ không quyết định động học sinh trưởng của vi sinh vật. Khi $[S] = K_s$ thì $\mu = \mu_0 / 2$.

Trong nuôi cấy theo mẻ hoặc nuôi cấy liên tục không phải tất cả cơ chất đều bị chuyển hoá thành sinh khối. Một phần cơ chất được dùng để tạo tế bào mới (đồng hoá), một phần bị oxi hoá (dị hoá) thành các sản phẩm phụ vô cơ hoặc hữu cơ. Số tế bào mới được sinh ra lại tiếp tục sử dụng cơ chất để sinh trưởng và phát triển. Do đó tốc độ sử dụng cơ chất luôn lớn hơn tốc độ tạo thành sinh khối.

Mối quan hệ giữa tốc độ sinh trưởng r_g và tốc độ sử dụng cơ chất r_s tuân theo phương trình:

$$r_s = dS/dt = - r_g / Y = - \{ \mu_0 \cdot [S] \cdot X \} / \{ K_s + [S] \} \cdot Y \quad (2.4)$$

Trong đó r_s là tốc độ sử dụng cơ chất (mg/l.giây); Y là tốc độ sử dụng cơ chất tối đa-hệ số đồng hoá (là tỷ số giữa sinh khối và khối lượng cơ chất được tiêu thụ trong một thời gian nhất định trong pha sinh trưởng logarit [mg MLSS/lit]/ [mg BOD₅ đã sử dụng/lit]). Trong pha sinh trưởng chậm dần đã có một số vi sinh vật bị chết và bị phân huỷ nội sinh. Phương trình động học phân huỷ nội sinh là phương trình phản ứng bậc nhất có dạng: $r_d = (dX/dt)_{ns} = - K_d \cdot X$ (2.5)

Trong đó r_d là tốc độ phân huỷ nội sinh (mg/l.s); K_d là hằng số tốc độ phân huỷ nội sinh (1/s); X là nồng độ bùn (mg/l). Như vậy tốc độ sinh trưởng thực của vi sinh vật tính theo: $(dX/dt)_{\text{thực}} = r'_g = r_g - r_d$ hay

$$r'_g = [-Y \cdot r_s] + [K_d \cdot X] = - \{ \mu_0 \cdot [S] \cdot X \} / \{ K_s + [S] \} + [K_d \cdot X] \quad (2.6)$$

Tốc độ sinh trưởng riêng thực được tính theo công thức của Van Uden:

$$\mu' = \mu - K_d = \{ \mu_0 \cdot [S] \} / \{ K_s + [S] \} - K_d \quad (2.7)$$

Tốc độ tăng sinh khối (bùn hoạt tính) Y_b được tính theo công thức:

$$Y_b = r'_g / r_s \quad (2.8)$$

2.3.2. Động học chuyển hóa cơ chất hữu cơ trong quá trình xử lý theo sinh khối bùn và thời gian.

Theo thời gian tốc độ chuyển hoá lượng chất hữu cơ S bởi 1 gam bùn được biểu thị bằng phương trình : $-dS/dX = K.S$ (2.9)

Trong đó dS là biến thiên hàm lượng chất bản hữu cơ theo sinh khối bùn X (mg/g). K là hằng số tốc độ chuyển hoá chất bản hữu cơ (1/h).

Tốc độ chuyển hóa lượng chất hữu cơ S bởi một lượng bùn xác định ban đầu X (g/l) theo thời gian t (h) được biểu thị bằng phương trình :

$$-dS/ dt = K.S \text{ hay } \ln (S_{ra} / S_{vào}) = - K.(t_{ra} - t_{vào}) \quad (2.10)$$

Trong đó dS là biến thiên hàm lượng chất bản hữu cơ theo thời gian (mg/l.h); K là hằng số tốc độ chuyển hóa chất bản hữu cơ/ tốc độ riêng phân huỷ chất bản hữu cơ (1/h); $S_{vào}$ là lượng chất hữu cơ có trong nước thải ứng với thời điểm $t = 0$ (mg/l); S_{ra} là lượng chất hữu cơ còn lại ứng với thời gian t (mg/l); t là thời gian lưu của nước thải trong thiết bị xử lý (h). [8]

CHƯƠNG III: VI SINH VẬT TRONG HỆ THỐNG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

3.1 KHÁI NIỆM

Vi sinh vật là những tổ chức sinh vật rất nhỏ bé, có thể tập hợp lại thành một nhóm lớn hơn gồm nhiều loại khác nhau dưới những hình dạng không xác định, chúng có thể tồn tại dưới dạng đơn phân tử, đa phân tử hoặc một nhóm phân tử. Có thể nói, phần lớn vi sinh vật đóng vai trò rất quan trọng trong các quá trình chuyển hóa sinh hóa, chúng có tác dụng làm giảm lượng chất hữu cơ trong nước thải, đồng thời giúp ổn định nồng độ chất hữu cơ trong các dòng chảy. Các loài vi sinh vật chiếm ưu thế trong từng quá trình xử lý sinh hóa phụ thuộc vào nhiều yếu tố: tính chất dòng vào, điều kiện môi trường, quá trình thiết kế và cách thức vận hành hệ thống. Do đó, để tăng cường vai trò hệ vi sinh vật hoạt động trong xử lý nước thải thì cần phải thiết kế điều kiện môi trường phù hợp, ví dụ đối với đa số quá trình xử lý hiếu khí, cần có các điều kiện thích hợp như: môi trường phải đủ thông thoáng để cung cấp oxy, đủ các vật chất hữu cơ (làm thức ăn), đủ nước, đủ N và P (chất dinh dưỡng) để thúc đẩy sự oxy hóa, có pH phù hợp (6,5 – 9), và không có các chất gây độc.

Tuy nhiên, không phải tất cả các vi sinh vật đều có lợi cho các quá trình chuyển hóa trong xử lý nước thải. Nếu như các điều kiện môi trường không còn phù hợp cho hoạt động của các loài vi sinh vật, hoặc số lượng các vi sinh trong hệ thống xử lý tăng đột biến, điều này sẽ gây cản trở cho quá trình chuyển hóa và làm giảm hiệu suất xử lý nước thải.

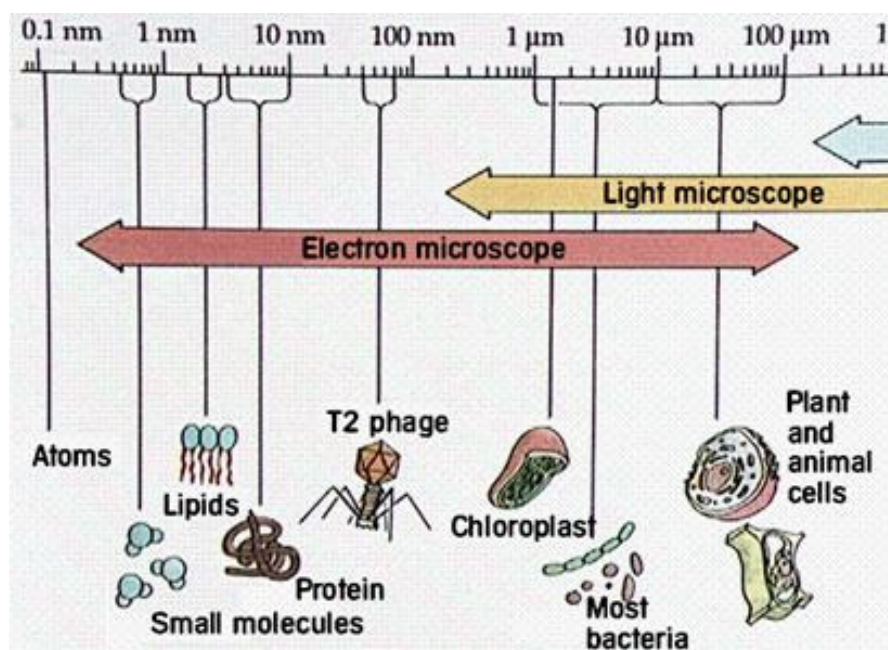
3.2 SINH THÁI, SINH LÝ, PHÂN LOẠI VI SINH VẬT

3.2.1 Sinh thái, sinh lý vi sinh vật

Vi sinh vật không phải là một nhóm phân loại trong sinh giới mà là bao gồm tất cả các sinh vật có kích thước hiển vi, không thấy rõ được bằng mắt thường, do đó phải sử dụng kính hiển vi thường hoặc kính hiển vi điện tử. Ngoài ra muốn nghiên cứu vi sinh vật người ta phải sử dụng tới phương pháp nuôi cấy vô khuẩn. Vi sinh vật có các đặc điểm chung sau đây: [2]; [7]; [8]; [18]

Kích thước nhỏ bé :

Vi sinh vật thường được đo kích thước bằng đơn vị micromet ($1\text{mm}= 1/1000\text{mm}$ hay $1/1.000.000\text{m}$). Virus được đo kích thước đơn vị bằng nanomet ($1\text{nm}=1/1.000.000\text{mm}$ hay $1/1.000.000.000\text{m}$). Kích thước càng bé thì diện tích bề mặt của vi sinh vật trong 1 đơn vị thể tích càng lớn. Chẳng hạn đường kính của 1 cầu khuẩn (*Coccus*) chỉ có $1\mu\text{m}$, nhưng nếu xếp đầy chúng thành 1 khối lập phương có thể tích là 1cm^3 thì chúng có diện tích bề mặt rộng tới $\dots 6\text{m}^2$!



Light microscope : KHV quang học

Electron microscope : KHV điện tử

Most bacteria: Phần lớn vi khuẩn

Hình 3.1 Kích thước các loài vi sinh vật

Hấp thu nhiều, chuyển hoá nhanh :

Tuy vi sinh vật có kích thước rất nhỏ bé nhưng chúng lại có năng lực hấp thu và chuyển hoá vượt xa các sinh vật khác. Chẳng hạn 1 vi khuẩn lactic (*Lactobacillus*) trong 1 giờ có thể phân giải được một lượng đường lactose lớn hơn 100 – 10.000 lần so với khối lượng của chúng. Tốc độ tổng hợp protein của nấm men cao gấp 1.000 lần so với đậu tương và gấp 100.000 lần so với trâu bò.

Sinh trưởng nhanh, phát triển mạnh :

Chẳng hạn, 1 trực khuẩn đại tràng (*Escherichia coli*) trong các điều kiện thích hợp chỉ sau 12 - 20 phút lại phân cắt một lần. Nếu lấy thời gian thế hệ là 20 phút thì mỗi giờ phân cắt 3 lần, sau 24 giờ phân cắt 72 lần và tạo ra 4.722.366.500.000.000.000.000.000 tế bào ($4\ 722\ 366 \cdot 10^{17}$), tương đương với 1 khối lượng ... 4.722 tấn. Tất nhiên trong tự nhiên không có được các điều kiện tối ưu như vậy (vì thiếu thức ăn, thiếu oxy, dư thừa các sản phẩm trao đổi chất có hại...). Trong loài lên men với các điều kiện nuôi cấy thích hợp, từ 1 tế bào có thể tạo ra sau 24 giờ khoảng 100.000.000 – 1.000.000.000 tế bào. Thời gian thế hệ của nấm men dài hơn, ví dụ với men rượu (*Saccharomyces cerevisiae*) là 120 phút. Với nhiều vi sinh vật khác còn dài hơn nữa, ví dụ với tảo Tiểu cầu (*Chlorella*) là 7 giờ, với vi khuẩn lam *Nostoc* là 23 giờ... Có thể nói không có sinh vật nào có tốc độ sinh sôi nảy nở nhanh như vi sinh vật.

Có năng lực thích ứng mạnh và dễ dàng phát sinh biến dị :

Trong quá trình tiến hoá lâu dài vi sinh vật đã tạo cho mình những cơ chế điều hoà trao đổi chất để thích ứng được với những điều kiện sống rất khác nhau, kể cả những điều kiện hết sức bất lợi mà các sinh vật khác thường không thể tồn tại được. Có vi sinh vật sống được ở môi trường nóng đến 130°C, lạnh đến 0 - 5°C, mặn đến nồng độ 32% muối ăn, ngọt đến nồng độ mật ong, pH thấp đến 0,5 hoặc cao đến 10,7; áp suất cao đến trên 1.103 at. Hay có độ phóng xạ cao đến 750.000 rad. Nhiều vi sinh vật có thể phát triển tốt trong điều kiện tuyệt đối kỵ khí, có loài nấm sợi có thể phát triển dày đặc trong bể ngâm tử thi với nồng độ Formol rất cao...

Vi sinh vật đa số là đơn bào, đơn bội, sinh sản nhanh, số lượng nhiều, tiếp xúc trực tiếp với môi trường sống ... do đó rất dễ dàng phát sinh biến dị. Tần số biến dị thường ở mức 10^{-5} - 10^{-10} . Chỉ sau một thời gian ngắn đã có thể tạo ra một số lượng rất lớn các cá thể biến dị ở các hệ hệ sau. Những biến dị có ích sẽ đưa lại hiệu quả rất lớn trong sản xuất. Nếu như khi mới phát hiện ra penicillin hoạt tính chỉ đạt 20 đơn vị/ml dịch lên men (1943) thì nay đã có thể đạt trên 100.000 đơn vị/ml. Khi mới

phát hiện ra acid glutamic chỉ đạt 1 - 2g/l thì nay đã đạt đến 150g/ml dịch lên men (VEDAN-Việt Nam).

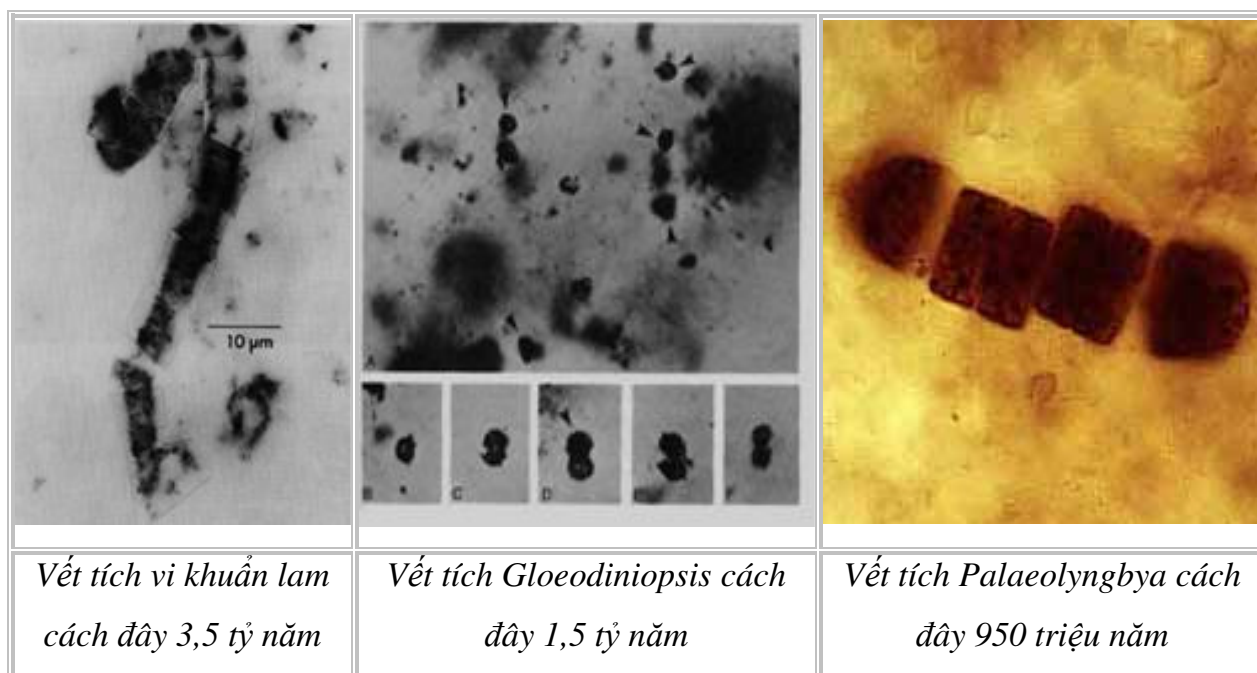
Phân bố rộng, chủng loại nhiều :

- + Vi sinh vật có mặt ở khắp mọi nơi trên Trái đất, trong không khí, trong đất, trên núi cao, dưới biển sâu, trên cơ thể, người, động vật, thực vật, trong thực phẩm, trên mọi đồ vật...
- + Vi sinh vật tham gia tích cực vào việc thực hiện các vòng tuần hoàn sinh-địa-hóa học (biogeochemical cycles) như vòng tuần hoàn C, vòng tuần hoàn N, vòng tuần hoàn P, vòng tuần hoàn S, vòng tuần hoàn Fe...
- + Trong nước vi sinh vật có nhiều ở vùng duyên hải (littoral zone), vùng nước nông (limnetic zone) và ngay cả ở vùng nước sâu (profundal zone), vùng đáy ao hồ (benthic zone).
- + Trong không khí thì càng lên cao số lượng vi sinh vật càng ít. Số lượng vi sinh vật trong không khí ở các khu dân cư đông đúc cao hơn rất nhiều so với không khí trên mặt biển và nhất là trong không khí ở Bắc cực, Nam cực...
- + Hầu như không có hợp chất carbon nào (trừ kim cương, đá graphít...) mà không là thức ăn của những nhóm vi sinh vật nào đó (kể cả dầu mỡ, khí thiên nhiên, formol, Dioxin...). Vi sinh vật có rất phong phú các kiểu dinh dưỡng khác nhau : quang tự dưỡng (photoautotrophy), quang dị dưỡng (photoheterotrophy), hoá tự dưỡng (chemoautotrophy), hoá dị dưỡng (chemoheterotrophy), tự dưỡng chất sinh trưởng (auxoautotroph), dị dưỡng chất sinh trưởng (auxoheterotroph)...

Là sinh vật xuất hiện đầu tiên trên trái đất :

Trái đất hình thành cách đây 4,6 tỷ năm nhưng cho đến nay mới chỉ tìm thấy dấu vết của sự sống từ cách đây 3,5 tỷ năm. Đó là các vi sinh vật hoá thạch còn để lại vết tích trong các tầng đá cổ. Vi sinh vật hoá thạch cổ xưa nhất đã được phát hiện là những dạng rất giống với Vi khuẩn lam ngày nay. Chúng được J. William Schopf tìm thấy tại các tầng đá cổ ở miền Tây Australia. Chúng có dạng đa bào đơn giản, nổi thành sợi dài đến vài chục mm với đường kính khoảng 1 - 2 mm và có thành tế bào khá

dày. Trước đó các nhà khoa học cũng đã tìm thấy vết tích của chi *Gloeodiniopsis* có niên đại cách đây 1,5 tỷ năm và vết tích của chi *Palaeolyngbya* có niên đại cách đây 950 triệu năm.



Hình 3.2 Vết tích một số loài vi khuẩn đầu tiên

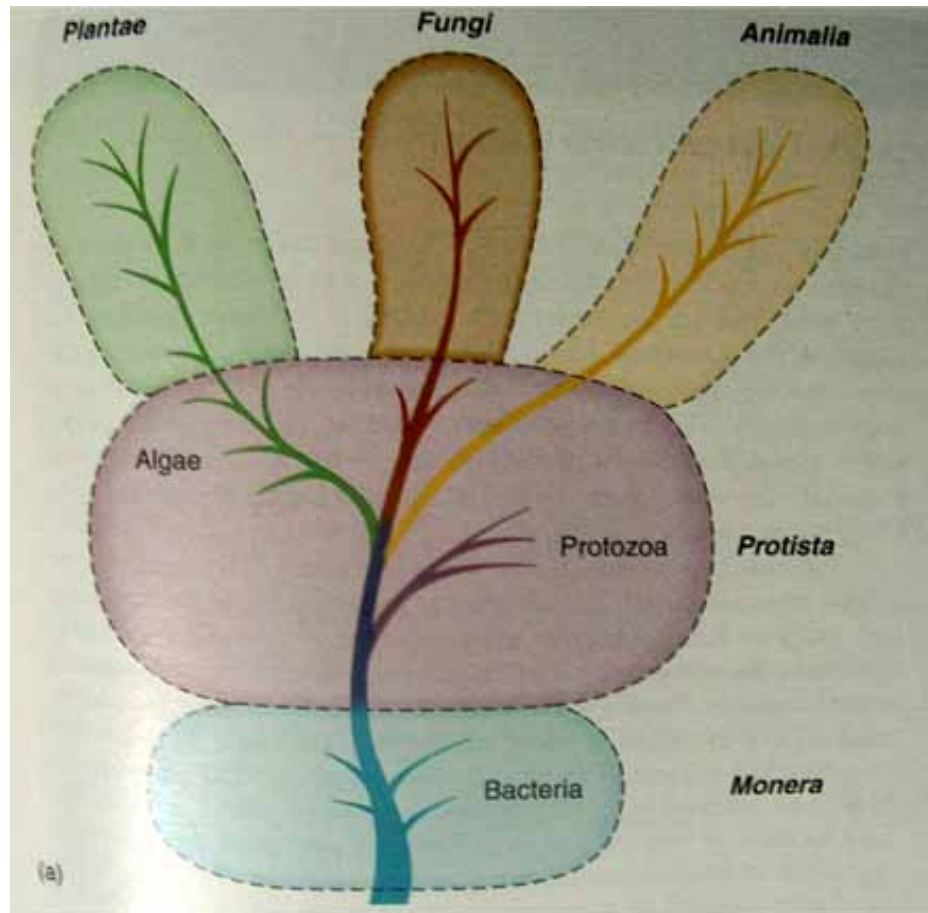
3.2.2 Phân loại vi sinh vật

Từ trước đến nay có rất nhiều hệ thống phân loại sinh vật. Các đơn vị phân loại sinh vật nói chung và vi sinh vật nói riêng đi từ thấp lên cao là Loài (Species), Chi (Genus), Họ (Family), Bộ (Order), Lớp (Class), Ngành (Phylum), và Giới (Kingdom). Hiện nay trên giới còn có một mức phân loại nữa gọi là lĩnh giới (Domain).

Xưa kia John Ray (1627-1705) và Carl Von Linnaeus (1707-1778) chỉ chia ra 2 giới là Thực vật và Động vật. Năm 1866 E. H. Haeckel (1834-1919) bổ sung thêm giới Nguyên sinh (Protista). Năm 1969 R. H. Whitaker (1921-1981) đề xuất hệ thống phân loại 5 giới : Khởi sinh (Monera), Nguyên sinh (Protista), Nấm (Fungi), Thực vật (Plantae) và Động vật (Animalia).

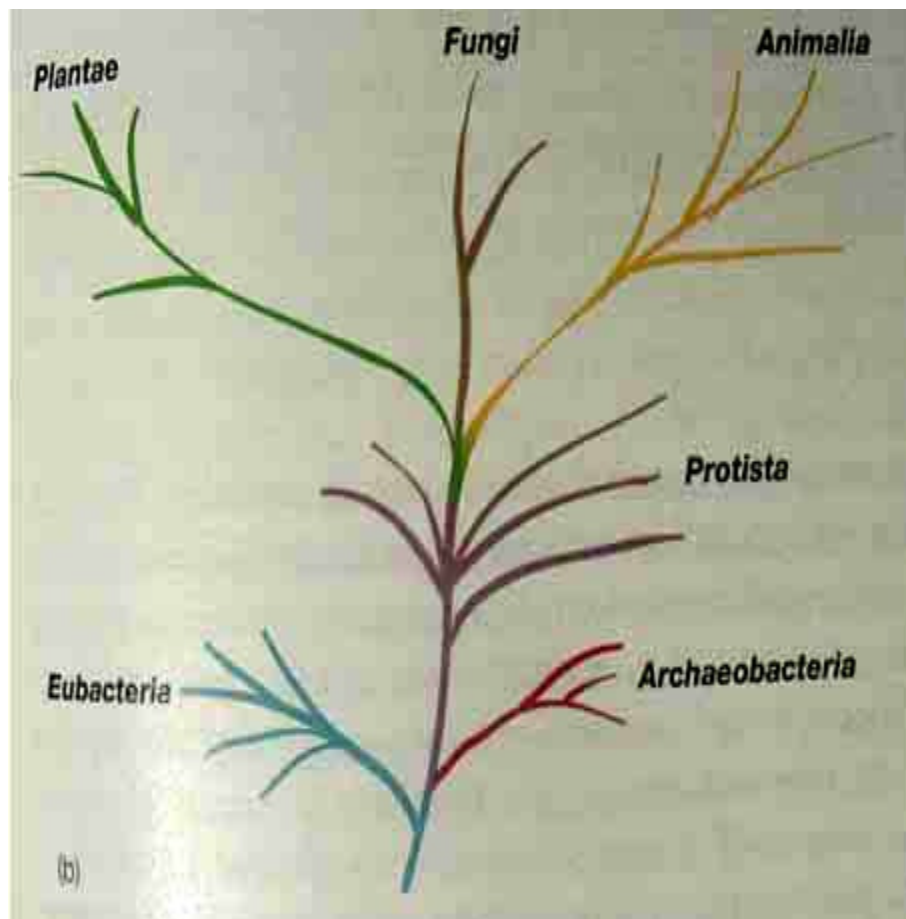
- + Khởi sinh bao gồm Vi khuẩn (Bacteria) và Vi khuẩn lam (Cyanobacteria).
- + Nguyên sinh bao gồm Động vật nguyên sinh (Protzoa),

+ Tảo (Algae) và các Nấm sợi sống trong nước (Water molds).



Hình 3.3 Hệ thống phân loại 5 giới sinh vật

Gần đây hơn có hệ thống phân loại 6 giới - như 5 giới trên nhưng thêm giới Cổ vi khuẩn (Archaeobacteria), giới Khởi sinh đổi thành giới Vi khuẩn thật (Eubacteria) (P. H. Raven, G. B. Johnson, 2002).



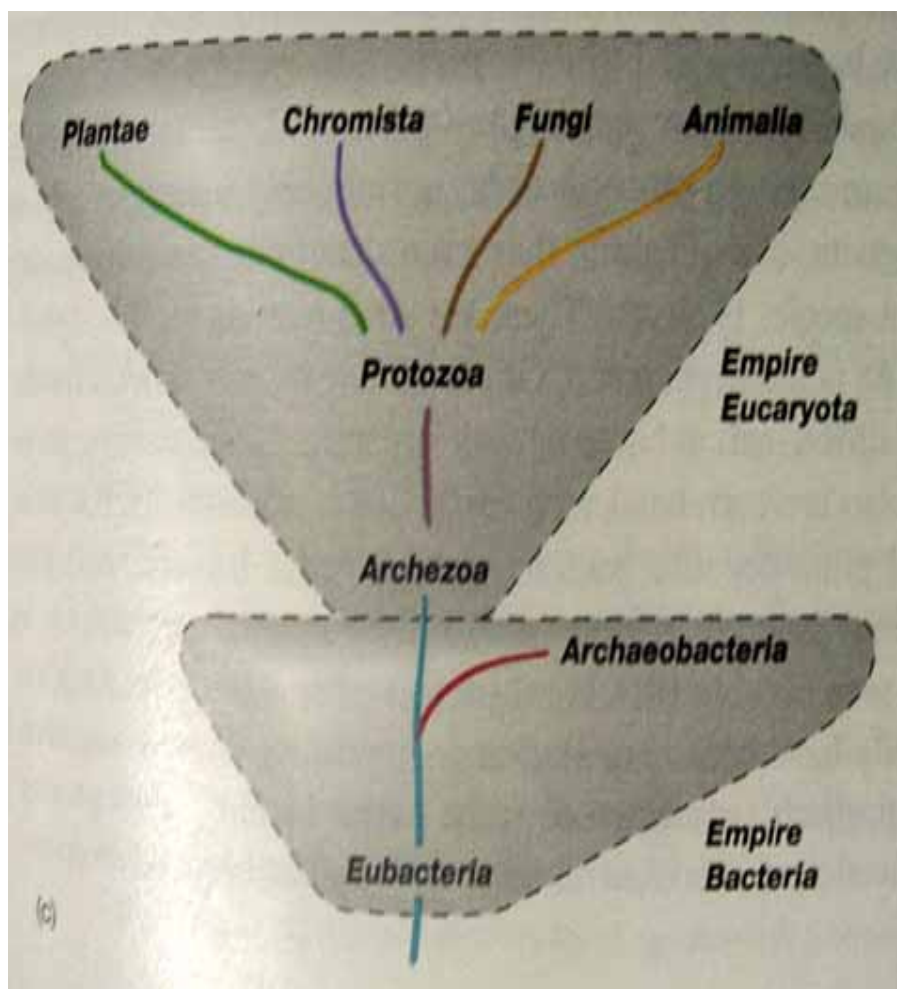
Hình 3.4 Hệ thống phân loại 6 giới sinh vật

T. Cavalier-Smith (1993) thì lại đề xuất hệ thống phân loại 8 giới:

- + Vi khuẩn thật (Eubacteria),
- + Cổ vi khuẩn (Archaeobacteria),
- + Cổ trùng (Archezoa),
- + Sắc khuẩn (Chromista),
- + Nấm (Fungi),
- + Thực vật (Plantae) và
- + Động vật (Animalia).

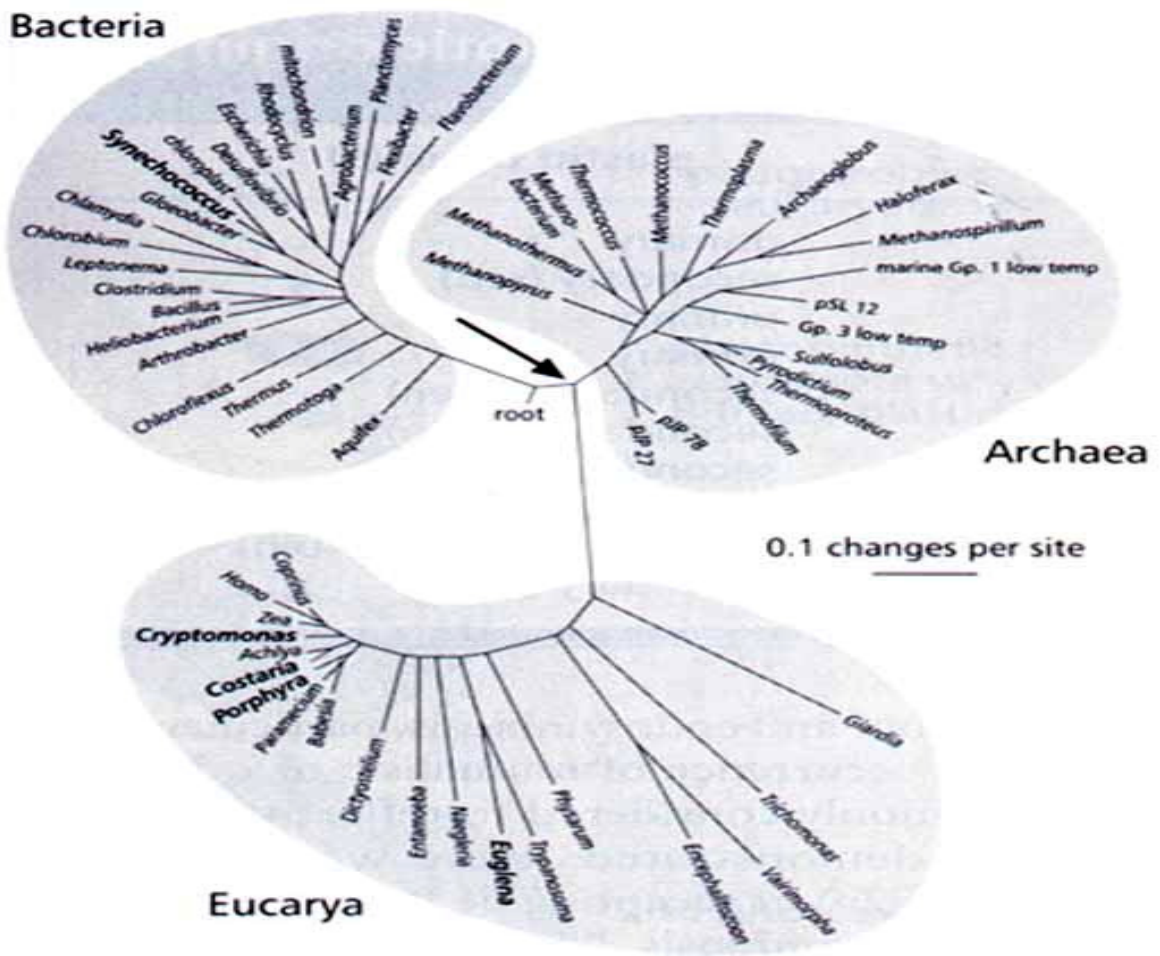
Theo R. Cavalier-Smith thì: Cổ trùng (như Giardia) bao gồm các cơ thể đơn bào nguyên thủy có nhân thật, có ribosom 70S, chưa có bộ máy Golgi, chưa có ty thể (mitochondria) chưa có thể diệp lục (Chloroplast), chưa có peroxisome. Sắc khuẩn

bao gồm phần lớn các cơ thể quang hợp chứa thể diệp lục trong các phiến (lumen) của mạng lưới nội chất nhẵn (rough endoplasmic reticulum) chứ không phải trong tế bào chất (cytoplasm), chẳng hạn như Tảo silic, Tảo nâu, *Cryptomonas*, Nấm mốc.



Hình 3.5 Hệ thống phân loại 8 giới sinh vật

Năm 1980, Carl R. Woese dựa trên những nghiên cứu sinh học phân tử phát hiện thấy Cổ khuẩn có sự sai khác lớn trong trật tự nucleotid ở ARN của ribosom 16S và 18S. Ông đưa ra hệ thống phân loại ba lĩnh giới (Domain) bao gồm: Cổ khuẩn (Archae), Vi khuẩn (Bacteria) và Sinh vật nhân thực (Eucarya).



Hình 3.6 Hệ thống 3 lĩnh giới (domain)

Sai khác giữa 3 lĩnh giới Bacteria, Archaea và Eucarya được trình bày trên bảng 3.1 dưới đây:

Bảng 3.1 Bảng so sánh 3 lĩnh giới vi sinh vật

Đặc điểm	Bacteria	Archaea	Eucarya
Nhân có màng nhân và hạch nhân	Không	Không	Có
Phức hợp bào quan có màng	Không	Không	Có
Thành tế bào	Hầu hết có	Nhiều loại khác	Không chứa acid

	peptidoglycan chứa acid muramic	nhau, không chứa acid muramic	muramic
Màng lipid	Chứa liên kết este, các acid béo mạch thẳng	Chứa liên kết ete, các chuỗi aliphatic phân nhánh	Chứa liên kết este, các acid béo mạch thẳng
Túi khí	Có	Có	Không
ARN vận chuyển	Thymine có trong phần lớn tARN tARN mở đầu chứa N-formylmethionine	Không có thymine trong nhánh T hoặc TyC của tARN tARN mở đầu chứa methionine	Có thymine tARN mở đầu chứa methionine
mARN đa cistron	Có	Có	Không
Intron trong mARN	Không	Không	Có
Ghép nối, gắn mũ và gắn đuôi polyA vào mARN	Không	Không	Có
Ribosom			
Kích thước	70S	70S	80S (ribosom tế bào chất)
Yếu tố kéo dài EF2	Không phản ứng với độc tố bạch hầu	Có phản ứng	Có phản ứng
Mẫn cảm với	Mẫn cảm	Không	Không

cloramphenicol và kanamycin			
Mẫn cảm với anisomycin	Không	Mẫn cảm	Mẫn cảm

ARN polymerase phụ thuộc ADN

Số lượng enzym	Một	Một số	Ba
Cấu trúc	4 tiểu đơn vị	8-12 tiểu đơn vị	12-14 tiểu đơn vị
Mẫn cảm với rifampicin	Mẫn cảm	Không	Không
Promoter typ Polymerase II	Không	Có	Có

Trao đổi chất

Trương tự ATPase	Không	Có	Có
Sinh methane	Không	Có	Không
Cố định N ₂	Có	Có	Không
Quang hợp với diệp lục	Có	Không	Có
Hoá dưỡng vô cơ	Có	Có	Không

Nguồn: Nguyễn Lâm Dũng, 2005.

Phần lớn vi sinh vật thuộc về ba nhóm Cổ khuẩn, Vi khuẩn và Nguyên sinh. Trong giới Nấm, thì nấm men (yeast), nấm sợi (filamentous Fungi) và dạng sợi (mycelia) của mọi nấm lớn đều được coi là vi sinh vật. Như vậy là vi sinh vật không có mặt trong hai giới Động vật và Thực vật. Người ta ước tính trong số 1,5 triệu loài sinh vật có khoảng 200.000 loài vi sinh vật (100.000 loài động vật nguyên sinh và tảo, 90.000 loài nấm, 2.500 loài vi khuẩn lam và 1.500 loài vi khuẩn). Tuy nhiên hàng năm, có thêm hàng nghìn loài sinh vật mới được phát hiện, trong đó có không ít loài vi sinh

vật). Theo hệ thống 3 lĩnh giới thì Archaezoa bao gồm Diplomonad, Trichomonad và Microsporidian. Euglenozoa bao gồm Euglenoid và Kinetoplastid. Alveolata bao gồm Dinoflagellate, Apicomplexan, và Ciliate. Strmenopila bao gồm Tảo silic (Diatoms), Tảo vàng (Golden algae), Tảo nâu (Brown algae) và Nấm sợi sống trong nước (Water mold). Rhodophyta gồm các Tảo đỏ (Red algae). Riêng Tảo lục (Green algae) thì một phần thuộc Nguyên sinh (Protista) một phần thuộc Thực vật (Plantae).

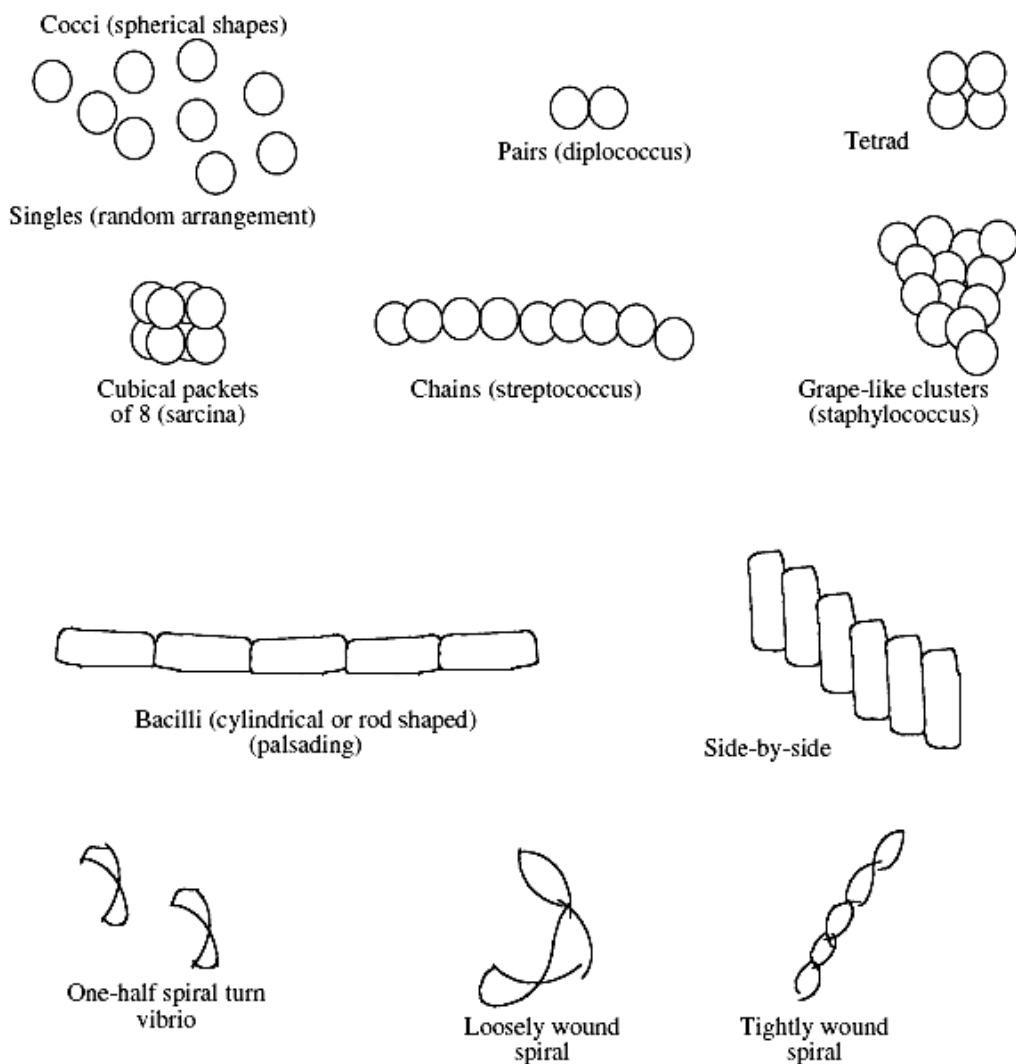
3.2.2.1 Vi khuẩn

Theo quan điểm hiện đại (NCBI- National Center for Biotechnology Information, 2005) thì vi khuẩn bao gồm các ngành sau đây : *Aquificae –Thermotogae - Thermodesulfobacteria – Deinococcus - Thermus - Chrysiogenetes - Chloroflexi – Nitrospirae - Defferribacteres - Cyanobacteria - Proteobacteria - Firmicutes – Actinobacteria - Planctomycetes - Chlamydiae/Nhóm Verrucomicrobia -Spirochaetes - Fibrobacteres /Nhóm Acidobacteria - Bacteroidetes/Nhóm Chlorobia - Fusobacteria - Dictyoglomi*. Việc phân ngành dựa trên các đặc điểm hình thái, sinh lý, sinh hóa, sinh thái... Căn cứ vào tỷ lệ G + C trong ADN người ta xây dựng được cây phát sinh chủng loại (Phylogenetic tree) và chia vi khuẩn thành các nhóm sau đây: -Nhóm Oxy hoá Hydrogen -Nhóm Chịu nhiệt -Nhóm Vi khuẩn không lưu huỳnh màu lục -Nhóm *Deinococcus* -Nhóm Vi khuẩn lam -Nhóm *Proteobacteria* -Nhóm *Chlamydia* -Nhóm *Planctomyces* -Nhóm *Spirochaetes* (Xoắn thể) -Nhóm Vi khuẩn lưu huỳnh màu lục -Nhóm *Cytophaga* -Nhóm Vi khuẩn Gram dương.

Vi khuẩn là một tổ chức nguyên thủy, đơn bào, cơ thể chứa khoảng 85% là nước và 15% là các khoáng chất hay chất nguyên sinh. Chất nguyên sinh phần lớn là S, K, Na, Ca, Cl và một lượng nhỏ sắt, silic và magie. Chúng sinh sôi nảy nở nhờ hình thức tự phân đôi. Vi khuẩn có thể coi là một trong những sinh vật sống nhỏ nhất, có đường kính 0,5 – 2mm và chiều dài từ 1 – 10mm.

Các vi khuẩn được phân thành 3 nhóm chính dựa vào hình dạng tự nhiên hay trạng thái tồn tại của chúng. Dạng đơn giản nhất là vi khuẩn hình cầu, còn được gọi là *Cocci* (khuẩn cầu). Dạng thứ hai là các vi khuẩn hình que, gọi là *Bacillus*. Dạng cuối

cùng là các vi khuẩn hình xoắn hoặc cong, gọi là *Spirilla*. Đa số vi khuẩn đóng vai trò quan trọng trong việc phân hủy chất hữu cơ, biến chất hữu cơ thành chất ổn định tạo thành bông cặn dễ lắng.



Hình 3.7 Hình dạng của một số loài vi khuẩn

Vi khuẩn ký sinh (*paracitic bacteria*) là vi khuẩn sống bám vào vật chủ, thức ăn của nó là thức ăn đã được vật chủ đồng hóa, chúng thường sống trong đường ruột của người và động vật, và đi vào nước thải theo phân và nước tiểu.

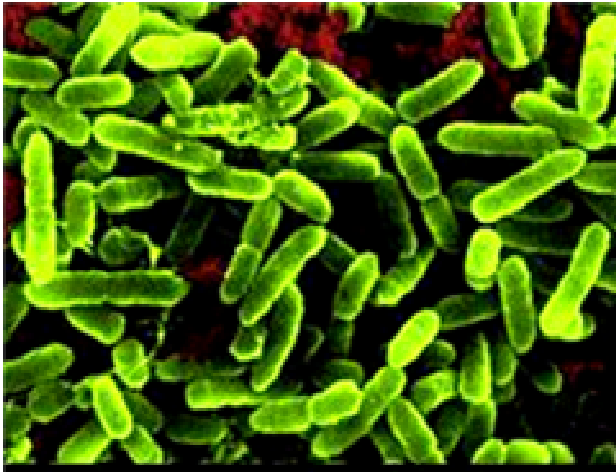
Vi khuẩn hoại sinh (*saprophytic bacteria*) dùng chất hữu cơ không hoạt động làm thức ăn, nó phân hủy cặn hữu cơ làm chất dinh dưỡng để sống và sinh sản, và thải ra

các chất gồm cặn hữu cơ có cấu tạo đơn giản và cặn vô cơ. Bằng quá trình hoạt động như vậy, vi khuẩn hoại sinh đóng vai trò cực kỳ quan trọng trong việc làm sạch nước thải. Nếu không có hoạt động sống và sinh sản của vi khuẩn, quá trình phân hủy sẽ không xảy ra. Có rất nhiều loài vi khuẩn hoại sinh, mỗi loài đóng một vai trò đặc biệt trong mỗi công đoạn của quá trình phân hủy hoàn toàn cặn hữu cơ có trong nước thải, và mỗi loài sẽ tự chết khi hoàn thành quy trình sống và sinh sản ở giai đoạn đó.

Tất cả các vi khuẩn ký sinh và hoại sinh cần có thức ăn và oxy để đồng hóa. Một số loài trong số vi khuẩn này chỉ có thể hô hấp bằng oxy hòa tan trong nước gọi là vi khuẩn hiếu khí, và quá trình phân hủy chất hữu cơ của chúng gọi là quá trình hiếu khí hay quá trình oxy hóa. Một số loài khác trong số các vi khuẩn này không thể tồn tại được khi có oxy hòa tan trong nước mà lấy oxy cần cho sự đồng hóa từ các hợp chất hữu cơ và vô cơ có chứa oxy trong quá trình phân hủy chúng. Những vi khuẩn này gọi là vi khuẩn yếm khí và quá trình phân hủy gọi là quá trình yếm khí (kỵ khí), quá trình này tạo ra mùi khó chịu.

Còn một số loài vi khuẩn hiếu khí trong quá trình phân hủy chất hữu cơ, nếu thiếu hoàn toàn oxy hòa tan, chúng có thể tự điều chỉnh để thích nghi với môi trường gọi là vi khuẩn hiếu khí lưỡng nghi. Ngược lại, cũng tồn tại một số loài vi khuẩn yếm khí, khi có oxy hòa tan trong nước chúng không bị chết mà lại làm quen được với môi trường hiếu khí gọi là vi khuẩn yếm khí lưỡng nghi. Sự tự điều chỉnh để thích nghi với môi trường có sự thay đổi của oxy hòa tan của vi khuẩn hoại sinh là rất quan trọng trong quy trình phân hủy chất hữu cơ của nước thải trong các công trình xử lý.

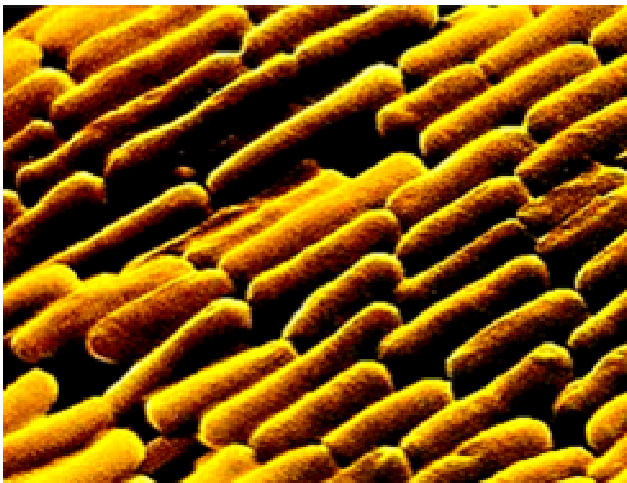
Nhiệt độ nước thải có ảnh hưởng rất lớn đến quá trình hoạt động và sinh sản của vi khuẩn, phần lớn vi khuẩn hoại sinh hoạt động có hiệu quả cao và phát triển mạnh mẽ ở nhiệt độ từ 20 – 40°C. Một số loài vi khuẩn trong quá trình xử lý cặn phát triển ở nhiệt độ 50 – 60°C. Khi duy trì các điều kiện môi trường: thức ăn, nhiệt độ, pH, oxy, độ ẩm thích hợp để vi khuẩn phát triển thì hiệu quả xử lý sinh học trong công trình sẽ đạt hiệu quả cao nhất.



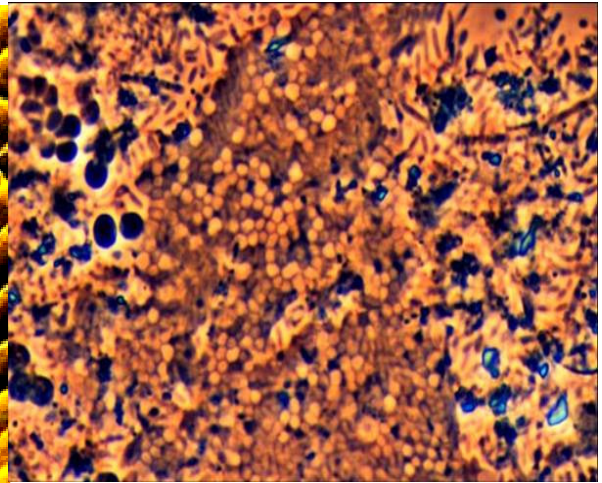
Hình 3.8 *Pseudomonas*
(hydratcacbon, phân nitrat hóa)



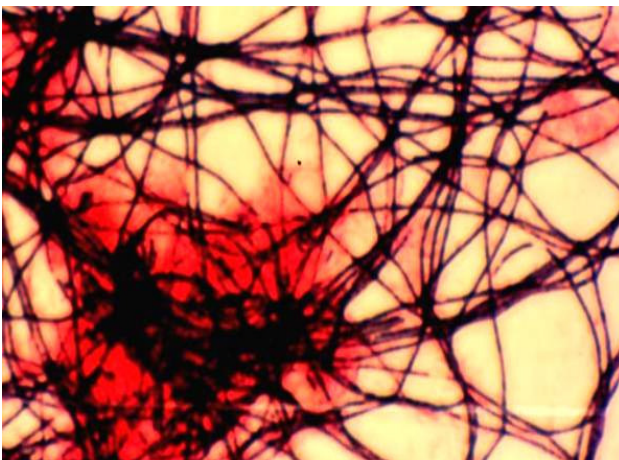
Hình 3.9 *Desulfovibrio*
(khử sulfat, khử nitrat)



Hình 3.10 *Bacillus*
(Phân hủy hydratcacbon, protein)



Hình 3.11 *Nitrosomonas*
(Nitrit hóa)



Hình 3.12 *Microthrix parvicella*



Hình 3.13 *Zoogloea*

Tuy nhiên, không phải tất cả các vi khuẩn đều có lợi cho quá trình sinh hóa, một vài trong số chúng là loài gây hại. Có hai loại vi khuẩn có hại có thể phát triển trong hệ thống hiếu/thiếu khí. Một là các dạng vi khuẩn dạng sợi (*filamentous*) là các dạng phân tử trung gian, thường kết với nhau thành lưới nhẹ nổi lên mặt nước và gây cản trở quá trình lắng đọng trầm tích; làm cho lớp bùn đáy không có hiệu quả, sinh khối sẽ không gắn kết lại và theo các dòng chảy sạch đã qua xử lý ra ngoài. Một dạng vi khuẩn có hại khác tồn tại trong lượng bọt dư thừa trong các bể phản ứng sinh hóa, phát sinh từ các hệ thống thông gió để tuần hoàn oxy trong hệ thống. Các tổ chức có hại thông thường trong hệ thống kỵ khí là các vi khuẩn khử sulfat.

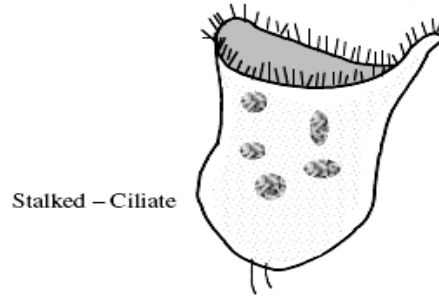
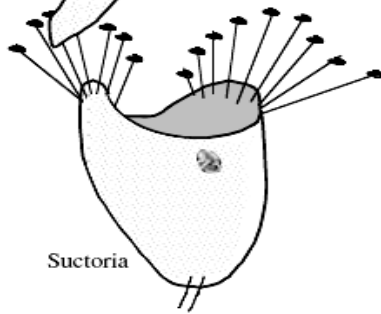
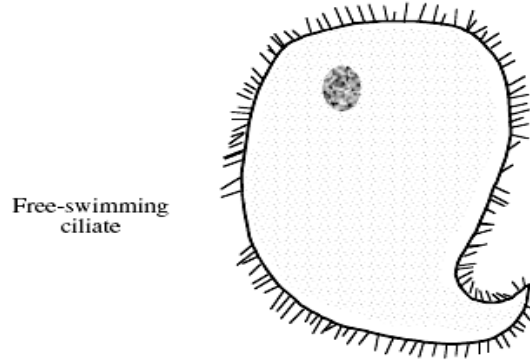
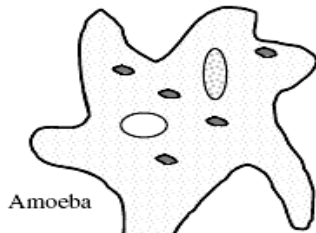
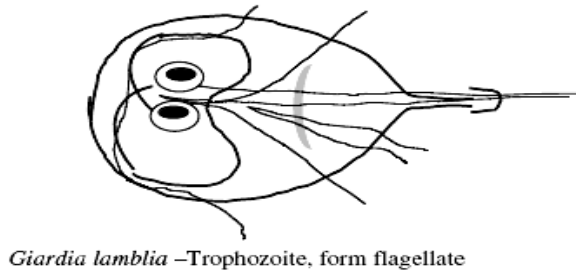
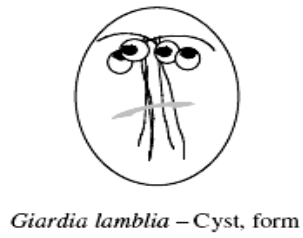
3.2.2.2 Eukarya (Sinh vật nhân thực)

*** Protozoa (động vật nguyên sinh)**

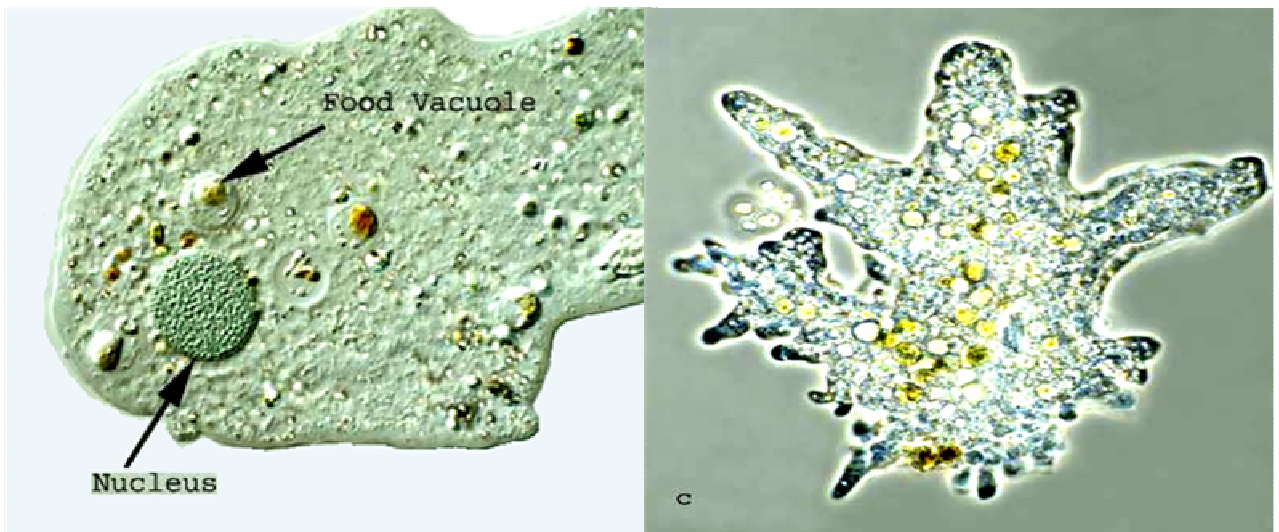
Động vật nguyên sinh là một tổ chức lớn nằm trong nhóm eukaryotic, với hơn 50.000 loài đã được biết đến. Thật ra, động vật nguyên sinh là các sinh vật đơn bào nhưng cấu trúc tế bào phức tạp hơn, lớn hơn các vi khuẩn. Kích thước các động vật nguyên sinh thay đổi trong khoảng từ 4 – 500µm. Chúng có thể tồn tại như những sinh vật độc lập.

Các nhóm động vật nguyên sinh chính được phân chia dựa vào phương thức vận động của chúng. Dạng thứ nhất là *Mastigophora*, là các động vật nguyên sinh có nhiều roi – flagella, ví dụ như *Giardia lamblia*. Dạng thứ hai là *Ciliophora*, có roi ngắn hơn hay còn gọi là lông mao – cilia, ví dụ như *Stalked*. Dạng thứ ba là *Sarcodina*, có kiểu chuyển động như amip – amoeba (lướt đi trong nước, hình dạng của chúng thay đổi theo các động tác di chuyển này).

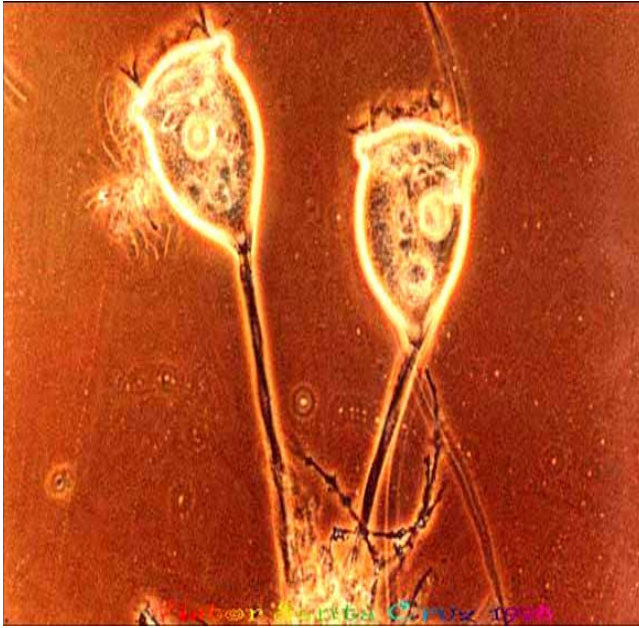
Các động vật nguyên sinh ăn các chất hữu cơ để sống, và thức ăn ưa thích của chúng là các vi khuẩn. Các yếu tố như: chất độc, pH, nhiệt độ đều ảnh hưởng đến tốc độ tăng trưởng của chúng.



Hình 3.14 Một số động vật nguyên sinh trong xử lý nước thải



Hình 3.15 Amoeba



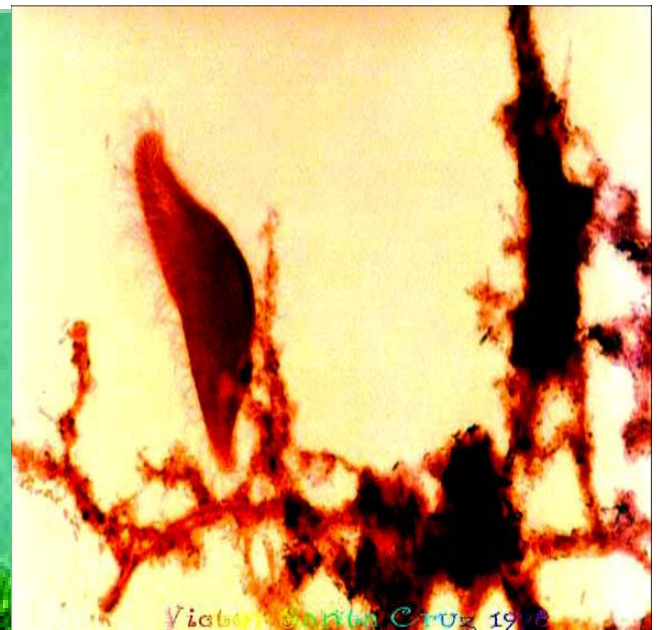
Hình 3.16 *Peritrichia* (chủng có mao)



Hình 3.17 *Carchesium Polypinum*



Hình 3.18 *Vorticella Convallaria*



Hình 3.19 *Holotrichate* (chủng có mao)

* *Tảo (Algae)*

Tảo là sinh vật sống trong môi trường nước, chủ yếu là ở tầng mặt để có thể sử dụng năng lượng mặt trời trong quang hợp (do chứa diệp lục tố chlorophyll). Chúng có nhiều hình dạng và kích thước khác nhau. Mặc dù chúng không phải là sinh vật gây hại, nhưng chúng có thể gây ra một số vấn đề trong quá trình xử lý nước thải. Tảo phát triển làm cho nước có màu sắc, thực chất là màu sắc của tảo.

- Tảo xanh *Aphanizomenon blosaquae*, *Anabaena microcistic* ... làm cho nước có màu xanh lam.
- Tảo *Oscillatoria rubecens* làm cho nước ngả màu hồng.
- Khuê tảo (*Melosira*, *Navicula*) làm cho nước có màu vàng nâu. *Chrisophit* làm cho nước có màu vàng nhạt.

Tảo phát triển còn gây cho nước có nhiều mùi khó chịu, như mùi cỏ, mùi thối, ...

* *Nấm*

Là một loại vi sinh, phần lớn là dạng lông tơ hoàn toàn khác với các dạng của vi khuẩn. Nói chung, vi sinh dạng nấm có kích thước lớn hơn vi khuẩn và không có vai trò trong giai đoạn phân hủy ban đầu các chất hữu cơ trong quá trình xử lý nước thải.

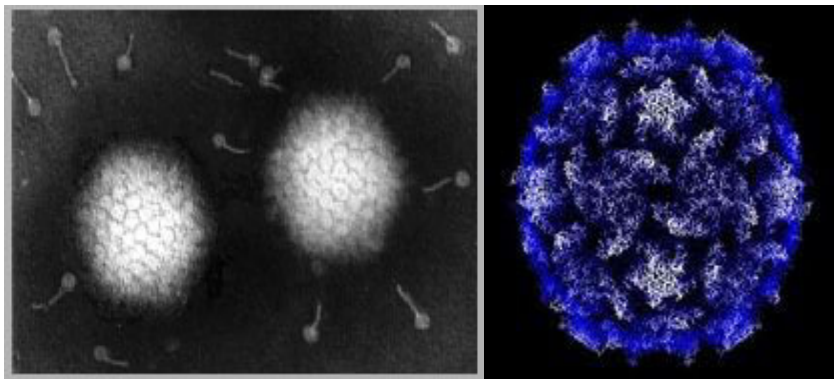
Mặc dù nấm có thể sử dụng các vật chất hữu cơ tan trong môi trường cạnh tranh với các vi khuẩn, nhưng chúng dường như không cạnh tranh tốt trong quá trình sinh trưởng lơ lửng ở điều kiện bám dính, trong môi trường bình thường, và vì vậy không tạo thành sự cân đối trong hệ thống vi trùng học. Nói cách khác, khi cung cấp không đủ oxy và nito, hoặc khi pH quá thấp, nấm có thể sản sinh nhanh, gây ra các vấn đề ảnh hưởng tương tự như các vi khuẩn dạng sợi.

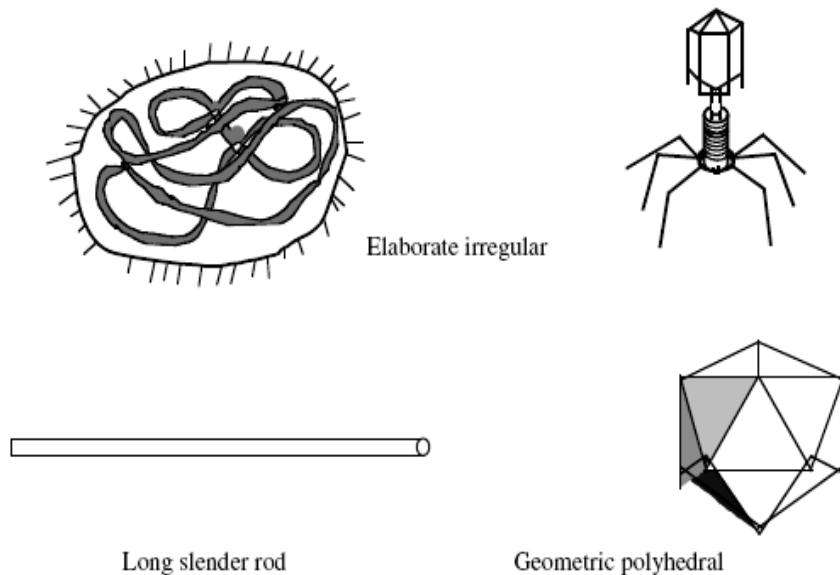


Hình 3.19 Sphearotilus natans

*** Virus**

Virus là một dạng đặc biệt chưa có cấu trúc cơ thể cho nên chưa được kể đến trong số 200.000 loài vi sinh vật nói trên. Số virus đã được đặt tên là khoảng 4.000 loài. Virus là một dạng sống khá đơn giản, với cấu tạo chung là có một nhân ở giữa mang vật chất di truyền và bao quanh là lớp vỏ protein. Chúng sinh trưởng bằng cách tấn công vào tế bào của các vật chủ (động vật, thực vật, vi khuẩn, ...) và sinh sôi nảy nở trong tế bào các vật chủ này. Virus có nhiều dạng: dạng que mảnh dài, dạng tròn đối xứng không đều, và dạng đa diện. Sự hiện diện của virus trong nước thải sẽ có ảnh hưởng không tốt cho quá trình xử lý.





Hình 3.20 Một số hình dạng của Virus

3.2.2.3 Archaea (cổ khuẩn)

Cổ khuẩn là nhóm vi sinh vật có nguồn gốc cổ xưa. Khác với vi khuẩn, lipid của màng tế bào Archaea chứa liên kết ether giữa acid béo và glycerol, trong đó 2 loại lipid chính là glycerol diether và diglycerol tetraether. Archaea còn chứa một lượng lớn acid béo không phân cực.

Archaea có phương thức biến dưỡng đa dạng, tự dưỡng hoặc dị dưỡng cacbon, và có thêm phương thức biến dưỡng mới dẫn đến sự tạo thành methane. Chúng bao gồm các nhóm vi khuẩn có thể phát triển được trong các môi trường cực đoan (extra), chẳng hạn như: nhóm ưa mặn (*Halobacteriales*) hiện diện trong các môi trường có nồng độ muối cao, không tăng trưởng được khi nồng độ muối thấp hơn 1,5M, tăng trưởng được ở nồng độ muối bão hòa; nhóm ưa nhiệt (*Thermococcales*, *Thermoproteus*, *Thermoplasmatales*) thường hiện diện trong những đồng thái than đá tự phát nhiệt; nhóm kỵ khí sinh mêtan (*Methanococcales*, *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales*); và nhóm vi khuẩn lưu huỳnh ưa nhiệt (*Sulfobales*, *Desulfurococcales*). Những nghiên cứu gần đây cho thấy Archaea ngày càng có mặt

nhiều trong các loại môi trường sống khác nhau, đặc biệt là quá trình kỵ khí trong xử lý nước thải bằng phương pháp sinh hóa, chúng đóng vai trò khá quan trọng trong việc tạo ra CH₄.

3.3 SỰ TĂNG TRƯỞNG CỦA TẾ BÀO VI SINH VẬT

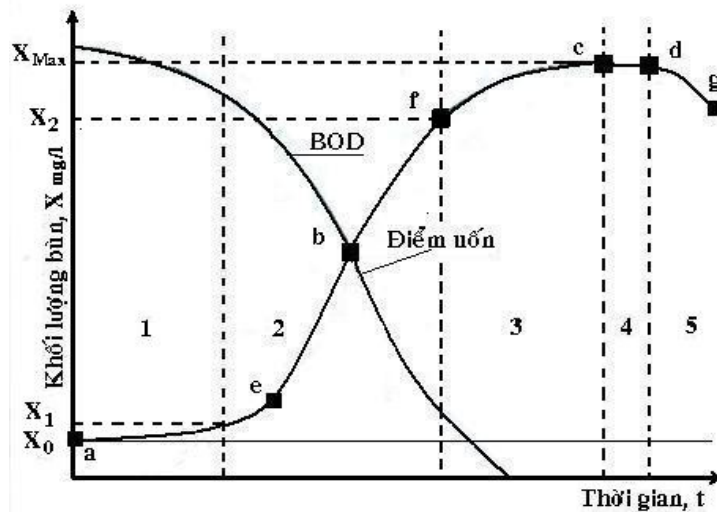
Sự sinh trưởng của vi sinh vật là quá trình sinh sản (tăng số lượng, kích thước tế bào) và tăng sinh khối (tăng trọng lượng) quần thể vi sinh vật. Hiệu quả của sự dinh dưỡng (đồng thời là sự giảm BOD, COD, TOC ...) là quá trình tổng hợp các bộ phận của cơ thể tế bào và sự tăng sinh khối. Tất cả những biến đổi về hình thái, sinh lý trong cơ thể được tổng hợp thành khái niệm “Phát triển”.

Trong quá trình xử lý nước thải sự sinh trưởng cũng là sự tăng số lượng tế bào và sự thay đổi kích thước tế bào được phản ánh qua sự tăng sinh khối của vi sinh vật. Tốc độ sinh trưởng của vi sinh vật phụ thuộc vào điều kiện bên ngoài, đặc tính sinh lý và trạng thái tế bào. Vi sinh vật sinh sản chủ yếu bằng cách phân đôi tế bào. Thời gian để tăng gấp đôi số lượng vi sinh vật tối thiểu được gọi là thời gian sinh trưởng/ thời gian thế hệ thường là 20 phút có khi đến vài ngày. Khi các chất dinh dưỡng cạn kiệt, pH và nhiệt độ... của môi trường thay đổi ra ngoài các trị số tối ưu thì quá trình sinh sản bị dừng lại.

Phương pháp sinh học xử lý nước thải nhân tạo trong điều kiện tĩnh, điều kiện động là dựa vào cơ sở lý luận đã được nghiên cứu từ quá trình nuôi cấy tĩnh hoặc nuôi cấy liên tục vi sinh vật. [8]

3.3.1 Nuôi cấy tĩnh/ nuôi cấy theo mẻ.

Đây là phương pháp mà trong suốt thời gian nuôi cấy không thêm chất dinh dưỡng cũng như không loại bỏ các sản phẩm cuối cùng của quá trình trao đổi chất. Sự sinh trưởng/ sự tăng sinh khối của vi sinh vật biểu thị bằng lượng bùn hoạt tính X (mg/lit) theo thời gian t được biểu diễn bằng đường cong abcdefg mô tả trên hình 1.7 chia làm 5 vùng khác nhau.



Hình 3.21 : Đường cong sinh trưởng của vi sinh

Vùng 1: Giai đoạn làm quen/ pha tiềm phát/ pha lag.

Pha lag bắt đầu từ lúc nuôi cấy đến khi vi sinh vật bắt đầu sinh trưởng. Trong pha này nồng độ bùn $X = X_0$ (X_0 là sinh khối ở thời điểm $t = 0$ giây). Tốc độ sinh trưởng: $r_g = dX/dt = 0$.

Gần cuối giai đoạn này tế bào vi sinh vật mới bắt đầu sinh trưởng tức tăng về kích thước, thể tích và trọng lượng do tạo ra Protein, Axit Nucleic, men Proteinaza, Amilaza nhưng chưa tăng về số lượng

Vùng 2: Giai đoạn sinh sản theo cách phân đôi tế bào (theo cấp số nhân)/ giai đoạn lũy tiến hay pha sinh trưởng logarit/ pha số mũ (Pha log).

Trong pha log chất dinh dưỡng đáp ứng đầy đủ cho vi sinh vật sinh trưởng và phát triển theo lũy thừa. Sinh trưởng và sinh sản đạt mức độ cao nhất. Sinh khối và khối lượng tế bào tăng theo phương trình: $N = N_0 \times 2^n$ (n là số lần phân chia tế bào của N_0 tế bào ban đầu). Tốc độ sinh trưởng tăng tỷ lệ thuận với X (từ đó có đường cong hàm mũ) theo phương trình: $r_g = dX/dt = \mu \cdot X$ (3.1)

Trong đó r_g là tốc độ sinh trưởng Vi sinh vật (mg/l.s); X là nồng độ sinh khối/ nồng độ bùn (mg/l); μ là hằng số tốc độ sinh trưởng hay tốc độ sinh trưởng riêng Vi sinh vật (1/s). Đường cong cho thấy sinh khối của bùn có xu hướng tăng theo cấp số nhân (đoạn a-b) thuộc pha tiềm phát và pha sinh trưởng logarit. Trong pha sinh trưởng

logarit tốc độ phân đôi tế bào trong bùn sẽ điều hòa đạt giá trị tối đa. Phần giữa của đường cong (e-f) tốc độ sinh trưởng gần như tuyến tính với nồng độ sinh khối tương ứng với nồng độ chất dinh dưỡng dư thừa.

Vùng 3: Giai đoạn sinh trưởng chậm dần/ pha sinh trưởng chậm dần.

Trong giai đoạn này (f- c) chất dinh dưỡng trong môi trường đã giảm sút và bắt đầu cạn kiệt cùng với sự biến mất của một hay vài thành phần cần thiết cho sự sinh trưởng hoặc do môi trường tích tụ các sản phẩm ức chế vi sinh vật được sinh ra trong quá trình chuyển hoá chất trong tế bào ở pha log. Sự sinh sản của vi sinh vật dần đạt tới tiệm cận tùy thuộc vào sự giảm nồng độ chất dinh dưỡng. X tiếp tục tăng nhưng tốc độ sinh trưởng giảm dần dần khi chuyển dần dần từ pha sinh trưởng sang pha ổn định và đạt mức cân bằng ở cuối pha.

Vùng 4: Giai đoạn sinh trưởng ổn định/ pha ổn định

Chất dinh dưỡng trong pha này có nồng độ thấp, nhiều sản phẩm của quá trình trao đổi chất được tích lũy. X đạt tối đa, số lượng tế bào đạt cân bằng. Sự sinh trưởng dừng lại, cường độ trao đổi chất giảm đi rõ rệt (c- d).

Vùng 5: Giai đoạn suy tàn/ pha suy vong/ pha oxi hoá nội bào.

Phần đường cong (d-g) biểu thị sự giảm sinh khối bùn bởi quá trình tự oxy hóa diễn ra. Trong pha này số lượng tế bào có khả năng sống giảm theo lũy thừa, các tế bào bị chết và tỷ lệ chết cứ tăng dần lên mà nguyên nhân là chất dinh dưỡng đã quá nghèo hoặc đã hết, sự tích lũy sản phẩm trao đổi chất có tác động ức chế và đôi khi tiêu diệt cả vi sinh vật. Các tính chất lý, hoá môi trường thay đổi không có lợi cho tế bào, các tế bào “bị già và bị chết” một cách tự nhiên...

Quá trình nuôi cấy tĩnh vi sinh vật được ứng dụng trong công nghệ xử lý nước thải ở điều kiện tĩnh và hoạt hoá bùn. Đường cong sinh trưởng của vi sinh vật (bùn) theo thời gian đều đúng cho cả 2 môi trường hiếu khí và kỵ khí. Giá trị các thông số của quá trình phụ thuộc vào các loài vi sinh vật, hàm lượng cơ chất, nhiệt độ và độ pH môi trường mà vi sinh vật sống trong đó.

3.3.2 Nuôi cấy liên tục/ dòng liên tục.

Ngược với nuôi cấy tĩnh, nuôi cấy liên tục là phương pháp mà trong suốt thời gian nuôi cấy liên tục cho thêm các chất dinh dưỡng mới vào và tiến hành loại bỏ các sản phẩm cuối cùng của quá trình trao đổi chất ra khỏi môi trường nuôi cấy. Do đó vi sinh vật luôn luôn ở trong điều kiện ổn định về chất dinh dưỡng cũng như sản phẩm trao đổi chất và tốc độ sinh sản phụ thuộc tốc độ cung cấp chất dinh dưỡng. Quá trình nuôi cấy liên tục, tốc độ sinh trưởng r_g được biểu thị bằng phương trình:

$$r_g = dX/dt = (\mu - D) \cdot X \quad (3.2)$$

Trong đó X là nồng độ sinh khối ban đầu/ nồng độ bùn (mg/l); μ là hằng số tốc độ sinh trưởng (1/s). Hệ số pha loãng $D = F/V$; F là tốc độ cung cấp dinh dưỡng cho môi trường (ml/h); V là thể tích môi trường (ml).

Từ (1.2) thấy rằng khi $\mu > D$ thì $dX/dt > 0$, mật độ vi sinh vật tăng. Khi $\mu < D$ thì $dX/dt < 0$, mật độ vi sinh vật giảm. Khi $\mu = D$ thì $dX/dt = 0$, mật độ vi sinh vật ở trạng thái cân bằng động học không tăng không giảm theo thời gian.

Quá trình nuôi cấy liên tục vi sinh vật được ứng dụng trong công nghệ xử lý nước thải ở điều kiện động.

3.4 ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH TĂNG TRƯỞNG

3.4.1 Các đặc trưng động học của quá trình sinh trưởng

Trong nghiên cứu động học của quá trình lên men vi sinh vật, người ta đưa ra một số khái niệm sau: [17]

Tốc độ lớn riêng:

Cho X (g/l) là nồng độ vi sinh vật tính bằng gam/lit. Giả sử sau một thời gian Δt , lượng vi sinh vật tăng thêm là ΔX thì phương trình để mô tả quá trình sinh trưởng của vi sinh vật như sau: $\frac{\Delta X}{X} = \mu \Delta t$, hoặc viết dưới dạng phương trình vi phân:

$$\frac{dX}{X} = \mu dt \quad (\mu \text{ gọi là tốc độ lớn riêng vi sinh vật, có thứ nguyên } t^{-1}).$$

Lấy tích phân phương trình trên từ X_0 đến X , ta được: $X = X_0 e^{\mu t}$. Có thể thay nồng độ vi sinh vật X (g/l) bằng số lượng tế bào N/l , khi đó ta có: $N = N_0 e^{\mu t}$. Để xác định tốc độ lớn riêng vi sinh vật cần lập đồ thị $\ln[X] = f(t)$.

Chỉ số lớn M : là một chỉ tiêu đặc trưng cho sự phát triển của vi sinh vật, ký hiệu

$$M = \frac{\mu}{\mu_M}, \text{ trong đó } \mu_M \text{ là tốc độ lớn cực đại.}$$

Thời gian τ

Thời gian τ là thời gian cần thiết để nồng độ vi sinh vật tăng gấp đôi. Ở thời điểm t_1 , nồng độ vi sinh vật là X_1 , ở thời điểm t_2 , nồng độ vi sinh vật là X_2 .

$$\text{Khi } X_2 = 2X_1; \tau = (t_2 - t_1); \ln \frac{X_2}{X_1} = \mu(t_2 - t_1);$$

$$\ln 2 = \mu(t_2 - t_1); \tau = \ln 2 / \mu = 0,63 / \mu; \mu = 0,63 / \tau.$$

Tốc độ phân chia tế bào:

Giả sử ở thời gian t_0 có N_0 tế bào, ở thời gian t , qua n lần phân chia có N tế bào. Như

$$\text{vậy ta có: } N = N_0 2^n; \lg N = \lg N_0 + n \lg 2; n = \frac{\lg N - \lg N_0}{\lg 2}$$

Gọi tốc độ phân chia tế bào là đại lượng v :

$$v = \frac{n}{t - t_0} \quad v = \frac{\lg N - \lg N_0}{(t - t_0) \lg 2} \quad v = \frac{3,32(\lg N - \lg N_0)}{(t - t_0)}$$

Thời gian tích lũy g :

Thời gian tích lũy g là đại lượng nghịch đảo của v :

$$g = \frac{1}{v} = \frac{t - t_0}{n}$$

3.4.2 Các giai đoạn phát triển của vi sinh vật trong quá trình sinh trưởng

Quá trình phát triển của vi sinh vật (trong nuôi cấy gián đoạn) có thể chia thành 6 giai đoạn: [17]

- Giai đoạn chậm phát triển (giai đoạn cảm ứng).
- Giai đoạn phát triển theo hàm số mũ.

- Giai đoạn phát triển tuyến tính.
- Giai đoạn ổn định.
- Giai đoạn chết.
- Giai đoạn thối rữa.

3.4.2.1. Giai đoạn chậm phát triển (giai đoạn cảm ứng):

Trong nuôi cấy vi sinh vật, giai đoạn chậm phát triển được bắt đầu từ khi nuôi cấy cho tới lúc sinh vật bước vào thời kỳ phát triển. Giai đoạn này được kết thúc sau thời gian chậm trễ L . Đại lượng L phụ thuộc vào nhiều yếu tố như: bản chất vi sinh vật, thành phần môi trường nuôi cấy, nhiệt độ, nồng độ oxy, thế oxy hóa khử của môi trường. Trong nhiều trường hợp, L tỷ lệ thuận với τ và g . L càng ngắn, τ và g càng nhỏ thì vi sinh vật phát triển càng nhanh. Ngoài ra, L còn phụ thuộc vào số lượng của giống. Ví dụ: L của *Methanobacillus kuzneceovi* trong môi trường methanol, hoặc của *Enterobacter aerogenes* trong môi trường nuôi cấy có asparagin tỷ lệ nghịch số lượng giống ban đầu. Tóm lại không có quy luật nhất định nào chung cho tất cả các vi sinh vật, thông thường mỗi vi sinh vật có quy luật riêng cho mình.

Chỉ số lớn M các giai đoạn phát triển của vi sinh vật trình bày ở bảng 3.2. Trong giai đoạn chậm phát triển, vi sinh vật có giá trị M từ 0 – 1.

Bảng 3.2. Đặc trưng phát triển của vi sinh vật trong từng giai đoạn

Giai đoạn	M	Phương trình đặc trưng
1	$0 \rightarrow 1$	
2	1	$dX/dt = \mu_M X; X = X_0 e^{\mu_M t}$
3	$1 \rightarrow 0$	$dX/dt = K, X = K_t$
4		$dX/dt = 0$

Nguồn: Trần Đình Toại, Nguyễn Thị Vân Hải, 2005.

3.4.2.2. Giai đoạn phát triển theo hàm số mũ của vi sinh vật:

Trong giai đoạn này, vi sinh vật đã hoàn toàn thích hợp với điều kiện sống, sự phát triển đến cực đại không bị hạn chế bởi thiếu hoặc thừa cơ chất, τ và g có giá trị nhỏ nhất. Trong giai đoạn này, sự phát triển của vi sinh vật được mô tả bởi phương trình:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_M X \rightarrow X = X_0 e^{\mu_M t} \text{ hoặc chỉ số lớn } M = \mu/\mu_M = 1.$$

Ở giai đoạn này, sự lớn của quần thể vi sinh vật được đặc trưng bởi phản ứng tự xúc tác bậc một với lượng cơ chất không hạn chế, vì vậy tốc độ lớn của sinh khối (số tế bào) tỷ lệ thuận với sinh khối có trong hệ. Khi cơ chất trong môi trường tiêu hao dần, không còn đủ để duy trì tốc độ phát triển của vi sinh vật, tốc độ giảm xuống. Muốn duy trì tốc độ phát triển theo hàm số mũ trước khi vi sinh vật bước sang giai đoạn ổn định thì phải bổ sung môi trường (cơ chất). Đây là nguyên lý của nuôi cấy liên tục. Khi trong môi trường tiêu hao hết nguồn cacbon, mặc dù các điều kiện sống khác vẫn còn thì quá trình sống vẫn bị ức chế, quần thể vi sinh vật rơi vào trạng thái “đóng băng”. Để phá vỡ trạng thái này để duy trì tốc độ phát triển thì phải bổ sung nguồn cacbon.

Sinh trưởng 2 pha: nếu trong môi trường có 2 hoặc hơn nguồn cacbon, thì trong giai đoạn phát triển theo hàm số mũ, trước khi vi sinh vật bước sang giai đoạn ổn định có thể có hiện tượng sinh trưởng 2 pha: vi sinh vật sử dụng nguồn cacbon thứ nhất với tốc độ nhanh hơn, sau đó sử dụng nguồn cacbon thứ hai với tốc độ chậm hơn.

3.4.2.3. Giai đoạn phát triển tuyến tính:

Trong giai đoạn này, tốc độ tăng sinh khối không thay đổi: $dX/dt = K$

K _ hằng số tốc độ tăng sinh khối

X _ hàm số tỷ lệ thuận với thời gian $X = K_t$.

Chỉ số lớn M có giá trị từ $1 \rightarrow 0$. khi $M = 0,5$ có nghĩa là chỉ có 50% tế bào lớn, số còn lại không phát triển.

3.4.2.4. Giai đoạn ổn định:

Trong giai đoạn ổn định, nồng độ tế bào không tăng: $dX/dt = 0$.

Trong hệ, vào thời điểm này đã hình thành cân bằng động, nghĩa là một số trong các tế bào được sinh sản bị triệt tiêu bởi số chết đi, lúc ấy hệ sắp bước vào giai đoạn 5 – giai đoạn chết tế bào, không tồn tại sự sinh sản.

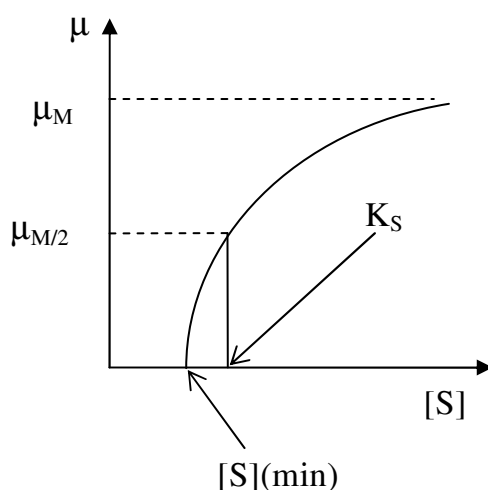
3.4.3 Sự phụ thuộc tốc độ phát triển của vi sinh vật vào nồng độ cơ chất:

3.4.3.1 Phương trình Mono:

Trong nhiều quá trình lên men gián đoạn, tốc độ lớn riêng của quá trình sinh trưởng của vi sinh vật thường phụ thuộc vào nồng độ cơ chất cho tới một giới hạn nào đấy. Sự phụ thuộc này được mô tả bởi phương trình, tương tự như phương trình phụ thuộc tốc độ phản ứng enzym vào nồng độ cơ chất (phụ thuộc Michaelis – Menten), được gọi là phương trình Mono:

$$\mu = \frac{\mu_M [S]}{K_S [S]}$$

μ - tốc độ sinh trưởng riêng; μ_M - tốc độ sinh trưởng cực đại.



Khi $S \rightarrow \infty$; $\mu \rightarrow \mu_M$. nếu lấy điểm có tung độ $\mu = \mu_M/2$ sẽ được điểm tương ứng trên hoành độ $[S] = K_S$. K_S đặc trưng cho độ sử dụng cơ chất của vi sinh vật, thường có giá trị nhỏ, nằm trong khoảng 1.10^{-5} mol.

Bảng 3.3. K_S đặc trưng cho độ sử dụng cơ chất của vi sinh vật

Vi sinh vật	Cơ chất	K_S , mg/l
Enterobacter aerogenes	Glucose	1,0
	Ammoni	0,1
	Magie (Mg)	0,6
Escherichia coli	Glucose	2,0 – 4,0
Saccharomyces cerevisiae	Glucose	25,0
Hansenula polymorpha	Ribose	3,0
	Metanol	120,0

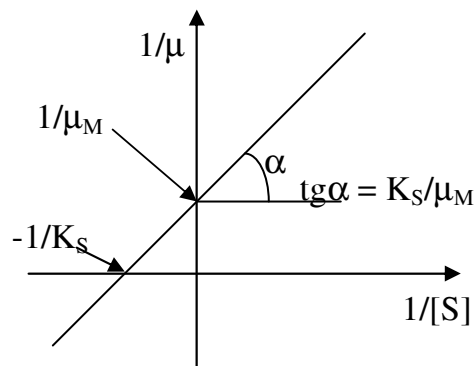
Nguồn: Trần Đình Toại, Nguyễn Thị Vân Hải, 2005.

Về ý nghĩa, K_S càng nhỏ, vi sinh vật càng có ái lực lớn với cơ chất. Như vậy, K_S là đại lượng tỷ lệ nghịch với ái lực của vi sinh vật đối với cơ chất.

3.4.3.2 Xác định K_S và các thông số động học theo phương pháp Lineweaver Burk:

Để xác định K_S và các thông số động học của quá trình sinh trưởng của vi sinh vật có thể biến đổi công thức (3.3) và lập đồ thị theo phương pháp Lineweaver Burk: $1/\mu = f(1/[S])$.

$$\frac{1}{\mu} = \frac{1}{[S]} \cdot \frac{K_S}{\mu_M} + \frac{1}{\mu_M} \quad (3.4)$$



Hình 3.22 : Xác định K_S và các thông số động học theo phương pháp Lineweaver Burk

Trong nuôi cấy gián đoạn, rất khó xác định K_S vì tới một thời gian nào đó, khi bắt đầu quá trình lớn và phát triển tế bào thì nồng độ cơ chất giảm rõ rệt. Phương pháp nuôi cấy liên tục luôn luôn bù lại lượng cơ chất mất đi, cho phép khắc phục khó khăn trong xác định K_S . Tốc độ sinh trưởng riêng của tế bào μ còn bị giới hạn bởi lượng sản phẩm được tích lũy lại trong hệ - coi như chất ức chế, lúc ấy tốc độ sinh trưởng riêng của tế bào được mô tả bởi phương trình Mono với dạng (tính cả ảnh hưởng của nồng độ cơ chất và nồng độ sản phẩm):

$$\mu = \mu_M \cdot \frac{[S]}{K_S[S] + [S]} \cdot \frac{K_P}{K_P + [P]}$$
; trong đó K_P là hằng số ức chế bởi sản phẩm, được tính bằng

nồng độ sản phẩm $K_P = [P]$ khi $\mu = \mu_{M/2}$.

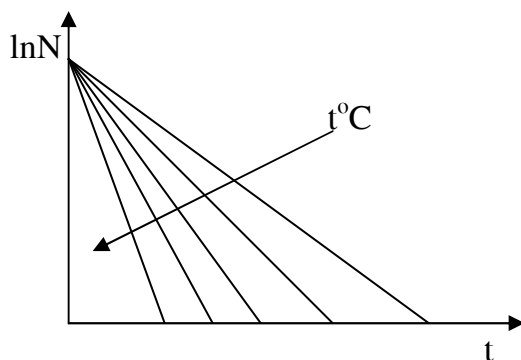
3.4.4 Động học quá trình chết của vi sinh vật:

Nhiệt độ có ảnh hưởng rất lớn đến quá trình chết của tế bào, do đó khử trùng bằng nhiệt là phương pháp thông dụng và có hiệu quả hơn cả. Quá trình chết của tế bào được mô tả bởi phương trình:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \rightarrow \frac{dN}{N} = -kdt \rightarrow \ln N = -kt \tag{3.5}$$

k hằng số đặc trưng cho quá trình chết của tế bào; N nồng độ tế bào.

Để xác định k , có thể tiến hành lập đồ thị theo phương trình (3.5) như sau: ở từng thời điểm t xác định nồng độ tế bào N^t , sau đó lập đồ thị $\ln N = f(t)$.



Hình 3.14. Xác định k – hằng số đặc trưng cho quá trình chết của tế bào

Giả sử ở thời điểm t^0 có N^0 tế bào, tới thời điểm t có N tế bào. Lấy tích phân của phương trình (3.5) từ thời điểm t^0 đến thời điểm t ta được:

$$\frac{\ln N}{N^0} = -kt \text{ hoặc } N = N^0 e^{-kt} \quad (3.6)$$

Phương trình (3.6) cho phép xác định nồng độ tế bào (N) khi biết N^0 và k .

3.5 CHỈ THỊ VI SINH VẬT TRONG CÁC CÔNG TRÌNH XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Các vi sinh vật dùng trong xử lý nước thải gồm nhiều loại khác nhau như: vi khuẩn, nấm, tảo, nguyên sinh động vật, và động thực vật. Tùy theo công nghệ xử lý mà người ta có thể sử dụng nhóm này hay nhóm khác.

3.5.1 Vi sinh vật lên men kỵ khí

Nhiều nghiên cứu cho thấy có rất nhiều loại vi sinh vật tham gia vào quá trình phân huỷ chất hữu cơ ở điều kiện kỵ khí: [8], [15]

- **Giai đoạn thủy phân:** Hydratcacbon, Protein, Lipit thành các Monome để có thể hấp thụ qua màng tế bào bởi các vi sinh vật kỵ khí tùy tiện có chứa các hệ men ngoại bào như Proteaza, Lipaza, Cellulaza... Các Vi sinh vật này rất phổ biến và phát triển nhiều trong tự nhiên trong đó có cả nhóm vi khuẩn *E.coli* và *B.subtilus*.

- **Giai đoạn lên men axit:** Nhóm khuẩn, nấm mốc và *Protozoa* không tạo CH_4 thực hiện việc lên men axit các sản phẩm thủy phân thành các axit hữu cơ đơn giản. Trong 3 nhóm vi khuẩn hiếu khí, kỵ khí tuyệt đối và kỵ khí tùy tiện thì vi khuẩn kỵ khí tùy tiện là nhóm tạo axit chủ yếu. Thường gặp nhất là những vi khuẩn kỵ khí tùy tiện phân huỷ Protit và vi khuẩn Amon hoá Axit amin có thể kể đến là *Clostridium spp*; *Lactobacillus spp*; *Desulfovibrio spp*; *Corynebacterium spp*; *Actinomyces*; *Staphylococcus*; *Escherichia coli*. Vài loài vi khuẩn hiếu khí cũng tham gia vào giai đoạn đầu của quá trình lên men kỵ khí axit như loài *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Micrococcus*, *Sarcinavulgaris*, *Escherichia coli*. Trong bể phân huỷ kỵ khí còn thấy sự có mặt các vi khuẩn khử sunfat như *Desulfovibrio*, các vi khuẩn phân huỷ Protit tạo Hidrosunfua. Nhiều loại nấm mốc như *Penicillium*, *Fusarium*,

Mucor... các *Protozoa* cũng tham gia vào quá trình lên men axit. Nhưng nhìn chung trong giai đoạn này vi khuẩn kỵ khí đóng vai trò chủ yếu còn vi khuẩn hiếu khí, nấm mốc, *Protozoa* chỉ đóng vai trò thứ yếu.

- **Giai đoạn lên men kiềm:** Các Axit béo dễ bay hơi và các sản phẩm trung gian sẽ tiếp tục phân hủy thành CH_4 và CO_2 làm cho môi trường trở nên kiềm hoá. Trong giai đoạn chuyển từ lên men axit sang lên men kiềm các Vi sinh vật hiếu khí bị tiêu diệt dần dần và hoàn toàn. Các vi sinh vật kỵ khí bắt buộc phát triển mạnh và vi khuẩn Metan phát triển rất mạnh. Ở giai đoạn này các vi khuẩn Metan đóng vai trò chủ yếu trong sự phân huỷ tiếp các hợp chất hữu cơ. Đây là loại vi khuẩn kỵ khí tuyệt đối và rất khó phân lập. Các vi khuẩn Metan hiện đã được phân lập là *Methanobacterium*, *Methanosacrina*, *Methanococcus*, *Methanobrevibacter*, *Methanothrix*. Các loại vi khuẩn CH_4 khác nhau chỉ có thể sử dụng một số chất nền nhất định trong môi trường khác nhau làm nguồn dinh dưỡng.

3.5.2 Vi sinh vật lên men hiếu khí

3.5.2.1 Tác nhân sinh trưởng lơ lửng:

Hệ vi sinh vật trong các quá trình này bao gồm tất cả các loại vi khuẩn và các Eucarya cực nhỏ, có thể được phân thành 5 nhóm chính: các sinh vật dạng bọt khí, thực vật hoại sinh, các vi khuẩn nitrat hóa, động vật ăn thịt và các sinh vật gây hại.[2], [8], [15]

- **Các sinh vật dạng bọt khí:** có vai trò rất quan trọng trong quá trình chuyển hóa sinh học với tác nhân sinh trưởng lơ lửng, bởi vì nếu không có chúng thì sinh khối không thể được phân chia từ quá trình xử lý nước thải hay các chất ô nhiễm hữu cơ dạng keo không thể bị đào thải. Các vi sinh vật được phân vào nhóm sinh vật dạng bọt khí là các động vật nguyên sinh và nấm, chúng làm cho các vi khuẩn kết bông lại. Tuy nhiên, các sinh vật dạng bọt khí chiếm ưu thế nhìn chung vẫn là các vi khuẩn, trong đó *Zooglea ramigera* đóng vai trò khá quan trọng.

- **Saprophytes (thực vật hoại sinh):** là các vi sinh vật có khả năng phân hủy các hợp chất hữu cơ. Đây là các vi khuẩn dị dưỡng đầu tiên và hầu hết chúng được xem là

các sinh vật dạng bọt. *Saprophytes* cũng có thể được chia thành 2 loại: phân hủy sơ cấp và thứ cấp. Loài *Saprophytes* chủ yếu là các vi khuẩn gram âm, ngoài ra còn có *Achorombacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, và *Pseudomonas*.

- **Các vi khuẩn Nitrat hóa:** thực hiện quá trình chuyển hóa N-NH₃ sang dạng N-NO₃⁻, và có thể được thực hiện bởi cả hệ sinh vật dị dưỡng và tự dưỡng. Quá trình nitrat hóa trong hệ thống xử lý nước thải thường được xem là do các vi khuẩn tự dưỡng, đầu tiên có thể kể đến là loài *Nitrosomonas* và *Nitrobacter*. *Nitrosomonas* oxy hóa N-NH₃ sang dạng N-NO₃⁻ với sản phẩm trung gian là tập đoàn thủy tức, trong khi đó *Nitrobacter* oxy hóa N-NH₃ trực tiếp sang dạng N-NO₃⁻.

- **Loài động vật ăn thịt** chính trong quá trình chuyển hóa sinh học với tác nhân sinh trưởng lơ lửng là các động vật nguyên sinh (protozoa), thức ăn chính của chúng là các vi khuẩn. Có khoảng 230 loài đã được xác định là có tham gia vào quá trình xảy ra trong bùn hoạt tính và chúng có thể tạo ra khoảng 5% sinh khối trong hệ thống. Những loài có roi thường là các động vật nguyên sinh chiếm ưu thế, cả về số lượng lẫn khối lượng sinh khối. Trong một số trường hợp, cả amip và loài có roi có thể hiện diện với số lượng rất nhỏ, nhưng chúng vẫn đóng vai trò hết sức quan trọng cho quá trình lắng đọng và ổn định hệ thống.

- **Các vi sinh vật gây hại:** Trong quá trình chuyển hóa sinh học với tác nhân sinh trưởng lơ lửng, vấn đề phát sinh nhiều nhất là việc loại bỏ sinh khối từ nước thải đã qua xử lý, nguyên nhân chính là do các vi khuẩn dạng sợi và các loại nấm. Các vi khuẩn dạng sợi tồn tại với số lượng nhỏ là điều rất tốt, giúp ổn định các phân tử bọt, nhưng nếu số lượng quá lớn thì lại là điều không tốt. Loài vi khuẩn tiêu biểu là *Sphaerotilus natans*.

Một tác nhân gây hại nữa trong sinh trưởng lơ lửng là việc thừa lượng bọt trong hệ thống. Điều này gây ra trước hết là do loài vi khuẩn *Nocardia* và các loài *Microthrix pavicella*. Vì *Nocardia* và *Microthrix pavicella* là các tế bào không ưa nước trên bề

mặt, chúng tạo ra các bong bóng trên mặt nước nơi chúng ở, vì vậy tạo nên các bọt khí và gây ra hiện tượng dư bọt.

Các tác động này cũng xảy ra tương tự ở những vùng thiếu oxy trong hệ thống sinh trưởng lơ lửng kéo theo sự gia tăng của vi khuẩn khử nitrat hóa. Quá trình này có thể được hoàn thành bởi một số lượng lớn các loài vi khuẩn tìm thấy trong hệ thống xử lý nước, bao gồm: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenous*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Proteus*, và *Pseudomonas*.

3.5.2.2 Tác nhân sinh trưởng bám dính:

Các vi khuẩn tạo thành bazo từ chuỗi thức ăn thông qua hoạt động của vật chất hữu cơ trong nước thải đã được xử lý. Các chất hòa tan tăng lên một cách nhanh chóng trong khi các phân tử chất keo bị sụt giảm tạo thành các lớp sền sệt. Tại đó, chúng trải qua quá trình gắn kết với enzym ngoại bào, giải phóng một lượng nhỏ phân tử mà chúng chuyển hóa được. Hệ vi khuẩn gồm có các thực vật hoại sinh sơ cấp và thứ cấp, giống như trong hệ thống tác nhân sinh trưởng lơ lửng, bao gồm các loài: *Achromobacterium*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Sphaerotilus* và *Zooglea*. Tuy nhiên, không hoàn toàn giống như trong hệ thống tác nhân sinh trưởng lơ lửng, sự phân bố các loài này có thể thay đổi vị trí trong các phản ứng. Tác nhân tăng trưởng bám dính cũng bao gồm vi khuẩn nitrat hóa, như các loài *Nitrosomonas* và *Nitrobacter*, với xu hướng được phát hiện ở những vùng của các tầng có nồng độ các chất hữu cơ lơ lửng thấp.

Vi sinh vật hiện diện trong hệ thống bùn hoạt tính:

Thành phần của vi sinh vật hiện diện trong hệ thống bùn hoạt tính chứa 70-90% chất hữu cơ; 10-30% chất vô cơ. Vi khuẩn, nấm, protozoa, rotifer, metazoa hiện diện trong hệ thống bùn hoạt tính.

Vi khuẩn chiếm ưu thế (90%) trong hệ thống xử lý. Sự phát triển của vi khuẩn phụ thuộc điều kiện môi trường, các yếu tố về thiết kế, vận hành hệ thống và tính chất của nước thải. Vi khuẩn có kích thước trung bình từ 0,3 – 1 m. Trong hệ thống bùn hoạt tính có sự hiện diện của vi khuẩn hiếu khí tuyệt đối, vi khuẩn tùy nghi và vi

khuẩn kỵ khí. Một số vi khuẩn dị dưỡng thông thường trong hệ thống bùn hoạt tính gồm có: *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Citromonas*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, and *Zoogloea*. (Jenkins, et al., 1993). Hai nhóm vi khuẩn chịu trách nhiệm cho việc chuyển hóa amonia thành nitrat là: vi khuẩn *nitrobacter* và *nitrosomonas*.

Nấm là cấu tử thuộc hệ thống bùn hoạt tính. Các vi sinh vật đa bào này tham gia vào quá trình trao đổi chất và cạnh tranh với vi khuẩn trong môi trường hoạt động. Chỉ có một lượng nhỏ nấm có khả năng oxy hóa NH_3 thành nitrit và nitrat. Các loại nấm thông thường là: *Sphaerotilus natans* và *Zoogloea sp* (Curtis, 1969).

Protozoa: Là vi sinh vật có kích thước 10 – 100 micron được phát hiện trong hệ thống bùn hoạt tính. Đây là nhóm vi sinh vật chỉ thị cho hoạt động của hệ thống xử lý nước thải. Trong hệ thống bùn hoạt tính, protozoan được chia làm 4 nhóm chính: *Protozoa; amoebae, flagellates, and ciliates* (dạng bơi tự do, dạng bò trườn, dạng có tiêm mao).

- Amoebae thường xuất hiện trong nước thải đầu vào, nhưng không tồn tại lâu tại các bể hiếu khí. Amoebae chỉ sinh trưởng nhanh trong các bể hiếu khí có tải cao. Chúng di chuyển chậm và khó cạnh tranh thức ăn, nhất là khi nguồn thức ăn bị hạn chế nên chúng chỉ chiếm ưu thế tại các bể hiếu khí trong một khoảng thời gian ngắn. Thức ăn của Amoebae là các chất hữu cơ kích thước nhỏ. Hệ thống bùn hoạt tính xuất hiện nhiều amoebae chứng tỏ đang bị sốc tải. Khi đó DO thấp (amoebae tồn tại được trong môi trường có DO rất thấp).

- Flagellates: Ngay sau khi amoebae bắt đầu biến mất, nhưng nước thải vẫn còn chứa hàm lượng hữu cơ cao, thì flagellates xuất hiện. Phần lớn Flagellates hấp thu các chất dinh dưỡng hoà tan. Cả flagellates và vi khuẩn đều sử dụng các chất hữu cơ làm nguồn thức ăn. Tuy nhiên, khi thức ăn giảm Flagellates khó cạnh tranh thức ăn với vi khuẩn nên giảm số lượng. Nếu Flagellates xuất hiện nhiều ở giai đoạn ổn định chứng tỏ nước thải vẫn còn chứa một lượng đáng kể các chất hữu cơ hòa tan.

- Ciliates: Thức ăn của ciliates là vi khuẩn và các chất đặc trưng. Ciliate cạnh tranh nguồn thức ăn với rotifer. Sự hiện diện của ciliates chứng tỏ bùn hoạt tính tốt, đã tạo bông và phân lớn các chất hữu cơ đã được loại bỏ. Có 3 loại Ciliate: Các Ciliate bơi tự do xuất hiện khi flagellate bắt đầu biến mất, số lượng vi khuẩn tăng cao; chính vi khuẩn là nguồn thức ăn của các ciliate bơi tự do này. Các loài Ciliate trườn, bò: khi kích thước bùn lớn và ổn định, loài ciliate này chui vào trong bùn, cạnh tranh thức ăn với loại ciliate bơi tự do là nhờ vào khả năng này. Các loài Ciliate có tiêm mao: xuất hiện ở bùn đã rất ổn định, trong các loại bùn này thì chúng và các loài ciliate trườn, bò cạnh tranh nhau về thức ăn. Ciliates hiện diện trong hệ thống bùn hoạt tính là *aspidisca costata*; *Carchesium polypinum*, *Chilodonella uncinata*, *Opercularia coarcta* and *O. microdiscum*, *Trachelophyllum pusillum*, *Vorticella convallaria* and *V. microstoma*. (Curds and Cockburn, 1970). Ciliates có nhiệm vụ loại bỏ *Escherichia coli* bằng cách ăn hoặc tạo cụm. Trong thực tế, bùn hoạt tính có thể khử 91-99% E.Coli.

- Rotifer là động vật đa bào có hai bộ tiêm mao chuyển động xoay tròn, làm cho hình dạng của chúng như hai bánh xe xoay đối nhau. Chúng di động nhanh trong nước, có khả năng xáo trộn mạnh nguồn nước tìm nguồn thức ăn, giống protozoa. Đây là vi sinh vật hiếu khí tuyệt đối, khá nhạy cảm với độc tính của nước thải. Chúng thường xuất hiện trong hệ thống bùn hoạt tính đã ổn định, nước có hàm lượng hữu cơ thấp. Rotifer hiếm khi được phát hiện với số lượng lớn trong các hệ thống xử lý nước thải. Vai trò chính của rotifer là loại bỏ vi khuẩn và kích thích sự tạo bông của bùn. Chính rotifer sử dụng vi khuẩn không tạo bông, làm giảm độ đục của nước thải. Các màng nhầy được rotifer tiết ra ở miệng và chân giúp bùn kết bông dễ dàng. Rotifer cần thời gian khá dài để thích nghi trong quá trình xử lý.

Virus cũng được phát hiện trong hệ thống bùn hoạt tính và việc loại bỏ virus nhờ cơ chế đối kháng sinh học, sự hấp phụ, quá trình khử các chất lơ lửng, các chất keo, quá trình thổi khí,....

Vi sinh vật trong thiết bị lọc sinh học nhỏ giọt:

Theo những nghiên cứu của S. Winogradsky (1890), sau khi quan sát dưới kính hiển vi lớp màng lọc trong bể lọc sinh học nhỏ giọt, đã tìm thấy rất nhiều vi khuẩn zooglycal, các vi khuẩn hình que, vi khuẩn hình sợi, nấm sợi, protozoa và một số động vật bậc cao.

Một trong những nghiên cứu nhằm ước lượng các loại vi khuẩn trong hệ thống lọc sinh học nhỏ giọt được tiến hành bởi M. Hotchkiss năm 1923. Kết quả là đã tìm thấy nhiều loại vi khuẩn khác nhau ở các độ sâu khác nhau trong bể lọc. Các nhóm vi khuẩn bao gồm: vi khuẩn khử nitrat, sulfat tạo thành từ protein, phân hủy albumin, khử sulfat, oxy hóa sulfit, ... Một lượng lớn vi khuẩn nitrat phân bố ở phần trên của bể và ở độ sâu khoảng 1,6m; có rất ít vi khuẩn khử nitrat được phát hiện ở độ sâu từ 0,3 – 1m; sulfit được tạo thành từ các protein nhiều nhất là ở độ sâu 0,3m và giảm dần qua lớp lọc; khử sulfat cao nhất là ở bề mặt và oxy hóa sulfua nhiều nhất ở độ sâu 1,6m; các dạng nitrit gia tăng theo độ sâu và có số lượng lớn hơn các dạng nitrat. Năm 1925, S. L. Neave và A. M. Buswell đã tiến hành những thí nghiệm tiếp theo và tìm thấy một số chủng vi khuẩn: phân hủy pepton, phân hủy gelatin, dạng nitrat, dạng nitrit, và khử nitrat. Có thể nhận thấy rằng, các vi khuẩn phân hủy hiện diện nhiều nhất ở phần trên của bể lọc và các vi khuẩn oxy hóa có nhiều ở tầng dưới bể lọc. Protozoa là loài được tìm thấy nhiều nhất trong hệ thống này: *Sarcodina*, *Mastigophora*, *Suctoria*, *Psychoda*, ...

R. H. Holtje (1943) đã đưa ra bảng tóm tắt các vi sinh vật hiện diện trong bể lọc sinh học nhỏ giọt. Loài vi khuẩn đầu tiên phát hiện được là dạng vi khuẩn zooglycal với các vi khuẩn nitrat hóa xảy ra trong hệ thống lọc sinh học tháp tải. Vi khuẩn dạng sợi dễ dàng phát hiện hơn vi khuẩn zooglycal, bao gồm *Beggiatoa* và *Sphaerotilus*. *Beggiatoa* dễ dàng phát hiện khi chúng là các vi khuẩn oxy hóa sulfua dạng sợi. Các loại nấm thông thường là *Fusarium* và *Leptomitus*. Ngoài ra còn có tảo lục, *Stigeoclonium*, và tảo xanh lục, *Oscillatoria*. Các loài nấm thường xuất hiện ở trên bề mặt của bể lọc nơi có ánh sáng. *Protozoa Amip*, *Protozoa flagellated*, *Protozoa có*

mao bơi tự do, Protozoa có mao dạng thân, được tìm thấy ở những phần khác nhau trong bể lọc.

Bảng tóm tắt một số giống vi khuẩn chính có trong bùn hoạt tính và chức năng chính của chúng khi tham gia xử lý nước thải.

Bảng 3.4 : Một số giống chính vi khuẩn và chức năng của chúng

STT	Vi khuẩn	Chức năng
1	<i>Pseudomonas</i>	Phân huỷ Hiđrat cacbon, Protein, các chất hữu cơ ... và phản Nitrat
2	<i>Arthrobacter</i>	Phân huỷ Hiđrat cacbon
3	<i>Bacillus</i>	Phân huỷ Hiđrat cacbon, Protein ...
4	<i>Cytophaga</i>	Phân huỷ các Polime
5	<i>Zooglea</i>	Tạo thành chất nhầy (Polisaccarit), chất keo tụ
6	<i>Acinetobacter</i>	Tích lũy Poliphosphat, phản Nitrat
7	<i>Nitrosomonas</i>	Nitrit hoá
8	<i>Nitrobacter</i>	Nitrat hoá
9	<i>Sphaerotilus</i>	Sinh nhiều tiêu mao, phân huỷ các chất hữu cơ
10	<i>Alkaligenes</i>	Phân huỷ Protein, phản Nitrat hoá
11	<i>Flavobacterium</i>	Phân huỷ Protein
12	<i>Nitrococcus denitrificans</i>	Phản Nitrat hoá (khử nitrat thành N ₂)
13	<i>Thiobacillus denitrificans</i>	Phản Nitrat hoá (khử nitrat thành N ₂)
14	<i>Acinetobacter</i>	Phản Nitrat hoá (khử nitrat thành N ₂)
15	<i>Hyphomicrobium</i>	Phản Nitrat hoá (khử nitrat thành N ₂)
16	<i>Desulfovibrio</i>	Khử sulfat, khử nitrat

Nguồn: Nguyễn Phước Hòa, 2006.

3.5.3 Vi sinh vật trong các hồ ổn định

H. F. Ludwig et al., 1951 đã xác định các vai trò của tảo trong hệ thống các hồ ổn định. Những nghiên cứu ban đầu đã chỉ ra rằng *Euglena gracilis*, một loại tảo lục có thể di chuyển được và *Chlorella pyrenoidosa*, loại tảo lục không di chuyển, rất thường thấy trong các hồ ổn định ở California. Nghiên cứu cũng chỉ ra rằng các vi khuẩn đã chuyển hóa các hợp chất hữu cơ trong nước thải cùng với việc tạo thành CO₂ để tảo sử dụng cho việc tổng hợp các tế bào của chúng.

Năm 1953, P. C. Silva và G. F. Papenfus tiến hành nghiên cứu trên 8 hồ ổn định và nhận thấy, *Euglena*, *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Chlorogonium* và *Scenedesmus* là các loài tảo lục phổ biến nhất. Loài tảo xanh lục gồm: *Oscillatoria*, *Anabaena*, và *Microcystis*. Và loài tảo cát phổ biến là *Navicula*.

Một nghiên cứu khác của Gann et al., cũng chỉ ra rằng các loài vi khuẩn phổ biến trong hồ ổn định thường là các vi khuẩn đất: *Achromobacter*, *Flavobacterium* và *Bacillus*. Sự tăng trưởng của các vi khuẩn và *Chlorella* sẽ kích thích sự tăng trưởng của Protozoa có mao bơi tự do: *Paramecium*, *Glaucocystis* và *Colpidium*, dưới điều kiện hiếu khí. Protozoa crawling, *Euplotes*, và Protozoa có mao có thân, *Vorticella*, cũng có thể được tìm thấy với số lượng lớn trong các hồ ổn định. Các Roftifer: *Epiphanes*, *Philodina* và *Proales* cũng có thể tăng trưởng trong môi trường hiếu khí. Các loài giáp xác: *Moina*, và *Daphnia* có thể xuất hiện với số lượng lớn vào mùa xuân và có thể loại bỏ hoàn toàn một lượng lớn các loài tảo ra khỏi hồ. *Diatomus* và *Cyclops* cũng được tìm thấy với số lượng khác nhau.

3.6 ỨNG DỤNG

Các vi sinh vật đóng góp rất nhiều vào các lĩnh vực và các ngành kinh tế khác nhau: thực phẩm, hóa chất, y học, nông nghiệp, khai thác nguyên liệu, bảo vệ môi trường.[18]

3.6.1 Thực phẩm

Ngoài các loại nước uống có cồn, các sản phẩm chế biến từ sữa, ngày nay người ta chú ý nhiều đến sử dụng vi sinh vật để sản xuất các loại protein đơn bào, các acid amin, các loại gia vị, các loại thức uống có cồn và nước uống không cồn, các loại enzym chế biến thực phẩm.

3.6.2 Nông nghiệp

Một trong những ứng dụng quan trọng của vi sinh vật trong nông nghiệp là bảo vệ thực vật. Phương pháp sinh học bảo vệ thực vật nhằm mục đích phục hồi những loài đối kháng của vi sinh vật gây bệnh dựa trên nguyên tắc nuôi nhân tạo các loài đối kháng và đưa trở lại thiên nhiên ở những nơi có nhiều loài gây hại. Ví dụ như có thể dùng các vi khuẩn, nấm, virus diệt sâu; dùng vi khuẩn, xạ khuẩn, nấm, bacteriophage diệt các bệnh cây trồng.

3.6.3 Khai thác nguyên liệu

Ngày nay người ta sử dụng nhiều phương pháp vi sinh để khai thác các loại quặng nghèo và phân tán mà nếu sản xuất bằng phương pháp thông thường sẽ không có kinh tế. Các vi khuẩn thuộc giống *Thiobacillus* có khả năng oxy hóa các hợp chất lưu huỳnh thành acid sulfuric, nhờ vậy acid tạo thành hòa tan được đồng hoặc các kim loại khác như kẽm, uranium, cadmium, germani, mangan, molipden, selen, ... thành muối sulfat (phương pháp leaching).

Từ 1 tấn quặng pyrit có chứa vàng, nhờ vi khuẩn *Thiobacillus ferrooxidans* có thể cho ta 150 gram vàng nguyên chất. Vi sinh vật cũng được dùng để khai thác dầu mỏ, làm các chất bôi trơn trong các mũi khoan, hoặc dùng trong công nghệ lọc dầu.

3.6.4 Bảo vệ môi trường

Vi sinh vật đóng vai trò quyết định trong bảo vệ môi trường, chúng giữ các chức năng then chốt trong vòng tuần hoàn của các chất trong tự nhiên. Việc tích lũy trong môi trường ngày càng nhiều những chất do con người tổng hợp ra chưa hề có trong tự nhiên, đòi hỏi phải tạo ra các chủng vi sinh vật mới có khả năng phân hủy được các chất đó. Hiện nay, phương pháp làm sạch nước thải ngoài việc sử dụng quần thể vi sinh vật có sẵn trong tự nhiên, người ta còn sản xuất ra các chế phẩm vi sinh để đưa vào các nguồn nước bị ô nhiễm.

Điều đáng quan tâm đặc biệt là các chất không bị phân hủy của nước thải công nghiệp, trước hết là của công nghiệp hóa học. Để loại trừ những chất lạ này, cần phải lựa chọn những chủng có năng lực mới và mạnh. Trong điều kiện tự nhiên, để hình

thành những năng lực mới này đòi hỏi một thời gian rất dài vì đó là kết quả của hàng loạt các đột biến và chọn lọc tự nhiên.

Nhờ các phương pháp di truyền học và vi sinh vật trong một thời gian ngắn có thể tạo được những chủng hoặc những quần thể hỗn hợp các chủng dùng trong lĩnh vực xử lý môi trường. Trong các thiết bị làm sạch nước thải công nghiệp cũng tồn tại một áp lực tiến hóa cần thiết cho việc duy trì những chủng này.

Để làm sạch nước thải một cách triệt để, người ta có thể sử dụng các loại vi tảo để chúng đồng hóa các chất vô cơ sinh ra trong quá trình phân hủy các chất hữu cơ, bằng cách tách các tế bào tảo ra khỏi môi trường sẽ làm cho môi trường trở nên sạch. Việc phối hợp giữa vấn đề sinh tổng hợp sinh khối với vấn đề làm sạch nước thải sẽ tăng hiệu quả kinh tế của phương pháp.

Một phương pháp đã được áp dụng trong thực tế xử lý nước là dùng vi sinh vật để loại bỏ Nitơ vô cơ nhờ quá trình khử Nitrat. Các vi khuẩn thuộc giống *Thiobacillus* được dùng để khử các kim loại nặng có trong bùn, như vậy vừa làm sạch được môi trường vừa thu lại được các kim loại quý.

CHƯƠNG IV: ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH SINH HỌC

4.1 MÔ HÌNH ĐỘNG HỌC HÌNH THỨC

Mô hình đầu tiên là mô hình phản ứng đơn phân tử

$$r = -\frac{dS}{d\tau} = kS^n \quad (4.1)$$

S – nồng độ cơ chất

Áp dụng mô hình này không hoàn toàn đúng vì phản ứng lên men là phản ứng 2 cấu tử: cơ chất và men. Tuy nhiên, nếu $S \gg E$ thì có thể bỏ qua sai số và phản ứng được xem là giả đơn phân tử. Dưới đây chúng ta sẽ xem xét một số trường hợp riêng của phương trình động học (4.1)

4.1.1 Phản ứng bậc 1

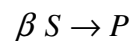
Khi $n = 1$ thì phương trình (4.1) có dạng

$$-\frac{dS}{d\tau} = kS \quad (4.2)$$

Tích phân phương trình (4.2) với điều kiện ban đầu $S(0) = S_0$, ta có:

$$S = S_0 e^{-k\tau} \quad (4.3)$$

Do chỉ một phần cơ chất S phân hủy và tạo ra sản phẩm mới P nên ta có phương trình lượng hóa học như sau:



$$\text{Khi đó} \quad -\frac{dP}{dS} = \beta \quad (4.4)$$

Lấy đạo hàm (4.4) với điều kiện ban đầu $S(0) = S_0$, $P(0) = P_0$ ta thu được phương trình quan hệ giữa S và P:

$$P = P_0 + \beta (S_0 - S) \quad (4.5)$$

Thay (4.3) vào (4.5) ta có biểu thức đối với nồng độ sản phẩm

$$P = P_0 + \beta S_0 [1 - \exp(-k.\tau)] \quad (4.6)$$

Mô hình (4.2) chỉ có một tham số là hệ số k, được xác định bằng thực nghiệm, theo đồ thị $\ln S_0/S - \tau$

4.1.2 Phản ứng bậc 2

Nếu $n = 2$, lấy đạo hàm (4.1), ta thu được biểu thức sau:

$$S = \frac{S_0}{1 + S_0 k \tau} \quad (4.7)$$

$$\text{hoặc } \frac{1}{S} - \frac{1}{S_0} = k \tau \quad (4.8)$$

4.1.3 Phản ứng bậc bất kỳ

Đối với phản ứng bậc bất kỳ

Giải phương trình (4.1) ta có

$$S = S_0 \left[1 + S_0^{n-1} k \tau (n-1) \right]^{1/n-1} \quad (4.9)$$

Việc xác định hệ số k theo phương trình này từ dữ liệu thực nghiệm gặp nhiều khó khăn. Nếu trong thực nghiệm xác định được vận tốc giảm cơ chất và đặt $y = \ln \left(-\frac{dS}{d\tau} \right)$, $x = \ln S$, $b_0 = \ln k$, $b_1 = n$ thì phương trình (4.1) sẽ được tuyến tính hoá và có dạng: $y = b_0 + b_1 x$, khi đó các hệ số b_0 , b_1 sẽ được xác định một cách dễ dàng.

Thông thường khi tiến hành thực nghiệm quá trình phân hủy sinh học không thu được vận tốc thay đổi mà là nồng độ cơ chất hoặc sản phẩm. Do đó, việc tuyến tính hoá phương trình (4.9) khi chưa biết n là không thể được vì vậy, bài toán phải giải theo 2 giai đoạn. Trước hết xác định bậc phản ứng và sau đó với giá trị bậc phản ứng đã biết sẽ tuyến tính hoá biểu thức (4.9)

Đưa vào độ chuyển hoá $X = \frac{S_0 - S}{S_0}$ khi đó phương trình (4.9) có dạng

$$(1 - X)^{1-n} = 1 - k \tau S_0^{n-1} (1 - n)$$

Suy ra
$$k\tau = \frac{S_o^{1-n} [1 - (1-X)^{1-n}]}{1-n} \quad (4.10)$$

Để xác định bậc phản ứng ta áp dụng phương pháp tỉ lệ thời gian, chọn 2 thời điểm τ_1 và τ_2 tương ứng với 2 độ chuyển hoá X_1 và X_2

Đưa vào phương trình (4.10), ta có:

$$\frac{\tau_1}{\tau_2} = \frac{(1-X_1)^{1-n} - 1}{(1-X_2)^{1-n} - 1} \quad (4.11)$$

cho $X_1 = 0,4$ còn $X_2 = 0,6$ nghĩa là lượng cơ chất tham gia phản ứng là 40% và 60% lượng cơ chất ban đầu.

Cho 1 số giá trị của n, tính tỉ lệ τ_1/τ_2

n	1,4	1,5	1,6	1,7	1,8	1,9	2,0
τ_1/τ_2	0,511	0,501	0,488	0,477	0,466	0,517	0,667

Tiếp theo tính tỉ lệ (4.11) theo dữ liệu thực nghiệm và giá trị trùng lặp của τ_1/τ_2 cho phép xác định bậc phản ứng n

Theo giá trị n ta xác định hằng số k

$$k = \frac{S_o^{1-n} [1 - (1-X)^{1-n}]}{(1-n)\tau} \quad (4.12)$$

Ví dụ 1:

Kết quả khảo sát thực nghiệm một quá trình thủy phân tinh bột như sau:

τ , h	0	2	4	8	12	16	20	24	28
S, %	12	9	6,1	3,55	2,79	2,34	2,22	1,5	1,24

Giải:

Thời gian τ_1 , τ_2 tương ứng độ chuyển hóa cơ chất $X_1 = 0,4$, $X_2 = 0,6$, xác định trực tiếp theo đồ thị S - τ và tỉ lệ của chúng là:

$$\frac{\tau_1}{\tau_2} = \frac{3,2}{6,7} = 0,478$$

Dựa vào bảng (), xác định được $n = 1,7$ là bậc phản ứng, còn hằng số k :

$$k = \frac{1}{(1-n)\tau_1} S_o^{1-n} [1 - (1-x_1)^{1-n}] = 0,0233 \text{ } 1/h$$

Xác định phương sai

$$\sigma^2 = \frac{1}{n-1} \sum (S_{lt} - S_{tt})^2 = 0,459$$

4.2 MÔ HÌNH DỰA TRÊN CƠ CHẾ LÊN MEN XÚC TÁC

4.2.1 Phương trình động học – phương trình Michaelis-Menten:

Sơ đồ phản ứng enzym hai giai đoạn theo cơ chế Michaelis - Menten có thể viết như sau: [14]



[E]: nồng độ enzym;

[S]: nồng độ cơ chất;

[ES]: nồng độ trung gian enzym – cơ chất;

[P]: nồng độ sản phẩm

k_1, k_2 : hằng số tạo phức và hằng số phân ly phức trung gian;

k_3 : hằng số tốc độ phản ứng, số vòng phản ứng hay hằng số xúc tác;

Phương trình động học có dạng

$$r_{ES} = \frac{d[ES]}{d\tau} = k_1[E][S] - k_2[ES] - k_3[ES] \quad (4.14)$$

ở trạng thái cân bằng

$$K_c = \frac{k_1}{k_2} = \frac{[ES]}{[E][S]}$$

Cân bằng vật chất theo men

$$[E_o] = [E] + [ES] \quad (4.15)$$

Khi đó $k_1 ([E_o] - [ES])[S] = k_2[ES] + k_3 [ES]$

$$k_1 [E_0][S] = [ES] (k_2 + k_3 + k_1[S])$$

$$[ES] = \frac{k_1 [E_0][S]}{(k_2 + k_3 + k_1[S])} \quad (4.16)$$

$$\text{đặt } k_m = \frac{k_2 + k_3}{k_1}$$

$$[ES] = \frac{[E_0][S]}{k_m + [S]} \quad (4.17)$$

Vận tốc tạo ra sản phẩm P

$$\frac{dP}{d\tau} = k_3 [ES] = \frac{k_3 [E_0][S]}{k_m + [S]} = \frac{V_m [S]}{k_m + [S]} \quad (4.18)$$

đặt $V = dP/d\tau$

$$V = \frac{V_m [S]}{k_m + [S]} \quad (4.19)$$

Trong trường hợp nồng độ cơ chất lớn hơn nhiều so với nồng độ enzym $[S]_0 \gg [E]_0$ thì có thể coi lượng cơ chất biến đổi không đáng kể: $[S] = [S]_0$, do đó công thức (4.19) có thể viết thành (4.20):

$$V = \frac{V_m [S]_0}{K_m + [S]_0} \quad (4.20)$$

Nếu tăng nồng độ cơ chất lớn lên sao cho lớn hơn nhiều so với hằng số Michaelis: $[S]_0 \gg K_m$, khi ấy $K_m + [S] \approx [S]$, suy ra $V \approx k_2[E]_0$. Như vậy, khi nồng độ cơ chất tăng tới một giá trị nào đó, tốc độ ổn định của phản ứng đạt tới một giá trị nhất định. Tốc độ khi ấy được gọi là tốc độ cực đại của phản ứng, V_m .

$$V_m = k_2[E]_0 \quad (4.21)$$

Hằng số Michaelis K_m biểu thị ái lực của cơ chất đối với enzym, thường hằng số Michaelis có giá trị từ $10^{-5} - 10^{-1}M$.

Khi k_3 nhỏ, $K_m \approx \frac{k_2}{k_1} = K_S$, khi ấy K_S là hằng số phân ly phức trung gian enzym – cơ chất. khi ấy, phương trình (4.15) có thể viết lại thành:

$$V = \frac{V_m[S]_0}{K_s + [S]_0} \quad (4.22)$$

Nếu tốc độ phân ly phức chất trung gian thành cơ chất ban đầu vô cùng lớn so với tốc độ phân ly thành sản phẩm $k_2 \gg k_3$ (k_3/k_2 rất nhỏ):

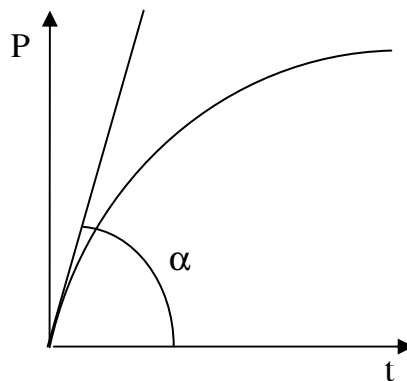
$$K_m = \frac{k_3 + k_2}{k_1} = \frac{k_2}{k_1} + \frac{k_3}{k_1} = K_s + \frac{k_3}{k_1}$$

Trong đó, K_m là hằng số động học, còn K_s là hằng số cân bằng và chênh lệch một đại lượng $\frac{k_3}{k_1}$.

4.2.2 Xác định các thông số động học

Thông số vận tốc ban đầu V_0 [15]

Đối với phản ứng enzym, bao giờ cũng cần biết giá trị tốc độ cực đại V_m đặc trưng cho tính chất động học của phản ứng. Ở thời điểm bắt đầu của phản ứng, khi chưa có ảnh hưởng của các tác động khác thì phản ứng xảy ra đúng với tốc độ thực, gọi là tốc độ ban đầu (V_0). Tốc độ ban đầu chính là đạo hàm của đường đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc sản phẩm (P) vào thời gian (t). Nếu xác định chính xác V_0 thì xác định được chính xác V_m . Để xác định được tốc độ ban đầu V_0 , từ gốc tọa độ phải vẽ đường tiệm cận với đường biểu diễn sản phẩm, lúc đó V_0 là độ nghiêng của đường tiệm cận: $V_0 = \text{tg}\alpha$. Phương pháp này thường gặp sai số lớn, vì phụ thuộc rất nhiều vào kỹ thuật vẽ đường tiệm cận.



Để khắc phục các sai sót trên, người ta dùng các phương pháp gần đúng khác nhau để xác định V_0 . Một trong những phương pháp đó là phương pháp Niuton-Gregori, với nội dung như sau:

Trên trục thời gian (t) của đồ thị động học tạo thành sản phẩm (P) lấy các giá trị $t_1, t_2, t_3, \dots, t_i$ có khoảng cách sao cho $\Delta t = t_1 - t_0 = t_2 - t_1 = t_i - t_{i-1}$; từ đó xác định các giá trị sản phẩm tương ứng $P_1, P_2, P_3, \dots, P_i$. Khi ấy các giá trị ΔP được biểu diễn gần đúng như trong bảng 4.1.

Bảng 4.1 Các giá trị gần đúng ΔP tương ứng với 5 mốc thời gian có khoảng cách như nhau

t	P_i	ΔP_i	$\Delta^2 P_i$	$\Delta^3 P_i$	$\Delta^4 P_i$
$t_0 (= 0)$	$P_0 (= 0)$				
t_1	P_1	$\Delta P_0 = P_1 - P_0$			
t_2	P_2	$\Delta P_1 = P_2 - P_1$	$\Delta^2 P_0 = \Delta P_1 - \Delta P_0$		
t_3	P_3	$\Delta P_2 = P_3 - P_2$	$\Delta^2 P_1 = \Delta P_2 - \Delta P_1$	$\Delta^3 P_0 = \Delta^2 P_1 - \Delta^2 P_0$	
t_4	P_4	$\Delta P_3 = P_4 - P_3$	$\Delta^2 P_2 = \Delta P_3 - \Delta P_2$	$\Delta^3 P_1 = \Delta^2 P_2 - \Delta^2 P_1$	$\Delta^4 P_0 = \Delta^3 P_1 - \Delta^3 P_0$

Nguồn: Trần Đình Toại, Nguyễn Thị Vân Hải, 2005.

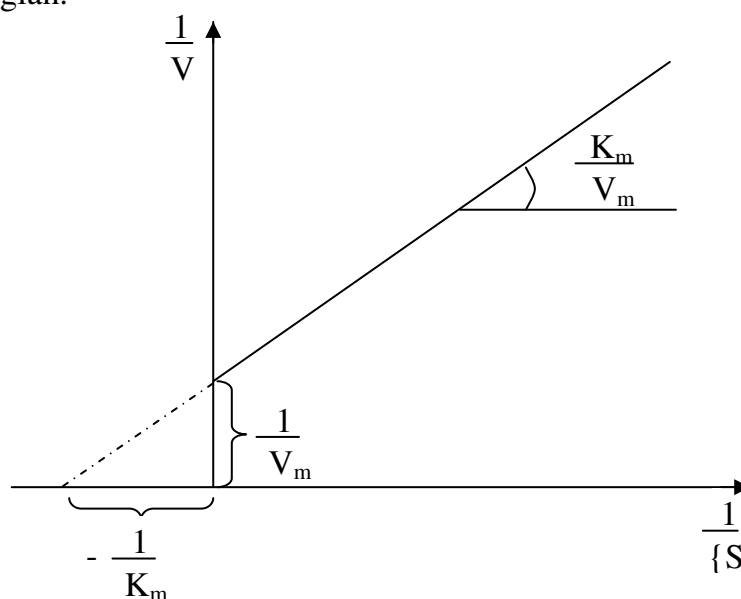
Khi ấy, tốc độ ban đầu V_0 có thể biểu diễn bằng công thức gần đúng:

$$V_0 = \frac{\Delta V_0}{\Delta t} - \frac{\Delta^2 P_0}{2!(\Delta t)^2} t_1 + \frac{\Delta^3 P_0}{3!(\Delta t)^3} t_1 t_2 + \frac{\Delta^4 P_0}{4!(\Delta t)^4} t_1 t_2 t_3 \dots$$

Để tính tốc độ được chính xác cần lấy nhiều mốc thời gian. Đối với mỗi phản ứng cần lấy ít nhất từ 7 – 10 mốc thời gian.

Xác định V_K, K_m

Xác định hệ số V_m và k_m từ dữ liệu thực nghiệm, dựng đường



Với sự có mặt của các chất đặc biệt – vận tốc phản ứng có thể tăng hoặc giảm và được mô tả bởi các biểu thức khác nhau.

Ví dụ

Khi có chất xúc tiến

$$V = V_m \frac{[S]}{k_m + [S]} \frac{A}{K_A + A} \quad (4.23)$$

Khi có chất kìm hãm cạnh tranh

$$V = V_m \frac{[S]}{k_m + [S] + \frac{I}{k_I}} \quad (4.24)$$

Chất kìm hãm không cạnh tranh

$$V = V_m \frac{[S]}{(k_m + [S]) + \left(1 + \frac{[I]}{k_I}\right)} \quad (4.25)$$

[A], [I] – nồng độ chất xúc tiến và chất kìm hãm

k_A , k_I – hằng số

Các phương trình nêu trên có thể mô tả bằng 1 công thức tổng quát

$$V = V_m \frac{[S]}{[I][S] + a(k_I[S] - k_m[I] + k_m k_I)} \quad (4.26)$$

Ngoài ra trong nguyên lý động học lên men xúc tác, người ta còn khảo sát các phương trình phức tạp hơn tính đến sự tương tác của men với 2 hoặc vài cơ chất, tương tác của các chất kìm hãm cạnh tranh và không cạnh tranh, kìm hãm bởi sản phẩm phản ứng và bởi cơ chất

Mô hình tính đến hiệu ứng kìm hãm của cơ chất có dạng như sau (Holgein)

$$V = V_m \frac{S}{k_m + S + \frac{S^2}{k_m}} \quad (4.27)$$

Phương pháp xác định các hệ số động học từ dữ liệu thực nghiệm của phương trình Michaelis – Menten và phương trình (4.27)

Lấy tích phân (4.18) với $S(0) = S_0$ ta có,

$$\tau = \frac{1}{V_m} \left(S_o - S + k_m \ln \frac{S_o}{S} \right) \quad (4.28)$$

hoặc đổi với sản phẩm

$$\tau = \frac{1}{V_m} \left(\frac{P - P_o}{\beta} + k_m \ln \frac{\beta S_o}{\beta S_o + P_o - P} \right) \quad (4.29)$$

Tuyến tính hoá phương trình này bằng cách đặt

$$x_1 = S_o - S, \quad x_2 = \ln S_o/S \quad (4.30)$$

$$\tau = b_1 x_1 + b_2 x_2 \quad (4.31)$$

$$b_1 = 1/V_m \quad b_2 = k_m/V_m$$

$$\text{hoặc } x_1 = P - P_o, \quad x_2 = \ln \frac{\beta S_o}{\beta S_o + P_o - P} \quad (4.32)$$

$$\tau = b_1 x_1 + b_2 x_2 \quad (4.33)$$

$$b_1 = 1/\beta V_m \quad b_2 = k_m/V_m$$

Theo dữ liệu thực nghiệm giải phương trình (4.31) và (4.32) ta xác định được các hệ số b_1, b_2 . Từ đó suy ra V_m và k_m

Đổi với phương trình (4.27) sau khi lấy tích phân ta có:

$$\tau = \frac{1}{V_m} \left(S_o - S + \frac{S_o^2 - S^2}{k_m} + k_m \ln \frac{S_o}{S} \right)$$

hoặc qua sản phẩm phản ứng

$$\tau = \frac{1}{V_m} \left(\frac{P - P_o}{\beta} + \frac{(P - P_o) 2 \beta S_o + P_o - P}{2 \beta^2 k_m} + k_m \ln \frac{\beta S_o}{\beta S_o + P_o - P} \right) \quad (4.34)$$

Tuyến tính hoá (4.34) bằng cách đặt

$$x_1 = P - P_o$$

$$x_2 = (P - P_o) (2 \beta S_o + P_o - P)$$

$$x_3 = \ln \frac{\beta S_o}{\beta S_o + P_o - P}$$

$$\tau = b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_3 x_3$$

$$\text{với } b_1 = \frac{1}{V_m \beta} \quad b_2 = \frac{1}{2\beta^2 V_m k'_m} \quad b_3 = k_m/V_m$$

Ví dụ 2:

Áp dụng mô hình (19), xác định các hệ số b_1 và b_2 từ hệ phương pháp tuyến tính

$$b_1 \Sigma x^2_1 + b_2 \Sigma x_1 x_2 = \Sigma \tau x_1$$

$$b_1 \Sigma x^2_2 + b_2 \Sigma x_1 x_2 = \Sigma \tau x_2$$

Xác định $V_m = -0,3489 \text{ h}^{-1}$

$$K_m = -11,149 \%$$

Phương sai $\sigma^2 = 0,854$

Áp dụng mô hình (4.27)

$$B_1 = 51,66, \quad b_2 = -10,156, \quad b_3 = 0,272$$

Suy ra $V_m = 0,985 \text{ 1/h}, \quad k_m = -5,087 \%, \quad k'_m = -18,635$

Phương sai $\sigma^2 = 0,0552$

Đánh giá độ chính xác của các mô hình nêu trên ta nhận thấy rằng chúng như công thức gần đúng, nghĩa là mô tả các dữ liệu trong khoảng thời gian cho trước. Còn khả năng dự báo của các mô hình này chưa rõ. Để xác định khả năng dự báo của mô hình ta thực hiện các tính toán như sau: áp dụng mô hình (4.27) cho phần đầu thực nghiệm, ví dụ trong khoảng từ 0 – 16 h, ta thu được các hệ số như sau:

$$V_m = 0,00668 \text{ h}^{-1}, \quad k_m = -4,458, \quad k'_m = 17,236$$

Theo các thông số thu được ta tính giá trị $S()$ trong khoảng thời gian $t = 0 - 28\text{h}$

Phương sai của mô hình là $\sigma^2 = 0,144$ tăng hơn một ít, tuy nhiên sai lệch này không vượt quá 2,9% trong khoảng 16-28 vì vậy có thể bỏ qua

Như vậy mô hình (4.27) có thể áp dụng hiệu quả để mô tả gần đúng quá trình thủy phân.

4.3 MÔ HÌNH DỰA TRÊN CƠ CHẾ LÊN MEN SINH KHỐI

4.3.1 Mô hình dựa trên cơ chế lên men sinh khối

Mô tả toán học qui luật phát triển quần thể sinh học rất quan trọng và là bài toán tổng quát, bao trùm nhiều hiện tượng sống.

Để mô tả quá trình phát triển của từng tế bào hoặc của quần thể tế bào cần đưa vào các đại lượng đặc trưng như: N – nồng độ vi sinh (số lượng vi sinh trong một đơn vị thể tích), X – nồng độ sinh khối (khối lượng của vi sinh vật trong một đơn vị thể tích, thông thường được tính theo khối lượng khô). Cả 2 đặc trưng quan hệ với nhau bởi khối lượng của 1 tế bào $\eta = X/N$.

N – là số chẵn không âm

X- đại lượng thay đổi

Vận tốc biến đổi sinh khối dX/dt là một đặc trưng cơ bản của vi sinh và đối với đa số vi sinh đơn bào vận tốc tăng trưởng sinh khối tỉ lệ giá trị của nó. Cho X_0 là nồng độ sinh khối ban đầu và sau một thời gian g_x , sinh khối tăng gấp đôi khi đó qua n chu kỳ đại lượng sinh khối là

$$X = 2^n \cdot X_0 \quad (4.35)$$

$n = \tau/g_x$ với τ là thời gian sinh khối

lấy đạo hàm theo thời gian

$$\frac{dX}{d\tau} = 2^{\tau/g_x} X_0 \frac{\ln 2}{g_x} \quad (4.36)$$

$$\frac{dX}{d\tau} = \mu X$$

$\mu = \frac{\ln 2}{g_x}$ - hệ số tỉ lệ giữa X và $\frac{dX}{d\tau}$, được gọi là vận tốc tăng trưởng riêng

μ - là hệ số động học rất quan trọng bởi vì đặc trưng cho vận tốc tăng trưởng của từng đơn vị sinh khối

$$\mu = \frac{dX}{d\tau} \cdot \frac{1}{X} \quad (4.37)$$

Mô hình động học chia ra làm nhiều dạng với các mô hình phản ứng lên men khác nhau

Mô hình thông dụng nhất là mô hình Monod

$$\mu = \mu_m \frac{S}{k_s + S} \quad (4.38)$$

μ_m – vận tốc tăng trưởng riêng cực đại

k_s – hằng số

Mô hình Monod – Ierusalimski, có tính sự kìm hãm của sản phẩm phản ứng:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{k_s + S} \frac{k_p}{k_p + P} \quad (4.39)$$

k_p – hệ số kìm hãm

Mô hình Mozer

$$\mu = \mu_m \frac{1}{1 + a_1 S^{a_2}} \quad (4.40)$$

a_1, a_2 - các hệ số

Mô hình Andrius, tính đến sự kìm hãm của cơ chất

$$\mu = \mu_m \frac{S}{k_s + S + \frac{S^2}{k_s'}} \quad (4.41)$$

Mô hình tính đến sự kìm hãm của sinh khối

$$\mu = \mu_m \frac{\frac{S}{X}}{k_X + \frac{S}{X}} \quad (4.42)$$

4.3.2 Phương pháp xác định các thông số của mô hình

4.3.2.1 Phương pháp vi phân

1. Phương trình Monod

$$\mu = \mu_m \frac{S}{k_s + S} \quad (4.43)$$

lấy nghịch đảo

$$\frac{1}{\mu} = \frac{k_s + S}{\mu_m S} \quad (4.44)$$

Đặt $y = 1/\mu$ $x = 1/S$ $a_0 = 1/\mu_m$ $a_1 = k_s/\mu_m$

Ta có $y = a_0 + a_1x$

Theo các dữ liệu thực nghiệm $\mu - S$, ta xác định được a_0, a_1

Từ đó suy ra : $\mu_m = 1/a_0$ $k_s = a_1/a_0$

2. Phương trình Monod – Ierusalimski

$$\frac{1}{\mu} = \frac{(k_S + S)(k_P + P)}{\mu_m S k_P} \tag{4.45}$$

Đặt $y = 1/\mu$ $x = 1/S$ $x_2 = S$

$$a_0 = k_P + \alpha(S_0 - k_S) ; \quad a_1 = \frac{k_S(k_P + \alpha S_0)}{\mu_m k_P} ; \quad a_2 = -\frac{\alpha}{\mu_m k_P}$$

với $\alpha = \frac{dP}{dS}$ suy ra $P = \alpha (S_0 - S)$

ta có $y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2$

Sau khi xác định các hệ số a_0, a_1, a_2 ta xác định các hệ số động học theo các phương trình như sau:

$$\alpha a_2 k_s^2 + a_0 a_2 k_s + \alpha a_1 = 0$$

$$k_p = a_0 + \alpha(k_s - S_0); \quad \mu_m = -\alpha/a_2 k_p$$

Nhược điểm của phương pháp nêu trên là khi tính các tham số cần phải có

$y = \frac{1}{\mu} = \frac{X}{\frac{dX}{d\tau}}$ mà trong thực tế không đo được. Thông thường chỉ có S, X chứ không

có vận tốc thay đổi của chúng. Để xác định thông số của mô hình theo các giá trị đo đạc S, X cần chuyển phương trình từ dạng vi phân về dạng tích phân.

4.3.2.2 Phương pháp tích phân

1. Mô hình Monod

$$\int_{X_0}^X \frac{k_S + S}{XS} dX = \int_0^\tau \mu_m d\tau \tag{4.46}$$

đặt $Y = dX/dS$ – hệ số sản lượng là phần cơ chất chuyển thành sinh khối. $Y = \text{const}$

$$X = X_0 + Y(S_0 - S)$$

Lấy tích phân ta có

$$\tau = \frac{1}{\mu_m} \left(\frac{Yk_s}{X_m} \ln \frac{YS_0}{X_m - X} + \left(1 + \frac{Yk_s}{X_m} \right) \ln \frac{X}{X_0} \right) \quad (4.47)$$

với $X_m = X_0 + YS_0$ – nồng độ sinh khối tối đa, khi cơ chất phân hủy hoàn toàn

Nếu thực nghiệm chỉ đo S

$$\tau = \frac{1}{\mu_m} \left(\frac{Yk_s}{X_m} \ln \frac{S_0}{S} + \left(1 + \frac{Yk_s}{X_m} \right) \ln \frac{X_m - YS}{X_0} \right) \quad (4.48)$$

Đặt $x_1 = \ln \frac{S_0}{S}$, $x_2 = \ln \frac{X_m - YS}{X_0}$, $a_1 = \frac{Yk_s}{\mu_m X_m}$, $a_2 = \frac{X_m + Yk_s}{\mu_m X_m}$

Như $\tau = a_1 x_1 + a_2 x_2$

Sau khi xác định a_1, a_2 , ta tính μ_m và k_s theo công thức sau

$$\mu_m = \frac{1}{a_2 - a_1} \quad ; \quad k_s = \frac{a_1 X_m}{Y(a_2 - a_1)}$$

trường hợp $\mu \ll \mu_m$ nghĩa là S nhỏ, mô hình Monod trở thành $\mu = \mu_1 \cdot S$

Khi đó $\tau = \frac{Y}{\mu_1 X_m} \ln \frac{S_0(X_m - YS)}{X_0 S}$ (4.49)

Lời giải cho X có dạng

$$X = \frac{X_0 X_m \exp\left(\frac{1}{Y} \mu_1 X_m \tau\right)}{X_m + X_0 \left[\exp\left(\frac{1}{Y} \mu_1 X_m \tau\right) - 1 \right]} \quad (4.50)$$

Đặt $y = \ln \frac{X(X_m - X_0)}{X_0(X_m - X)}$; $x = \frac{1}{Y} X_m \tau$

Ta có $y = \mu_1 \cdot x$, từ đây dễ dàng xác định μ_1 .

2. Mô hình Monod – Ierusalimski

$$\tau = \frac{Yb_2}{\mu_m k_p} \ln \frac{S_o}{S} + \frac{\alpha(S_o - S)}{\mu_m k_p} - \frac{b_3}{\mu_m k_p} \ln \frac{X_o}{X_m - YS} \quad (4.51)$$

$$b_1 = k_p + P_o + S_o$$

$$b_3 = b_1 - \alpha k_s - \frac{\alpha}{Y} X_m + \frac{Yk_s b_1}{X_m}$$

$$b_2 = \frac{k_s b_1}{X_m}$$

$$\text{Đặt } x_1 = S_o - S \quad x_2 = \ln \frac{X_o}{X_m - YS} \quad x_3 = \ln \frac{S_o}{S}$$

$$a_1 = \frac{\alpha}{\mu_m k_p} \quad ; \quad a_2 = -\frac{b_3}{\mu_m k_p} \quad ; \quad a_3 = \frac{Yb_3}{\mu_m k_p}$$

$$\text{ta có } \tau = a_1 x_1 + a_2 x_2 + a_3 x_3$$

sau khi xác định hệ số a_1, a_2, a_3 , xác định các thông số động học

$$k_s^2 - k_s \left(\frac{a_2}{a_1} + \frac{X_m}{Y} \right) - \frac{a_3 X_m}{a_1 Y} = 0$$

$$k_p = \alpha \left(\frac{a_3 X_m}{a_1 Y k_s} - S_o \right)$$

$$\mu_m = \frac{\alpha}{a_1 k_p}$$

3. Mô hình tính đến sự kìm hãm của cơ chất

$$\tau = \frac{Yb_2}{\mu_m k_p} \left[\frac{k_s}{X_m} \ln \frac{S_o}{S} + \frac{(S_o - S)}{Yk_s'} + \left(\frac{k_s}{X_m} + \frac{1}{Y} + \frac{X_m}{Y^2 k_s'} \right) \ln \frac{X_m - YS}{X_o} \right] \quad (4.52)$$

$$x_1 = \ln \frac{S_o}{S} \quad ; \quad x_2 = S_o - S \quad ; \quad x_3 = \ln \frac{X_m - YS}{X_o}$$

Đặt

$$a_1 = \frac{Yk_s}{\mu_m X_m} \quad ; \quad a_2 = \frac{1}{\mu_m k_s'} \quad ; \quad a_3 = \frac{Yk_s'(Yk_s + X_m) + X_m^2}{Y\mu_m X_m k_s'}$$

Mô hình tính toán đến sự kìm hãm của sinh khối

$$\mu = \mu_m \frac{S/X}{k_X + S/X}$$

$$\tau = \frac{1}{\mu_m} \left(\ln \frac{X_m - YS}{X_o} + Yk_x \ln \frac{S_o}{S} \right)$$

$$x_1 = \ln \frac{X_m - YS}{X_o} \quad ; \quad x_2 = \ln \frac{S_o}{S}$$

$$a_1 = \frac{1}{\mu_m} \quad ; \quad a_2 = \frac{Yk_x}{\mu_m}$$

Khi chọn mô hình để mô tả một quá trình cụ thể cần chọn theo bản chất và độ chính xác. Các quá trình chịu các yếu tố kìm hãm sẽ được chọn theo mô hình có tính đến các yếu tố kìm hãm đó. Còn nếu các yếu tố chưa rõ ràng thì có thể chọn theo mức độ thích ứng của mô hình (phương sai) khi đó ta mô tả bằng nhiều mô hình và sau đó đánh giá theo tính thích ứng (phương sai). Mô hình nào có phương sai nhỏ nhất thì ta chọn nó và từ đó khẳng định các yếu tố ảnh hưởng.

Ví dụ 2:

Kết quả khảo sát thực nghiệm 1 quá trình phân hủy chất hữu cơ bằng vi sinh vật như sau:

τ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Với $S_o = 92,9 \text{ kg/m}^3$, $X_o = 0,16 \text{ kg/m}^3$, $Y = 0,035$

Hãy xác định mô hình và các các thông số động học mô tả quá trình phân hủy nêu trên

Giải:

- Mô hình Monod cho $\mu_m = 0,5996 \text{ h}^{-1}$ $k_s = 127,55 \text{ kg/m}^3$
 phương sai $\sigma^2 = 0,3018$
- Mô hình Monod đơn giản $\mu_1 = 0,0033 \text{ m}^3/\text{kg h}$
 phương sai $\sigma^2 = 0,6904$

3. Mô hình Monod – Ierusalimski

$$\mu_m k_p = -16,0599 ; k_s (k_p + P_o + \alpha S_o) = -4533,97$$

$$k_p + P_o - \alpha(S_o + k_s) = 38,3923$$

$$\text{phương sai: } \sigma^2 = 0,1826$$

4. Mô hình có sự kìm hãm của cơ chất

$$\mu_m = 0,1938 \text{ h}^{-1} \quad k_s = 54,7178 \text{ kg/m}^3 \quad k'_s = 133,2188 \text{ kg/m}^3$$

$$\sigma^2 = 0,1836$$

5. Mô hình có sự kìm hãm của sinh khối

$$\mu_m = 0,2397 \text{ h}^{-1} \quad k_x = 11,3873 \text{ kg/m}^3 \quad \sigma^2 = 0,6698$$

4.4 PHƯƠNG TRÌNH MICHAELIS-MENTEN TRONG DẠNG TÍCH PHÂN:

Dạng vi phân của phương trình tốc độ phản ứng enzym theo cơ chế Michaelis – Menten ở trạng thái ổn định và với điều kiện $[S] \gg [E]_0$ có thể viết: [14]

$$V = \frac{d[S]}{dt} = \frac{V_M [S]}{K_M + [S]} \quad \text{hay} \quad \frac{K_M + [S]}{[S]} d[S] = -V_M dt \quad (4.53)$$

$$\text{lấy tích phân từ } [S] \text{ đến } [S]_0 \text{ ta được: } K_M \ln \frac{[S]}{[S]_0} + ([S] - [S]_0) = -V_M t \quad (4.54)$$

với $[S]_0 = [S] + [P]$, suy ra $[P] = [S]_0 - [S]$ hay $[S] = [S]_0 - [P]$, thay vào phương trình trên ta được:

$$V_M t = K_M \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} + ([S]_0 - [S]) ; V_M t = K_M \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} + [P] \quad (4.55)$$

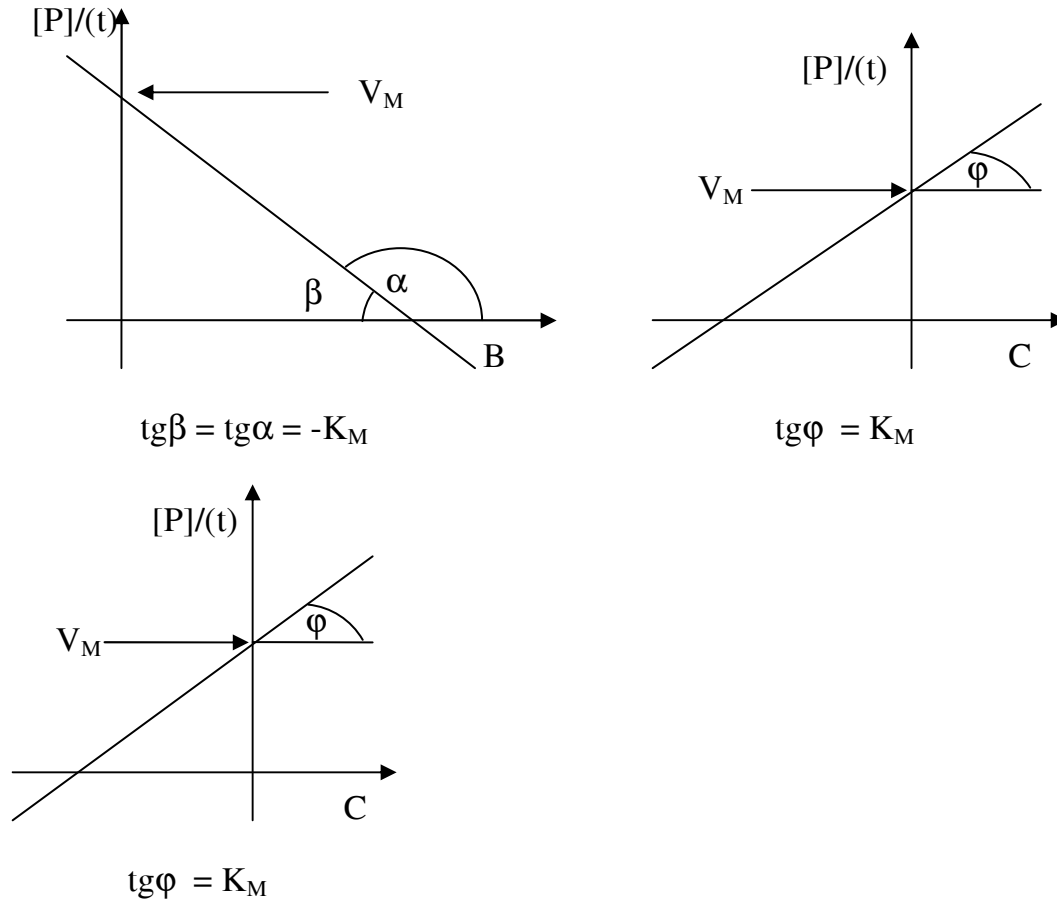
$$\text{như vậy: } [P] = V_M t - K_M \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]}$$

$$\text{hoặc: } \frac{[P]}{t} = V_M - K_M \frac{1}{t} \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} \quad (4.56)$$

$$\text{đặt } B = \frac{1}{t} \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} ; \quad \frac{[P]}{t} = V_M - K_M B \quad (4.57)$$

$$\text{hay đặt } C = \frac{1}{t} \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} ; \quad \frac{[P]}{t} = V_M - K_M C \quad (4.58)$$

lập đồ thị: $\frac{[P]}{t} = f(B)$ hay $\frac{[P]}{t} = f(C)$ như hình dưới:



Như vậy, nếu thực nghiệm cho phép xác định được sản phẩm theo thời gian phản ứng $P = f(t)$, có thể lập đồ thị như trên thì có thể xác định được K_M của phản ứng. phương pháp này có ưu điểm ở chỗ $[P]$ và t đều nằm ở 2 trục tọa độ nên sai số khử nhau.

Lấy tích phân kép của phương trình (4.54) từ 0 đến $[S]_0$

Nhân cả 2 vế của phương trình 4.54 với $d[S]$:

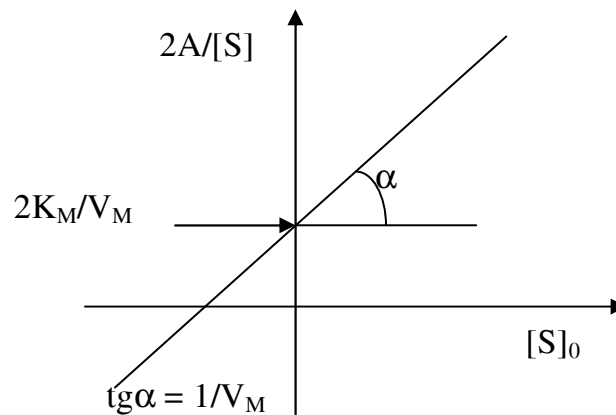
$$V_M t d[S] = K_M \ln \frac{[S]_0}{[S]} d[S] + ([S]_0 - [S]) d[S]$$

$$\int_0^{[S]_0} V_M t d[S] = \int_0^{[S]_0} K_M \ln \frac{[S]_0}{[S]} d[S] + \int_0^{[S]_0} ([S]_0 - [S]) d[S]$$

đặt $A = \int_0^{[S]_0} td[S]$, ta có:

$$V_{MA} = \frac{[S]_0^2}{2} + K_M [S]_0; \quad \frac{2A}{[S]_0} = \frac{[S]_0}{V_M} + 2 \frac{K_M}{V_M}$$

lập đồ thị $\frac{2A}{[S]_0} = f([S]_0)$



Dùng phương pháp tiếp tuyến để tìm sự phụ thuộc $[P] = f(t)$

Biến đổi phương trình Michaelis – Menten như sau:

$$\frac{V_0}{[S]_0} = \frac{V_M}{K_M \left(1 + \frac{[S]_0}{K_M} \right)}$$

Đồng thời biến đổi (4.55): $t = \frac{K_M}{V_M} \left(\frac{[P]}{K_M} + \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} \right)$

Nhân các vế của 2 phương trình trên ta được:

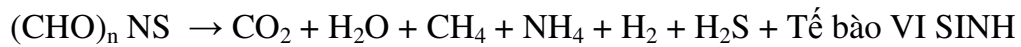
$$\frac{V_0 t}{[S]_0} = \frac{V_M}{\left(1 + \frac{[S]_0}{K_M} \right)} \left(\frac{[P]}{K_M} + \ln \frac{[S]_0}{[S]_0 - [P]} \right) \quad (4.59)$$

Như vậy, nếu thực nghiệm cho phép xác định được sản phẩm theo thời gian phản ứng $[P] = f(t)$, để xác định V_0 có thể lập đồ thị $[P] = f(t)$ theo công thức (4.58).

CHƯƠNG V: CÔNG NGHỆ SINH HỌC KỶ KHÍ

5.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT

Nguyên tắc của phương pháp này là sử dụng các vi sinh vật kỵ khí và vi sinh vật tùy nghi để phân huỷ các hợp chất hữu cơ và vô cơ có trong nước thải, ở điều kiện không có oxi hoà tan với nhiệt độ, pH... thích hợp để cho các sản phẩm dạng khí (chủ yếu là CO₂, CH₄). Quá trình phân huỷ kỵ khí chất rắn có thể mô tả bằng sơ đồ tổng quát:



Trong 10 năm trở lại đây do công nghệ sinh học phát triển, quá trình xử lý kỵ khí trong điều kiện nhân tạo được áp dụng để xử lý các loại bã cặn chất thải công nghiệp, sinh hoạt cũng như các loại nước thải đậm đặc có hàm lượng chất hữu cơ cao: BOD \geq 10 - 30 (g/l).

Hiện nay các nhà khoa học đang cố gắng đầu tư nghiên cứu ứng dụng từ phòng thí nghiệm đến quy mô pilot với các mô hình có thể tích nhỏ đến quy mô lớn. Đã có trên dưới vài chục nhà máy xử lý sinh học kỵ khí nước thải ở các nước như Hà Lan, Hoa Kỳ, Thụy Sĩ, Cộng hoà liên bang Đức...do phương pháp có các ưu điểm: Thiết kế đơn giản, thể tích công trình nhỏ, chiếm ít diện tích mặt bằng; công trình có cấu tạo khá đơn giản và giá thành không cao; chi phí vận hành về năng lượng thấp; khả năng thu hồi năng lượng - Biogaz cao; không đòi hỏi cung cấp nhiều chất dinh dưỡng; lượng bùn sinh ra ít hơn 10 - 20 lần so với phương pháp hiếu khí và có tính ổn định tương đối cao có thể tồn trữ trong một thời gian khá dài và là một nguồn phân bón có giá trị; tải trọng phân huỷ chất hữu cơ cao. Chịu được sự thay đổi đột ngột về lưu lượng.

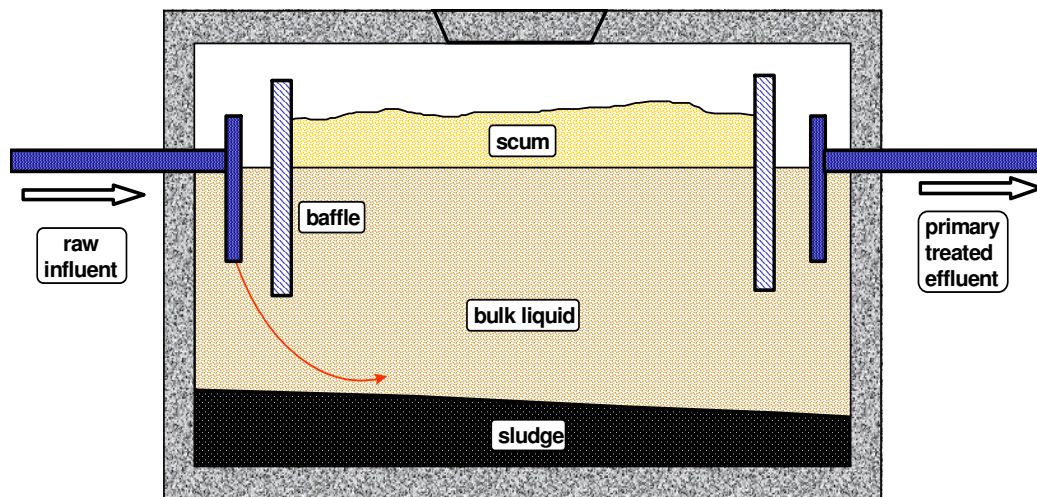
Ngoài các ưu điểm trên phương pháp cũng có những hạn chế là rất nhạy cảm với các chất độc hại với sự thay đổi bất thường về tải trọng của công trình; xử lý nước thải chưa triệt để; những hiểu biết về các vi sinh vật kỵ khí còn hạn chế; thiếu kinh nghiệm về vận hành công trình. [8]

5.2 CÁC CÔNG TRÌNH SINH HỌC KỶ KHÍ

5.2.1 Các dạng bể xử lý kỵ khí

Bể tự hoại: [8]

Được xây dựng bằng các cấu kiện bê tông đúc sẵn, gạch đá ... một ngăn hay nhiều ngăn với 2 chức năng: lắng và lên men cặn lắng, thường dùng cho các hộ gia đình. Bể tự hoại cũng được sử dụng trong xử lý cặn bùn của hệ thống xử lý nước thải chế biến thủy sản từ 1 – 2 tháng, bùn được nâng nhiệt đến 35°C và đáy bể có van tháo cặn. Quá trình phân huỷ bùn cặn được tăng cường khi bùn được khuấy trộn.



Hình 5.1: Bể tự hoại (septic tank)

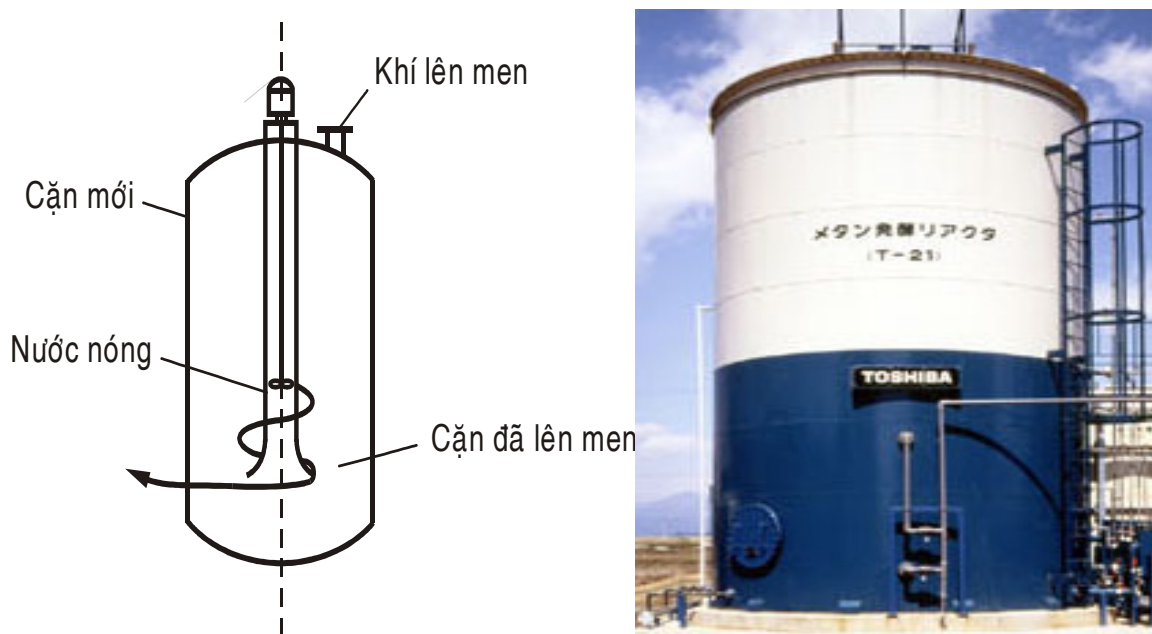
Bể lắng 2 vỏ:

Được xây bằng gạch hoặc bê tông cốt thép hình tròn hay chữ nhật, có đáy hình nón hay hình chóp cụt để chứa và phân huỷ bùn cặn. Bể lắng 2 vỏ có chức năng tương tự như bể tự hoại, nhưng có công suất lớn hơn với quy mô lớn hơn. Phía trên bể là các máng lắng đóng vai trò như bể lắng ngang. Nước chuyển động chậm qua máng lắng. Bùn lắng theo khe trượt xuống ngăn lên men, phân huỷ và ổn định bùn cặn. Bể lắng 2 vỏ được sử dụng cho các công trình xử lý có công suất nhỏ và trung bình ($Q < 10.000 \text{ m}^3/\text{ngày đêm}$).

Bùn cặn lưu trong bể từ 1 – 6 tháng. Hiệu suất lắng từ 55 – 60%. Tất cả các trạm xử lý nước thải đều có thể sử dụng công trình này.

Bể metan:

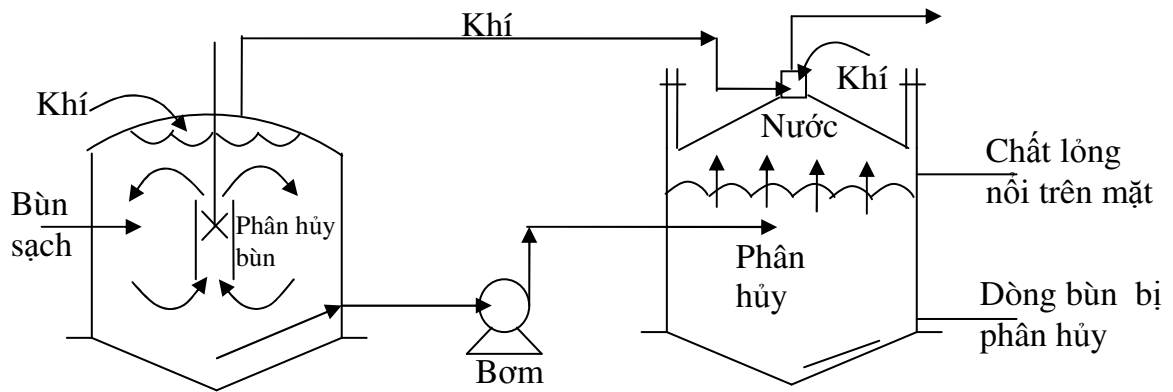
Được xây bằng bê tông cốt thép hình trụ, đáy và nắp hình nón. Bể được sử dụng để phân hủy cặn lắng từ bể lắng I & II cũng như bùn hoạt tính dư của trạm xử lý nước thải. Ngoài ra, bể còn được dùng để phân hủy rác nghiền, phế thải rắn hữu cơ. Các trạm xử lý nước thải đều sử dụng công trình này, kể cả trạm xử lý nước thải chế biến thủy sản.



Hình 5.2 Bể lên men metan

5.2.2 Sinh học kỵ khí hai giai đoạn:

Hệ thống sinh học phân hủy kỵ khí 2 giai đoạn thường được thiết kế cho vùng dân cư từ 30.000 – 50.000 người. Ở giai đoạn đầu, các hoạt động sinh hóa chính là sự lỏng hóa các chất rắn hữu cơ, phân hủy các hợp chất hữu cơ đã hòa tan và sự khí hóa. Ở giai đoạn thứ hai xảy ra chủ yếu là sự khí hóa, tuy nhiên, vẫn có sự phân chia ở bề mặt, chứa khí và phân hủy bùn. Giai đoạn đầu thường là quá trình phân hủy tải trọng cao với sự hòa trộn liên tục các chất, trong khí đó ở giai đoạn hai thường là sự hòa trộn ở tải trọng thấp với sự nổi trên bề mặt và pha trộn không liên tục. Các chất hữu cơ cung cấp ban đầu ở dòng vào trong giai đoạn một thường lớn hơn so với giai đoạn hai.



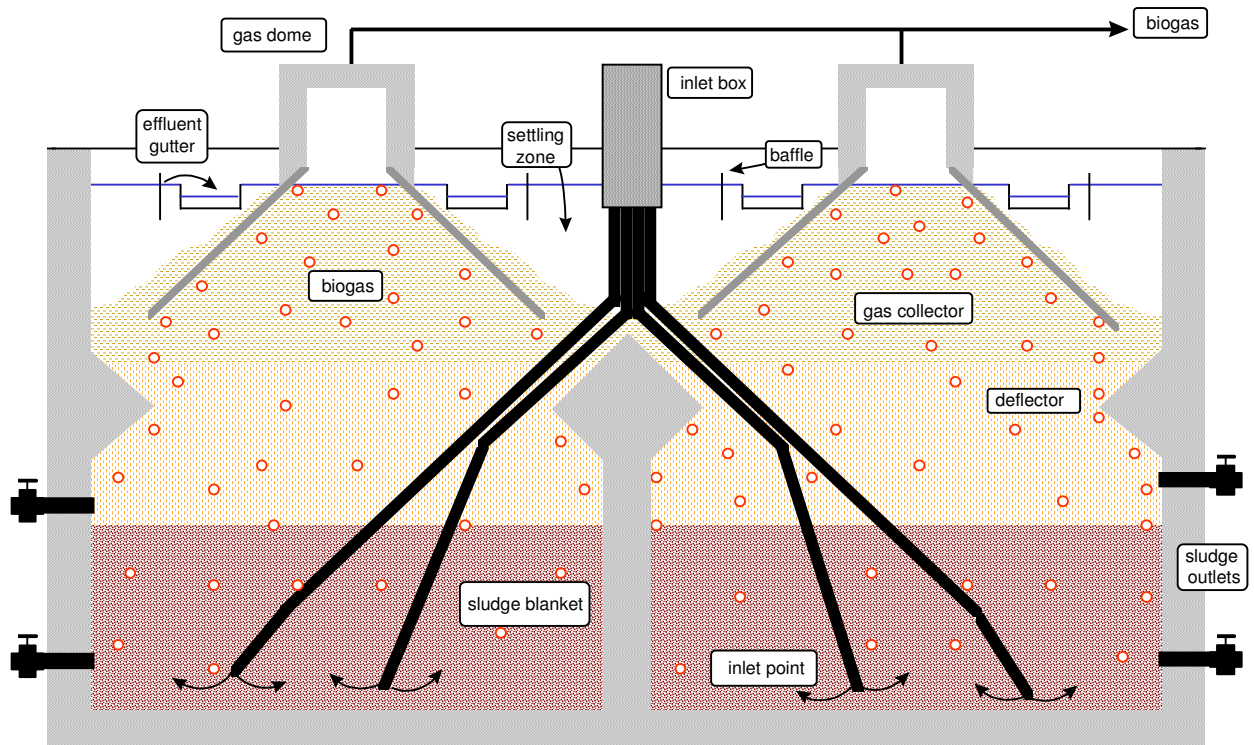
Hình 5.1 Bể sinh học kỵ khí 2 giai đoạn

Hầu hết các bể phân hủy được giữ ở nhiệt độ 85°F – 100°F trong suốt mùa lạnh để duy trì thời gian phân hủy. Khí thoát ra từ hệ thống được sử dụng cho mục đích giữ nhiệt. Khoảng pH thuận lợi nhất từ 7 – 7,2 có thể được duy trì nếu lượng bùn sạch được cung cấp hàng ngày ở dạng hạt, và lượng bùn thêm cũng như bùn thải không quá thừa. Thông thường, sự acid hóa sẽ không xảy ra nếu bùn khô được thêm vào hoặc lượng bùn dư hàng ngày không vượt quá 3 – 5% lượng bùn khô có trong hệ thống. Sự acid thể hiện ở sự giảm pH, hạn chế sự phát triển của vi khuẩn methane, giảm khả năng tạo khí, ... và vì vậy nó có thể phát sinh ra mùi khó chịu, tạo bọt và bùn nổi. Chất lỏng trên bề mặt chính là nước thoát ra trong quá trình phân hủy, nó có thể có BOD₅ cao đến 2.000 mg/l và nồng độ các chất rắn lơ lửng lên đến 1.000 mg/l. Lượng nước này thường được đưa trở lại dòng thải vào để lắng sơ bộ. Mức độ phân hủy bùn có thể được ước tính bằng cách tính toán lượng chất rắn bay hơi giảm bớt đi và lượng khí bùn được sinh ra. [2]

5.2.3 Bể kỵ khí kiểu đệm bùn dòng chảy ngược - UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor)

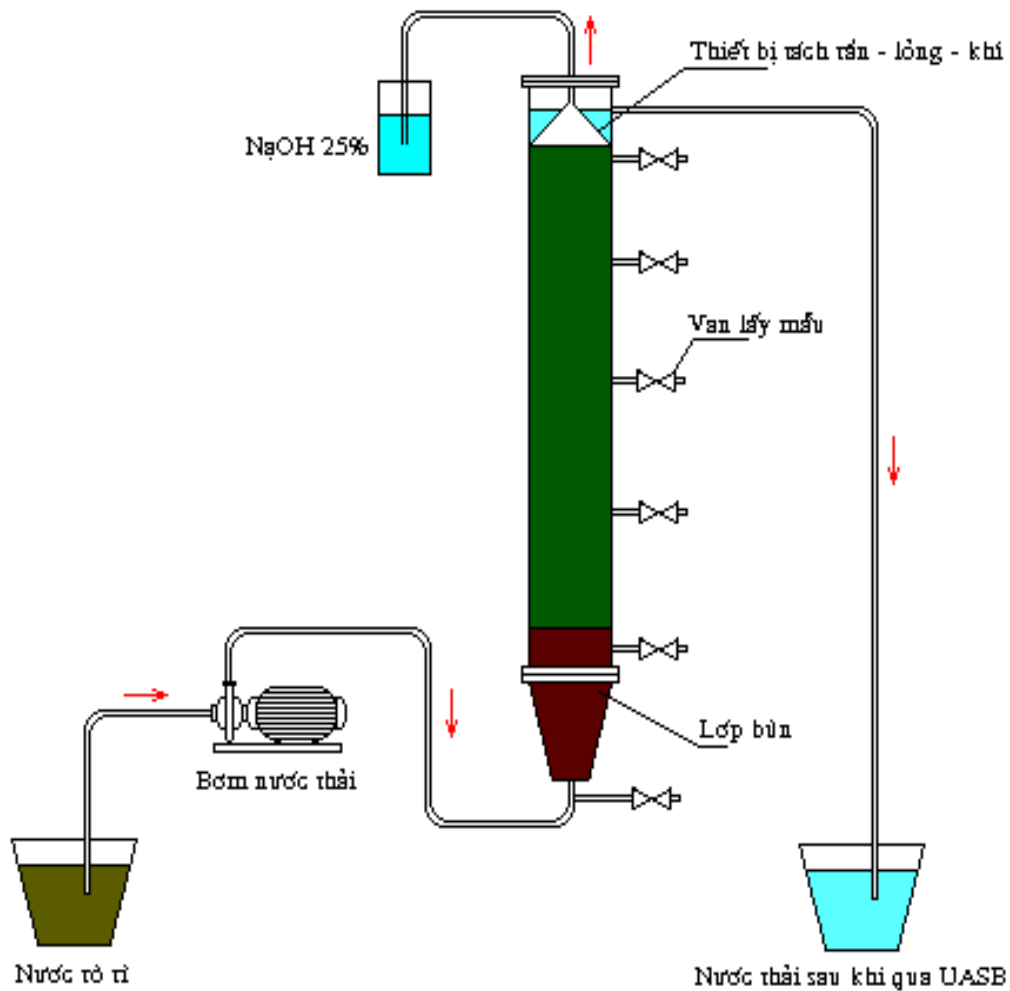
Được xây dựng bằng gạch hoặc bê tông cốt thép, có nắp kín bằng nhựa, kim loại, gỗ hoặc bê tông. Bể UASB được sử dụng rộng rãi để xử lý các loại nước thải của các

nhà máy công nghiệp thực phẩm hoặc cho các khu dân cư có lưu lượng < 500m³/ngày đêm.



Hình 5.2 : Bể kỵ khí kiểu đệm bùn dòng chảy ngược

Bể có cấu tạo 2 ngăn: Ngăn lắng và ngăn lên men. Trong bể diễn ra 2 quá trình: lọc trong nước thải qua tầng cặn lơ lửng và lên men lượng cặn giữ lại. Nhờ các vi sinh vật có trong bùn hoạt tính mà các chất bẩn trong nước thải đi từ dưới lên, xuyên qua lớp bùn bị phân hủy. Trong bể, các vi sinh vật liên kết nhau lại và hình thành các hạt bùn lớn đủ nặng để không bị rửa trôi ra khỏi thiết bị. Bùn được xả ra khỏi bể UASB từ 3 – 5 năm/lần nếu nước thải đưa vào đã qua bể lắng I, hoặc 3 – 6 tháng/lần nếu nước thải đưa vào xử lý trực tiếp. Bể được sử dụng để xử lý nước thải có hàm lượng chất hữu cơ cao. [2]; [8]; [10]



Hình 5. 3 Mô hình xử lý nước thải bằng hệ thống UASB

- Ưu điểm: chi phí đầu tư, vận hành thấp, lượng hóa chất cần bổ sung ít, không đòi hỏi cấp khí, đỡ tốn năng lượng, có thể thu hồi, tái sử dụng năng lượng từ biogas, lượng bùn sinh ra ít, cho phép vận hành với tải trọng hữu cơ cao, giảm diện tích công trình

- Khuyết điểm:

- + Giai đoạn khởi động kéo dài
- + Dễ bị sốc tải khi chất lượng nước vào biến động
- + Bị ảnh hưởng bởi các chất độc hại
- + Khó hồi phục sau thời gian ngừng hoạt động [8]



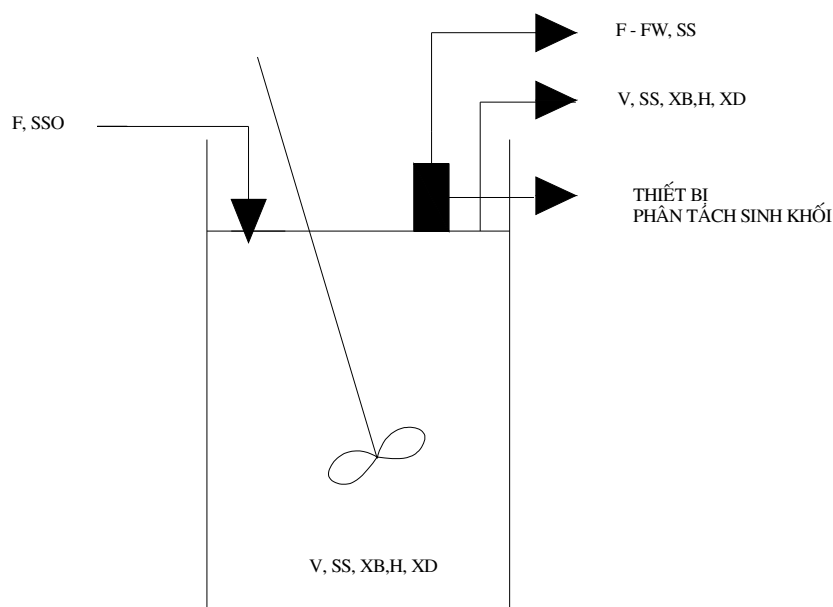
Hình 5.4 Bể UASB

5.2.4 Bể phản ứng khuấy liên tục - CSTR (Continuously stirred tank reactor)

Bể phản ứng khuấy liên tục còn được gọi là bể phản ứng pha trộn hoàn toàn. Bể này tiếp nhận dòng chất thải có thể tích V với tốc độ dòng chảy F chỉ chứa các chất có thể tan được, các chất hữu cơ nên có thể bị phân hủy bởi vi khuẩn có nồng độ S_{SO} , và một lượng đủ các chất dinh dưỡng vô cơ để giới hạn tăng trưởng của các vật chất

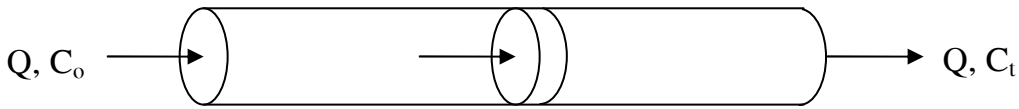
hữu cơ lơ lửng. Lưu lượng dòng chảy vào và các thông số như: nồng độ, giá trị pH, nhiệt độ, cũng như các điều kiện môi trường khác là không đổi.

Trong bể phản ứng sinh học, sinh khối của các sinh vật dị dưỡng sử dụng các chất lơ lửng làm nguồn thức ăn, vì vậy sự tăng trưởng của chúng đạt đến nồng độ $X_{B,H}$ trong khi nồng độ các chất lơ lửng giảm xuống S_s . Sinh khối giảm trong quá trình tăng trưởng khiến cho các vi khuẩn vụn nhỏ cũng hiện diện với nồng độ X_D . Có 2 dòng chảy thoát ra từ bể phản ứng, nhưng do bể này được pha trộn hoàn toàn, nồng độ của tất cả các dung dịch cấu thành nên chúng là như nhau trong bể phản ứng. Dòng thứ nhất với tốc độ dòng chảy là F_w , chảy trực tiếp ra khỏi bể phản ứng và mang theo sinh khối cũng như các tế bào vỡ vụn có nồng độ cân bằng với bể phản ứng. Dòng chảy còn lại có vận tốc $(F - F_w)$, chảy qua thiết bị tách sinh khối trước khi thải ra ngoài, làm cho dòng chảy này được giải phóng khỏi vật chất lơ lửng. Tất cả các hạt vật chất bị phân tách bởi thiết bị phân chia ở quá trình trên sẽ được quay trở lại bể phản ứng sinh học ban đầu. [2]



Hình 5.5 Sơ đồ hoạt động của bể phản ứng khuấy liên tục

5.2.5 Bể phản ứng dòng chảy đều - PFR (plug flow reactor)



Hình 5.6 Bể phản ứng dòng chảy đều

Bể phản ứng dòng chảy đều có thể đơn giản chỉ là một ống hay một hộp kín có kèm theo chất xúc tác. Dòng thải cần xử lý có chứa các tác chất được cung cấp liên tục qua các đường ống nhỏ vào bể phản ứng, trong khi đó dòng chảy ra chứa các sản phẩm và các chất không phản ứng, được đưa ra ngoài qua các đường ống thoát. Dòng chảy bên trong bể có vận tốc khá ổn định và nồng độ được phân tán đồng đều bên trong ống, đồng thời không có sự pha trộn quanh trục, vì vậy các thành phần trong chất lỏng di chuyển qua bể phản ứng trong cùng một điều kiện như nhau, giống như quả bóng quay tròn quanh trục. Ngoài ra, bởi vì các phản ứng xảy ra dọc theo chiều dài của bể phản ứng, nồng độ của các tác chất và sản phẩm thay đổi theo khoảng cách quanh trục. Do đó, bể phản ứng dòng chảy đều còn được gọi là bể phản ứng dòng chảy hình ống hay hình cầu. [2]

5.2.6 Lọc kỵ khí bám dính cố định - AFR (anaerobic filter reactor)

Hệ thống lọc kỵ khí bám dính cố định sử dụng các Vi sinh vật bám dính trên các vật liệu lọc đặt trong bể có dòng nước thải chảy từ dưới lên hoặc từ trên xuống và màng vi sinh vật bám dính này không bị rửa trôi trong quá trình xử lý.

Dòng nước thải vào và dòng tuần hoàn ra được phân bố từ bên này sang bên kia của bể phản ứng sinh học, cắt ngang và tạo ra dòng chảy ngược đi qua màng sinh học. Quá trình xử lý xảy ra là kết quả của sự lơ lửng và hòa trộn sinh khối được giữ lại bởi màng lọc. Dòng chảy ra ở phần trên của màng, là tập hợp của các tác nhân bị đào thải. Khí nằm ở phía dưới bể phản ứng được thu lại và được chuyển đi nơi khác để sử dụng sau. Dòng chảy ra được tuần hoàn lại để duy trì điều kiện nạp nước được đồng nhất trong bể phản ứng, bất chấp vận tốc dòng chảy vào thay đổi, vì vậy có thể

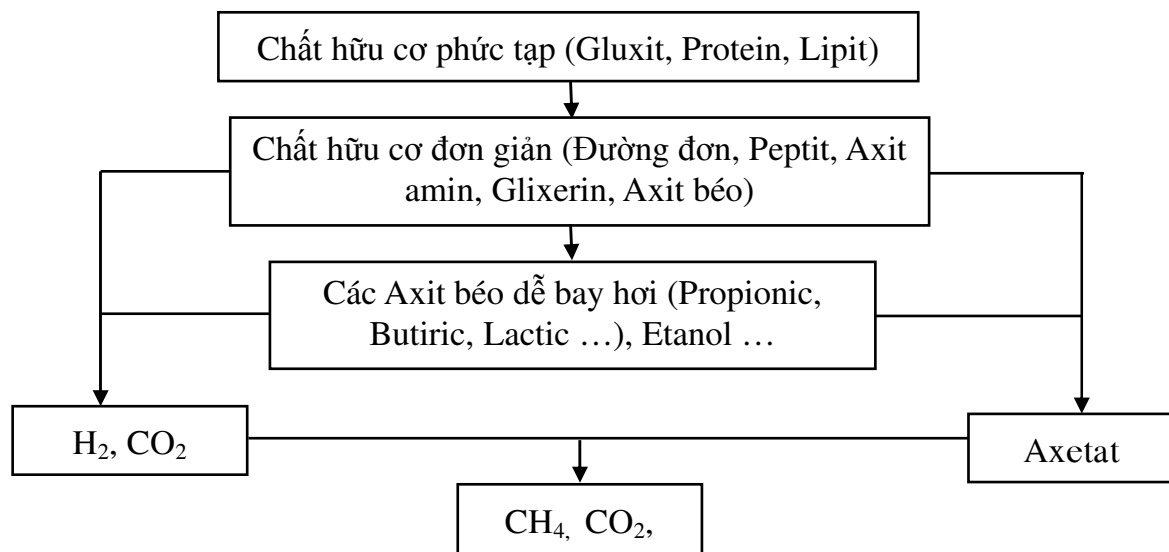
duy trì điều kiện thủy động lực học đồng nhất trong bể phản ứng. Việc thiết kế bể phản ứng sinh hóa dựa vào thời gian lưu nước và thể tích chất hữu cơ đầu ra. Thời gian lưu nước trung bình khoảng 0,5 – 4 ngày, tương ứng với thể tích chất hữu cơ đầu ra từ 5 – 15 kg COD/m³.ngày. Sinh khối phải thường xuyên được kiểm tra, và nếu có sự dư thừa sinh khối thì chúng sẽ được làm sạch khỏi hệ thống và thải ra ngoài trong dòng chảy ra. [2], [8]

5.2.7 Bể phản ứng kỵ khí có đệm giã - FBR, EBR (fluidized and expanded bed reactor)

Các vi sinh vật bám dính trên các hạt mang (thường là các hạt cát lơ lửng với đường kính từ 0,2 – 0,5mm) sẽ được phân bố đều khắp thiết bị nhờ tốc độ dòng nước thải chảy ngược thích hợp làm giã nở lớp cát (đệm giã nở). Trong hệ thống bể phản ứng kỵ khí có đệm giã, tốc độ dòng chảy ngược đủ lớn để ngăn sự gắn kết sinh khối của các hạt mang này, kết quả là làm gia tăng thể tích đệm so với thể tích thực của nó. Trong các đệm giã nở, vận tốc dòng chảy ngược có thể làm giã đệm từ 15 – 30%. Với thể tích giã nở này, sự kết dính sinh khối chỉ được ngăn chặn một phần nào đó bởi chất lưu, và một phần khác là do sự tiếp xúc với các khối sinh khối kết dính liền kề nhau, và vì vậy chúng có xu hướng giữ nguyên trạng thái trong môi trường đệm. Trong dung dịch đệm lỏng sử dụng tốc độ dòng chảy ngược cao sẽ làm gia tăng thể tích đệm lên 25 – 300% so với thể tích ban đầu. Dưới những điều kiện này, sinh khối kết dính sẽ bị ngăn chặn hoàn toàn bởi dòng chảy ngược và di chuyển tự do trong môi trường đệm. Khí sinh ra ở đây cũng là kết quả của sự hỗn độn này.

Trong bất kỳ quá trình sinh hóa nào, lượng sinh khối thừa cũng phải được đưa ra khỏi bể phản ứng sinh hóa để ổn định lượng sinh khối. Quá trình tích lũy sinh khối trên các hạt cát lơ lửng sẽ làm gia tăng đường kính của khối sinh khối kết dính và đồng thời cũng làm giảm mật độ của chúng. Kết quả của hai quá trình trái ngược này là làm giảm tốc độ lắng đọng của sinh khối kết dính và có xu hướng tích lũy sinh khối ở tầng trên của bể phản ứng sinh hóa. [2]

5.3 MÔ TẢ QUÁ TRÌNH



Hình 5.7: Quá trình phân huỷ chất hữu cơ trong điều kiện kỵ khí

Quá trình phân huỷ kỵ khí chất bản là quá trình diễn ra hàng loạt các phản ứng sinh hoá rất phức tạp và có thể được mô tả trên hình 5.7. [8]

Cơ chế của quá trình này hiện nay chưa được biết đến một cách đầy đủ và chính xác. Tuy nhiên có 2 cơ chế được đề nghị.

1. Cơ chế 2 giai đoạn

Giai đoạn 1 (Thuỷ phân- tạo axit)

Dưới tác dụng của nhiều loại men khác nhau các chất phức tạp như Gluxit chuyển thành các đường đơn giản, Protit chuyển thành các Pep tid và các Axit amin, Lipit chuyển thành Glyxerin và Axit béo.

Sản phẩm của giai đoạn này rất đa dạng bao gồm các Axit, Rượu, Axit amin, Amoniac, Hidrosunfua... Vì vậy khối lượng của cặn giảm ít và có mùi khó chịu. Độ pH của giai đoạn này < 7 nên được gọi là giai đoạn lên men axit.

Giai đoạn 2 (Tạo khí – tạo kiềm hay tạo Me tan)

Dưới tác dụng chủ yếu của vi khuẩn Me tan sản phẩm của quá trình thuỷ phân lại tiếp tục bị phân giải và tạo ra sản phẩm cuối cùng là hỗn hợp các khí sinh học.

Hydrat cacbon bị phân huỷ nhanh nhất thành CH₄ và CO₂. Các chất hữu cơ khác

cũng bị phân huỷ gần như hoàn toàn. Độ pH nước thải từ 7- 8 nên được gọi là giai đoạn lên men kiềm.

2. Cơ chế 3 giai đoạn [Eckenfelder w.w]

Giai đoạn 1 (Thuỷ phân và lên men axit)

Giai đoạn này được thực hiện trong các điều kiện rất khác nhau: ôn hoà ($30-40^{\circ}\text{C}$) hay nóng ($> 45^{\circ}\text{C}$). Dưới tác dụng của các loại men khác nhau do nhiều loài vi sinh vật tiết ra các chất hữu cơ phức tạp như Hidrat cacbon, Protein, Lipit dễ dàng bị phân huỷ thành các chất hữu cơ đơn giản, dễ bay hơi như Etanol, các Axit béo như Axit Axetic, Axit Butyric, Axit Propionic, Axit Lactic... và các khí gaz CO_2 , H_2 và NH_3 . Độ pH của dung dịch giảm xuống tới 5 và có thể thấp hơn nữa nên được gọi là giai đoạn thuỷ phân và lên men axit. Giai đoạn này có mùi thối.

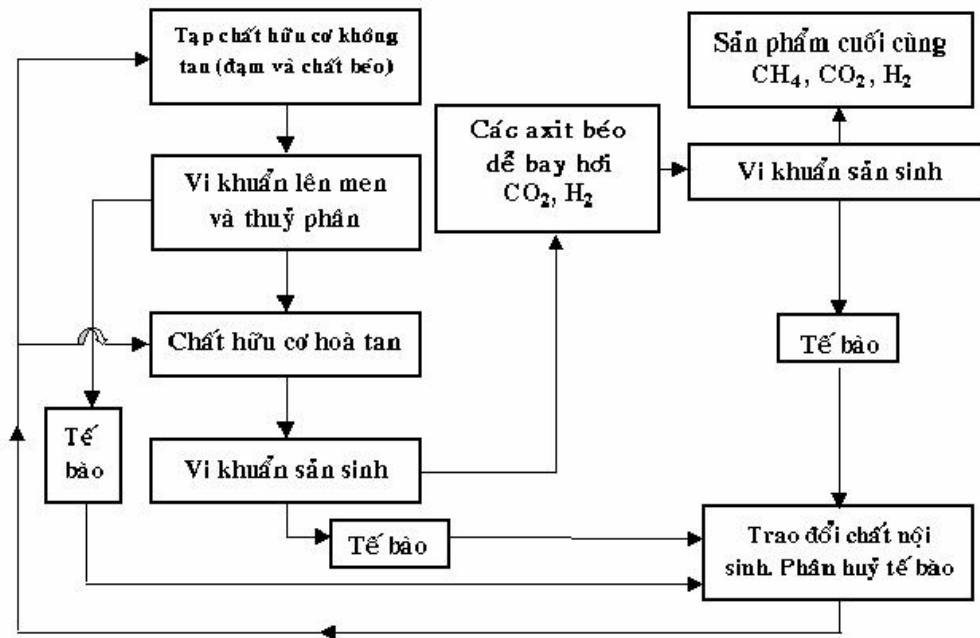
Giai đoạn 2 (Chấm dứt lên men axit)

Các axit béo hữu cơ và các hợp chất hữu cơ tan chứa nitơ tiếp tục bị phân huỷ thành hợp chất Amon, Amin, Cacbonat và một ít CO_2 , N_2 , CH_4 , H_2 ... Bùn được tạo ra có màu đen, nhớt rồi tạo bọt nổi lên thành màng. Sản phẩm lên men tạo mùi khó chịu hôi thối do H_2S , Indol, Scatol, Mecaptan... được sinh ra và pH của môi trường tăng dần lên.

Giai đoạn 3 (Lên men Metan hay lên men kiềm)

Các sản phẩm như Axit béo các hợp chất chứa nitơ tiếp tục bị phân huỷ bởi các vi khuẩn Metan tạo ra nhiều CO_2 , CH_4 . Độ pH của môi trường tăng lên và chuyển sang môi trường kiềm.

Quá trình lên men Metan có thể xảy ra ở hệ sinh thái “lạnh” ($10-15^{\circ}\text{C}$), ôn hoà ($30-40^{\circ}\text{C}$) và thậm chí ở hệ sinh thái nóng ($> 45^{\circ}\text{C}$). Về hoá sinh trong giai đoạn lên men Metan tất cả các hợp chất hữu cơ phức tạp đều chuyển về sản phẩm cuối cùng là CO_2 , H_2 và CH_4 được mô tả trên hình 5.8.



Hình 5.8 : Sơ đồ phản ứng xảy ra trong quá trình sinh học kỵ khí

5.4 YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG

Yếu tố cần lưu ý đầu tiên là nhiệt độ. Vùng nhiệt độ để quá trình phân hủy kỵ khí khá rộng và mỗi vùng nhiệt độ sẽ thích hợp cho từng nhóm vi sinh vật kỵ khí khác nhau. Vùng nhiệt độ ấm- trung bình: $20 - 45^{\circ}\text{C}$ và vùng nhiệt độ cao - nóng: $45 - 65^{\circ}\text{C}$ sẽ thích hợp cho sự hoạt động của nhóm vi sinh vật lên men Metan. Một số nhóm vi sinh vật kỵ khí có khả năng hoạt động ở vùng nhiệt độ thấp - lạnh: $10^{\circ}\text{C} - 15^{\circ}\text{C}$. Khi nhiệt độ $< 100^{\circ}\text{C}$ thì vi khuẩn tạo Metan hầu như không hoạt động. Nhiệt độ tối ưu là 35°C .

Độ pH là yếu tố thứ 2 có ảnh hưởng mạnh mẽ đến quá trình phân hủy kỵ khí. Trong quá trình xử lý kỵ khí các giai đoạn phân hủy có ảnh hưởng trực tiếp qua lại lẫn nhau, làm thay đổi tốc độ quá trình phân hủy chung. Nước thải mới nạp vào công trình thì nhóm vi sinh vật axit hóa thích nghi hơn nhóm vi sinh vật Metan hóa. Khi pH giảm mạnh ($\text{pH} < 6$) sẽ làm cho khí Metan sinh ra giảm đi. Khoảng pH tối ưu dao động trong một khoảng hẹp từ 6,5 - 8,5.

Các chất có mặt trong môi trường ảnh hưởng lớn đến sự sinh trưởng và phát triển của Vi sinh vật kỵ khí. Oxygen được coi là độc tố của quá trình này. Một số dẫn xuất của Metan như CCl_4 , CHCl_3 , CH_2Cl_2 và một số kim loại nặng (Cu, Ni, Zn ...), các chất như HCHO, SO_2 , H_2S cũng gây độc cho vi sinh vật kỵ khí. NH_4^+ gây ức chế cho quá trình kỵ khí và S^{2-} được coi là chất gây ức chế cho quá trình Metan hóa. Các chất có tính oxi hoá mạnh như thuốc tím, các halogen và các muối có oxi của nó, ozone... được coi là chất diệt khuẩn hữu hiệu hiện nay.

Quá trình phân hủy kỵ khí xảy ra thuận lợi khi nước thải có đầy đủ nguồn cacbon, nitơ, photpho và một số nguyên tố vi lượng với một tỷ lệ thích hợp tức là thành phần nước thải hay bùn cặn có ảnh hưởng lớn đến quá trình lên men. [8]

5.5 THÔNG SỐ THIẾT KẾ

Bảng 5.1: Tóm tắt các thông số thiết kế cho các công trình sinh học kỵ khí

STT	Thiết bị	Tải trọng kg COD/m ³ .ngđ	Thời gian lưu bùn (ngày)	Thời gian lưu nước (ngày)	E% COD	Thời gian xả bùn, năm
1	Hồ kỵ khí : 1 – 6m	1,5 - 2	10-90 ngày		30-90	2-3 năm
2	Kị khí tiếp xúc	1 - 5	> 20	1 – 10	70 - 95	
3	UASB	5 - 20	> 100	0,25 - 1	80-95	0,5 năm
4	Lọc kỵ khí	5 - 15	> 50	1,5 – 2	70 - 90	
5	Kị khí đệm giã nở	10 - 40	> 100	1/24 - 2	60 - 85	

Nguồn: Nguyễn Thị Thanh Phượng, 2006.

Phân hủy kỵ khí tải trọng thấp và cao được dùng để tiền xử lý nước thải công nghiệp và đôi khi là xử lý nước thải sinh hoạt. Các thông số thiết kế cho mô hình phân hủy kỵ khí tải trọng thấp (khuấy trộn không liên tục) và tải trọng cao (có sự pha trộn đều trong bể) được trình bày ở bảng 5.2 dưới đây:

Bảng 5.2 Thông số thiết kế cho mô hình phân hủy kỵ khí

Thông số	Tải trọng thấp	Tải trọng cao
Thời gian phân hủy, ngày	30 – 60	10 – 20
Chất rắn hữu cơ đầu vào, kg VSS/m ³ -ngày	0,0025 – 0,006	0,009 – 0,025
Tiêu chuẩn thể tích, m ³ /người.		
Bùn ban đầu.	0,566 – 0,849	0,4245 – 0,566
Bùn ban đầu và bùn từ thiết bị lọc.	1,132 – 1,416	0,166 – 0,208
Bùn thứ cấp và bùn dư	1,132 – 1,698	0,166 – 1,132

Nguồn: Tom D. Reynolds – Texas A&M University.

Thiết kế bể phản ứng UASB:

Thông thường, các bể phản ứng kỵ khí được thiết kế với tải trọng lớn hơn so với yêu cầu thực tế, do vậy quá trình hoạt động sẽ an toàn hơn. Tùy vào mức độ acid hóa, thành phần các chất rắn lơ lửng và các hợp chất độc có trong nước thải, tải trọng thiết kế sẽ thay đổi theo. Phương pháp chung để thiết kế tải trọng trong trường hợp trên là ước tính sản lượng bùn tổng. Đối với nguồn nước thải phức tạp có chứa một lượng lớn các chất rắn lơ lửng, tiêu chuẩn thiết kế sẽ dựa vào yêu cầu loại bỏ các chất rắn lơ lửng đó. [21]

Bảng 5.3 Tải trọng thiết kế bể UASB

Nhiệt độ, °C	Tải trọng thiết kế, kg COD/m ³ ngày
10	1 – 3
15	3 – 7
20	7 – 15
30	15 – 20

40	20 - 30
----	---------

Nguồn: Instruction manual for the understanding and use of anaerobic wastewater treatment method.

Có nhiều giá trị thiết kế khác nhau đối với thiết bị phân loại khí-bùn, một vài giá trị đã có sẵn. Chiều cao bể phản ứng: giá trị này được giới hạn bởi tốc độ dòng chảy ngược tối đa của bùn, thông thường tốc độ này khoảng 1m/giờ là tối đa. Đối với bùn dạng hạt, tốc độ này có thể đạt đến 5m/giờ. Trong các bể FBR vận tốc dòng chảy ngược sẽ vào khoảng 15 m/giờ.

- + Lượng bùn hạt ban đầu: 20 -30 g/l .
- + Tải trọng khởi động: 0,5 kg COD/m³.ngày
- + Thời gian lưu nước: 0,2 – 2 ngày
- + Tải trọng hữu cơ: 2 – 25 kg COD/m³.ngày
- + COD vào: có thể lên 20.000 mg/l
- + pH thích hợp cho quá trình phân hủy kỵ khí dao động trong khoảng 6,6 – 7,6.
Do đó cần cung cấp đủ độ kiềm (1.000 – 5.000 mg/L)

Thiết kế bể lên men mêtan:

Bảng 5.4 Một số thông số cần thiết cho tính toán thiết kế bể Mêtan

Thông số	BỂ tốc độ chuẩn	BỂ tốc độ cao
Thời gian lưu của chất rắn (ngày)	30 – 90	10 - 20
Tải lượng chất rắn bay hơi (kg/m ³ .ngày)	0,5 – 1,6	1,6 – 6,4
Nồng độ chất rắn tiêu hủy được (%)	4 – 6	4 – 6
Hiệu suất giảm chất rắn bay hơi (%)	35 – 50	45 – 55
Năng suất khí (m ³ /kg VSS nạp vào bể)	0,5 – 0,55	0,6 – 0,65
Hàm lượng CH ₄ (%)	65	65

Nguồn: Lương Đức Phẩm.

5.6 THÔNG SỐ VẬN HÀNH

Vận hành bể phản ứng UASB và các thông số kỹ thuật, thiết bị cần thiết để vận hành: [21]

Kiểm tra bể UASB:

- ✓ Kiểm tra thiết bị phân tách bùn-khí có được lắp đặt đúng hay không.
- ✓ Kiểm tra water-lock có được lắp đặt đúng hay không.
- ✓ Kiểm tra các điểm thử mẫu có đủ hay không. Thông thường số lượng mẫu thử khoảng 4 – 6 điểm dọc theo chiều cao của bể.
- ✓ Chuẩn bị các thí nghiệm theo mẻ: khi vận hành hệ thống thì hoạt động này rất quan trọng nhằm xác định hoạt động của methan trong bùn hoạt tính.

Kiểm tra nước thải:

- ✓ Kiểm tra nồng độ các hợp chất hữu cơ trong nước thải: nếu nồng độ COD < 100 mg/l là có vấn đề, mặc dù hệ thống UASB vẫn có thể xử lý nguồn nước thải này. Khi nồng độ COD > 50.000 mg/l thì có thể pha loãng nước thải hoặc tuần hoàn dòng thải.
- ✓ Kiểm tra khả năng phân hủy sinh học của nước thải: có thể xác định được khi biết lượng COD trong bể phản ứng, và methane sinh ra trong suốt quá trình phản ứng (khoảng 40 ngày).
- ✓ Kiểm tra xem nước thải có tính đệm không: có thể kiểm tra khả năng làm môi trường đệm của nước thải bằng cách thêm vào 1 g/l hay 40% COD trong nước thải khi COD trong nước thải nhỏ hơn 2,5 g/l. khi pH của nước thải ở mức 6,5 hoặc cao hơn, nước thải đủ tốt để làm lớp đệm.
- ✓ Kiểm tra lượng dinh dưỡng trong nước thải có đủ để duy trì sự sinh trưởng của vi khuẩn hay không. Nhu cầu dinh dưỡng cho vi khuẩn là rất thấp nhưng không thể không có. Nồng độ tối thiểu cần thiết của các chất dinh dưỡng (N, P, S) theo tỷ lệ sau: (COD/Y): N: P: S = (50/Y): 5: 1: 1. Các vi khuẩn methane có liên quan mật thiết đến nồng độ các kim loại nặng trong nước thải (sắt, Ni, Co).
- ✓ Kiểm tra xem nước thải có chứa nồng độ cao các chất rắn lơ lửng không. Trong trường hợp nước thải chứa các chất rắn lơ lửng với nồng độ cao, hoạt động của

bể UASB có thể không thích nghi được. khi nồng độ này lên đến 3.000 mg/l và các chất rắn lơ lửng này không có khả năng phân hủy sinh học, chúng sẽ được giữ lại trong bể phản ứng hoặc theo dòng chảy ra ngoài tùy vào kích thước các hạt bùn, khi các hạt bùn có kích thước như nhau thì chúng sẽ tích lũy trong bể phản ứng.

- ✓ Kiểm tra xem nước thải có chứa các độc chất không (Kjehldal-N, NH₃-N, SO₄, ...). Bể UASB sẽ không thích hợp để xử lý nước thải khi nồng độ các chất đạt đến một giá trị giới hạn, ảnh hưởng không tốt khi vận hành hệ thống (nồng độ NH₃-N = 2.000 mg/l, SO₄, > 500 mg/l, tỷ lệ COD/ SO₄ < 5, độ mặn > 15.000 mg/l, ...)
- ✓ Kiểm tra nhiệt độ nước thải: khi nhiệt độ nước thải thấp hơn 20°C cần phải gia nhiệt cho hệ thống, nhiệt độ cao hơn 60°C thì khi khởi động hệ thống cần phải cẩn thận. nhiệt độ thích hợp để vận hành hệ thống là từ 20 - 42 °C.

Hướng dẫn ứng dụng khả năng tuần hoàn

- ✓ Nếu COD của nước thải không đạt đến 5 kg COD/m³, việc tuần hoàn là không cần thiết, ngoại trừ khi nồng độ Sulfit đạt đến 200 mg/l. Trong trường hợp này, việc tuần hoàn được chọn để làm giảm nồng độ Sulfit ở dòng vào xuống dưới 100 mg/l.
- ✓ Khi nồng độ COD trong nước thải thay đổi từ 5 – 20 kg COD/m³, khi bắt đầu vận hành nên pha loãng nồng độ COD xuống còn 5 kg BOD/m³. Với nồng độ nước thải quá cao, lên đến 20 kg COD/m³ thì nhất thiết phải pha loãng nước thải. Tuy nhiên, khi nồng độ nước thải quá cao thường kèm theo độ mặn cao, dẫn đến tốc độ tạo sản phẩm methane rất thấp. Vì vậy, quá trình tăng trưởng thu được sẽ tốt khi nước thải được pha loãng. Tốt nhất là pha loãng đến nồng độ 5 kg COD/m³, nhưng khi điều này là không thể, 20 kg BOD/m³ là nồng độ tối đa.
- ✓ Đối với nước thải có màu tối, cần thêm vào một vài hợp chất để xác định lượng VFA. Nếu nồng độ VFA không giảm xuống dưới 3 mg/l trong một tháng, cần xác định nồng độ thật của VFA. Điều này có thể thực hiện bằng cách đun sôi

mẫu VFA trong 20 phút, sau khi đã chỉnh pH về 4, thì VFA sẽ bị loại bỏ khỏi dung dịch.

Khởi động bể phản ứng UASB:

- Bước đầu tiên để khởi động hệ thống là rất quan trọng. Khi không có chất nền ban đầu tốt, vận hành bể phải hết sức cẩn thận. khi vận tốc dòng chảy ngược quá lớn, các vi khuẩn sẽ bị đẩy ra khỏi bể phản ứng, và sẽ khởi động sẽ phải bắt đầu lại từ đầu. để khởi động hệ thống hiệu quả, tải trọng chất nền vào khoảng 3 kg COD/m³ ngày, với thời gian lưu nước tối thiểu là 24 giờ. tiếp theo cần kiểm tra các thông số:

Nồng độ của nước thải là bao nhiêu: khi nồng độ nước thải < 5000 mg COD /l thì không có vấn đề gì, ngoại trừ khi nước thải có chứa các chất độc với nồng độ cao. Khi nồng độ nước thải cao hơn 5000 mg COD /l, nên pha loãng hoặc tuần hoàn nước thải khi vận hành.

- Kiểm tra hoạt tính methane trong bùn nền ban đầu:

Sau đó bắt đầu vận hành bể phản ứng bằng cách cung cấp tải lượng vào đến một nửa thể tích bể, với nồng độ tối thiểu là 0,2 kg COD/m³ ngày, hoặc thời gian lưu nước tối thiểu là 24 giờ (trước khi bể phản ứng vận hành hoàn hảo).

Sau khi chờ trong 5 ngày đầu tiên, kiểm tra xem lượng khí thoát ra có đạt được 0,1 m³/m³ ngày. Nếu không đạt được giá trị này, tốt nhất nên dừng cung cấp dòng vào và chờ đến khi sản lượng khí tạo ra gia tăng trong 3 ngày kế tiếp, rồi sau đó lại tiếp tục cung cấp nước thải.

- Kiểm tra lượng VFA thấp hơn 3 meq/l không. Nếu không, dừng cung cấp dòng vào và chờ khoảng 1 tuần. giá trị VFA này có thể là hơi thấp nhưng đối với hệ thống mới khởi động thì nó sẽ giúp cho sự vận hành hệ thống sau này tốt hơn. Sau khi cung cấp lại dòng thải, nên kiểm tra nồng độ VFA 2 ngày 1 lần. Khi đạt đến giá trị 8 meq/l thì lại dừng cung cấp nước thải và lại chờ cho đến khi giá trị này giảm xuống dưới 3 meq/l.

Một khi đã duy trì được tải trọng liên tục ở mức 0,2 kg COD/m³ ngày, thì pha đầu tiên của quá trình khởi động đã hoàn thành. Bây giờ có thể gia tăng tải trọng hữu cơ ở mức cao hơn.

- Kiểm tra nước thải có pha loãng không, nếu không thì gia tăng thể tích tải lượng hữu cơ. Sau khi chờ trong 3 ngày, kiểm tra nồng độ VFA có quay lại dưới 3 meq/l không. Trong trường hợp nồng độ VFA dòng ra thấp, có thể lại tăng thể tích tải trọng hữu cơ, đồng thời giảm tác nhân pha loãng, hoặc gia tăng tốc độ dòng vào. Khi nồng độ VFA gia tăng đến giá trị 8 meq/l, giữ ổn định, nhưng kiểm soát pH trong bể. hoạt động bể phản ứng có thể không tốt khi môi trường có tính acid.

Khi nồng độ VFA lên đến 15 meq/l, kiểm tra nếu pH không giảm xuống dưới 6,5, khi đó cần phải thêm NaOH, Ca(OH)₂, hay NaHCO₃, đồng thời quay lại bước đầu là giảm tải trọng xuống 30%.

5.7 ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG

Hệ thống sinh học trước đây được ứng dụng để ổn định nồng độ chất hữu cơ trong nước thải có nồng độ loãng, với nồng độ COD dễ bị phân hủy nhỏ hơn 1.000 mg/l, nhưng hệ thống hiếu khí lại tỏ ra có hiệu quả hơn trong xử lý các loại nước thải này. Ưu điểm của hệ thống kỵ khí là tạo ra ít sản phẩm chất rắn, cần nhu cầu dinh dưỡng và năng lượng thấp, và nó tạo ra sản phẩm hữu dụng.

Hiện nay, hệ thống kỵ khí thường được dùng trong xử lý nước thải có nồng độ cao, đặc biệt nước thải có chứa nồng độ các chất rắn lơ lửng cao, với chi phí vận hành thấp. Quá trình kỵ khí tải trọng thấp thường xử lý nước thải có nồng độ dao động khá lớn, có thể gồm cả các chất rắn lơ lửng có nồng độ cao, nồng độ COD dễ phân hủy sinh học thường từ 20.000 – 30.000 mg/l. Tuy nhiên, hạn chế lớn nhất của hệ thống này là cần diện tích xây dựng tương đối lớn. Còn quá trình kỵ khí tải trọng cao thường dùng để xử lý nước thải có nồng độ ổn định (thường nồng độ COD phân hủy sinh học = < 20.000 mg/l). [2]

CHƯƠNG VI: CÔNG NGHỆ SINH HỌC HIẾU KHÍ

6.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT

Nguyên tắc của phương pháp là sử dụng các vi sinh vật hiếu khí phân hủy các chất hữu cơ trong nước thải có đầy đủ oxy hòa tan ở nhiệt độ, pH... thích hợp. Quá trình phân hủy chất hữu cơ của Vi sinh vật hiếu khí có thể mô tả bằng sơ đồ:



Trong điều kiện hiếu khí NH_4^+ và H_2S cũng bị phân huỷ nhờ quá trình Nitrat hóa, sunfat hóa bởi vi sinh vật tự dưỡng:



Hoạt động sống của vi sinh vật hiếu khí bao gồm quá trình dinh dưỡng: Vi sinh vật sử dụng các chất hữu cơ, các chất dinh dưỡng và các nguyên tố khoáng vi lượng kim loại để xây dựng tế bào mới tăng sinh khối và sinh sản. Quá trình phân huỷ: Vi sinh vật oxy hoá phân huỷ các chất hữu cơ hoà tan hoặc ở dạng các hạt keo phân tán nhỏ thành nước và CO_2 hoặc tạo ra các chất khí khác. So với phương pháp kỵ khí thì phương pháp hiếu khí có các ưu điểm là những hiểu biết về quá trình xử lý đầy đủ hơn. Hiệu quả xử lý cao hơn và triệt để hơn, không gây ô nhiễm thứ cấp như phương pháp hoá học, hoá lý.

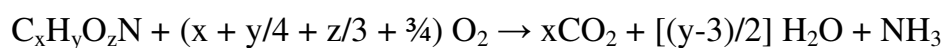
Nhưng phương pháp hiếu khí cũng có các nhược điểm là thể tích công trình lớn và chiếm nhiều mặt bằng hơn. Chi phí xây dựng công trình và đầu tư thiết bị lớn hơn. Chi phí vận hành cho năng lượng sục khí tương đối cao. Không có khả năng thu hồi năng lượng. Không chịu được những thay đổi đột ngột về tải trọng hữu cơ khi nguyên liệu khan hiếm. Sau xử lý sinh ra một lượng bùn dư cao và lượng bùn này kém ổn định đòi hỏi chi phí đầu tư để xử lý bùn. Xử lý với nước thải có tải trọng không cao như phương pháp kỵ khí. [8]

Mô tả quá trình:

Thực chất quá trình phân huỷ chất bản hữu cơ bằng phương pháp hiếu khí là quá trình lên men bằng vi sinh vật trong điều kiện có oxy để cho sản phẩm là CO_2 , H_2O , NO_3^- và SO_4^{2-} . Cũng như xử lý kỵ khí, khi xử lý hiếu khí các chất bản phức tạp như

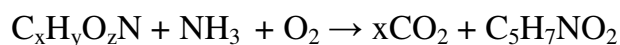
Protein, Tinh bột, Chất béo... sẽ bị thủy phân bởi các men ngoại bào cho các chất đơn giản là các Axit amin, các Axit béo, các Axit hữu cơ, các đường đơn... Các chất đơn giản này sẽ thấm qua màng tế bào và bị phân huỷ tiếp tục hoặc chuyển hoá thành các vật liệu xây dựng tế bào mới bởi quá trình hô hấp nội bào cho sản phẩm cuối cùng là CO₂ và H₂O. Cơ chế quá trình xử lý hiếu khí gồm 3 giai đoạn [Eckenfelder w.w và Conon D.J, 1961].

Giai đoạn 1- Oxy hóa toàn bộ chất hữu cơ có trong nước thải để đáp ứng nhu cầu năng lượng của tế bào Men



Giai đoạn 2 (Quá trình đồng hóa)- Tổng hợp để xây dựng tế bào

Men



Giai đoạn 3 (Quá trình dị hóa)- Hô hấp nội bào

Men

Men

Men



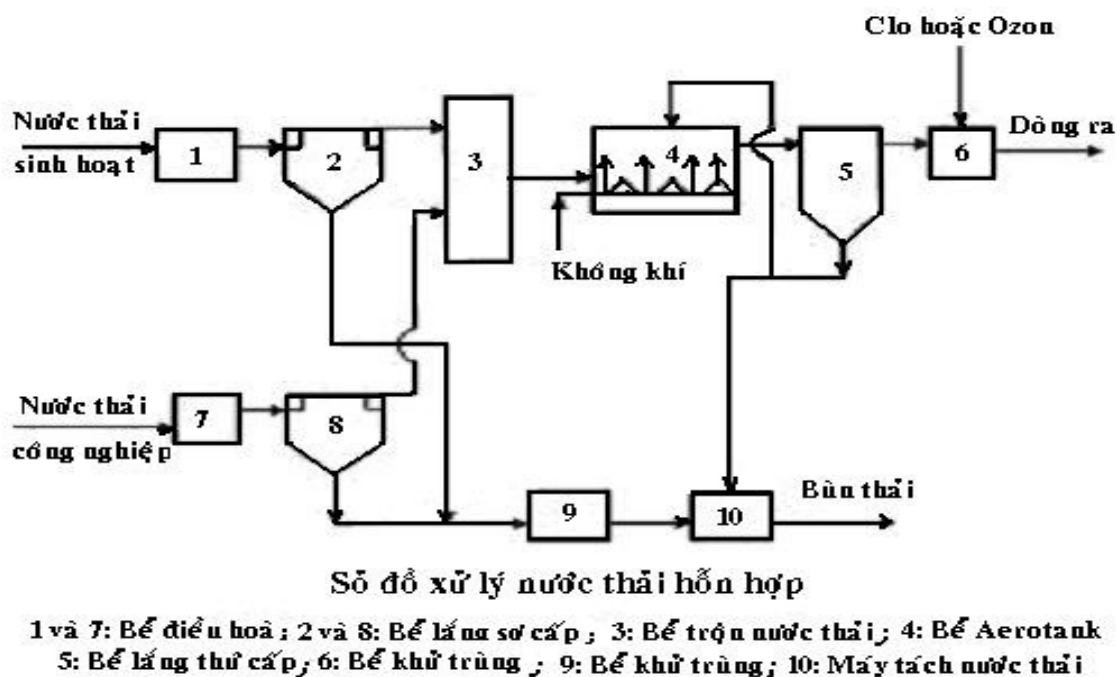
Khi không đủ chất dinh dưỡng quá trình chuyển hoá các chất của tế bào bắt đầu xảy ra bằng sự tự oxy hóa chất liệu tế bào. [8]

6.2 CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG

Quá trình xử lý hiếu khí chịu ảnh hưởng nồng độ bùn hoạt tính tức phụ thuộc vào chỉ số bùn. Chỉ số bùn càng nhỏ thì nồng độ bùn cho vào công trình xử lý càng lớn hoặc ngược lại. Nồng độ oxy cũng ảnh hưởng mạnh mẽ đến quá trình này. Khi tiến hành quá trình cần phải cung cấp đầy đủ lượng oxy một cách liên tục sao cho lượng oxy hòa tan trong nước ra khỏi bể lắng đợt II ≥ 2 (mg/l).

Khác với quá trình xử lý kỵ khí, tải trọng hữu cơ trong xử lý hiếu khí thường thấp hơn nên nồng độ các chất bản hữu cơ nước thải qua Aerotank có BOD toàn phần phải ≤ 1000 (mg/l) còn trong bể lọc sinh học thì BOD toàn phần của nước thải ≤ 500

(mg/l) . Ngoài ra trong nước thải cũng cần có đủ các nguyên tố vi lượng, nguyên tố dinh dưỡng. Thông thường các nguyên tố vi lượng như K, Na, Mg, Ca, Mn, Fe, Mo, Ni, Co, Zn, Cu, S, Cl... thường có đủ trong nước thải. Tùy theo hàm lượng cơ chất hữu cơ trong nước thải mà có yêu cầu về nồng độ các nguyên tố dinh dưỡng cần thiết là khác nhau. Thông thường cần duy trì các nguyên tố dinh dưỡng theo một tỷ lệ thích hợp: $BOD_{\text{toàn phần}} : N : P = 100 : 5 : 1$ hay $COD : N : P = 150 : 5 : 1$. Nếu thời gian xử lý là 20 ngày, đêm thì giữ ở tỷ lệ: $BOD_{\text{toàn phần}} : N : P = 200 : 5 : 1$ [M.X. Moxitrep, 1982].



Hình 6.1 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải hỗn hợp

Quá trình xử lý nước thải được mô tả trên hình 6.1 sẽ ổn định và hoàn toàn hơn, hiệu suất xử lý sẽ cao hơn khi xử lý kết hợp nước thải sinh hoạt và nước thải sản xuất công nghiệp vì rằng trong nước thải sinh hoạt có chứa đủ các chất dinh dưỡng, các phần tử gen sinh học và nước thải công nghiệp đã bị pha loãng.

Bùn hoạt tính có khả năng hấp thụ muối các kim loại nặng. Khi đó hoạt tính sinh học của bùn giảm, bùn sẽ bị trương phồng khó lắng do sự phát triển mãnh liệt của vi khuẩn dạng sợi chỉ. Vì vậy nồng độ các chất độc và các kim loại nặng trong nước thải phải nằm trong giới hạn cho phép theo tiêu chuẩn 5945 - TCVN, 1995. Độ pH và nhiệt độ môi trường là các yếu tố có ảnh hưởng rất lớn đến quá trình xử lý sinh học nước thải. Mỗi loại men khác nhau sẽ có một pH tối thích khác nhau. Cùng một loại men nhưng thu được từ các nguồn khác nhau sẽ có pH tối thích khác nhau. Giá trị pH tối ưu cho đa số vi sinh vật từ 6,5 - 8,5. pH < 5 sẽ thúc đẩy nấm phát triển. Nếu pH > 9 sẽ phá hủy cân bằng nguyên sinh chất tế bào, vi sinh vật sẽ chết. Mỗi loại men khác nhau sẽ có nhiệt độ tối thích khác nhau. Nhiệt độ này không phải là hằng số mà phụ thuộc vào cơ chất, pH, nồng độ men, nguồn gốc men. Nước thải có nhiệt độ thích nghi với đa số vi sinh vật tối ưu từ 25⁰ - 37⁰C hoặc từ 20 - 80⁰C, hoặc từ 20 - 40⁰C (tối ưu 25⁰ - 35⁰C) thấp nhất vào mùa đông là 12⁰ C. Men từ thực vật có nhiệt độ tối thích từ 50 - 60⁰C; men từ động vật có nhiệt độ tối thích từ 40 - 50⁰C. Ngoài ra, quá trình xử lý hiếu khí còn phụ thuộc vào nồng độ muối vô cơ, lượng chất lơ lửng chảy vào bể xử lý cũng như các loài vi sinh vật và cấu trúc các chất bản hữu cơ. [8]

6.3 CÁC DẠNG CÔNG NGHỆ SINH HỌC HIẾU KHÍ

6.3.1 Bùn hoạt tính

Công nghệ bùn hoạt tính hay bể hiếu khí (Aerotank) là quá trình xử lý sinh học hiếu khí, trong đó nồng độ cao của vi sinh vật mới được tạo thành được trộn đều với nước thải trong bể hiếu khí. Quy trình xử lý nước thải bằng bùn hoạt tính được thực hiện ở nước Anh từ năm 1914, và đã được duy trì và phát triển đến ngày nay với phạm vi ứng dụng rộng rãi để xử lý nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp.

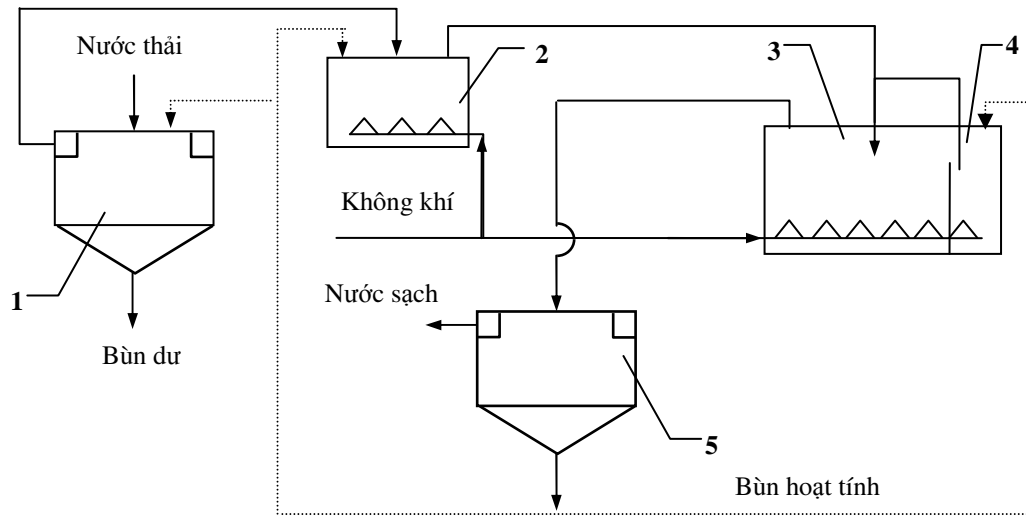
Bùn hoạt tính bao gồm những sinh vật sống kết lại thành dạng hạt hoặc dạng bông với trung tâm là các chất nền rắn lơ lửng (40%). Chất nền trong bùn hoạt tính có thể đến 90% là phần chết rắn của rêu, tảo và các phần sót rắn khác nhau. Bùn hiếu khí ở dạng bông bùn vàng nâu, dễ lắng là hệ keo vô định hình còn bùn kỵ khí ở dạng bông

hoặc dạng hạt màu đen. Những sinh vật sống trong bùn là vi khuẩn đơn bào hoặc đa bào, nấm men, nấm mốc, xạ khuẩn, các động vật nguyên sinh và động vật hạ đẳng, đoi, giun, đôi khi là các ấu trùng sâu bọ. Vai trò cơ bản trong quá trình làm sạch nước thải của bùn hoạt tính là vi khuẩn có thể chia ra làm 8 nhóm:

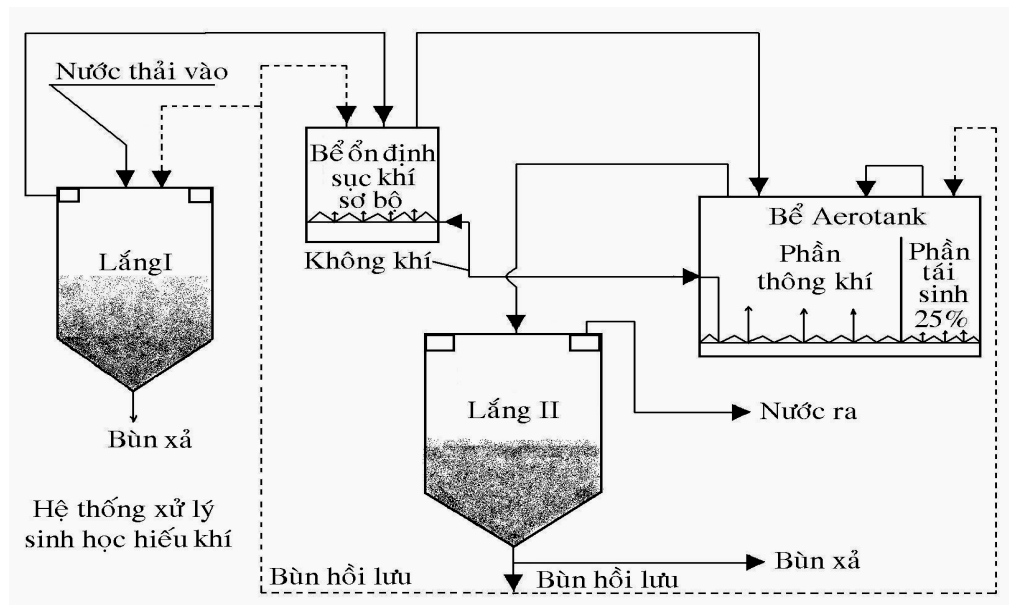
- | | |
|--------------------------------------|--|
| 1. <i>Alkaligenes- Achromobacter</i> | 5- <i>Cytophaga- Flavobacterium</i> |
| 2. <i>Pseudomonas</i> | 6- <i>Pseudomonas- Vibrio aeromonas</i> |
| 3. <i>Enterobacteriaceae</i> | 7- <i>Achrobacter</i> |
| 4. <i>Athrobacter baccillus</i> | 8- <i>Hỗn hợp các vi khuẩn khác; Ecoli, Micrococus</i> |

Trong nước thải các tế bào của loài *Zooglea* có khả năng sinh ra bao nhầy xung quanh tế bào có tác dụng gắn kết các vi khuẩn các hạt lơ lửng khó lắng các chất màu chất gây mùi... và phát triển thành các hạt bông cặn. Các hạt bông cặn này khi được khuấy đảo và thổi khí sẽ dần dần lớn lên do hấp phụ nhiều hạt rắn lơ lửng nhỏ, tế bào vi sinh vật, nguyên sinh động vật và các chất độc. Những hạt bông này khi ngừng thổi khí hoặc khi các cơ chất cạn kiệt, chúng sẽ lắng xuống tạo ra bùn hoạt tính. Trong bùn hoạt tính luôn có mặt động vật nguyên sinh mà đại diện là *Sarcodina, Mastigophora, Ciliata, Suctorina* và vài loại sinh vật phức tạp khác. Quan hệ giữa động vật nguyên sinh và vi khuẩn là quan hệ “Mồi - thú” thuộc cân bằng động chất hữu cơ - vi khuẩn - động vật nguyên sinh. Khi bùn lắng xuống là “bùn già” hoạt tính bùn bị giảm. Hoạt tính của bùn có thể được hoạt hoá trở lại bằng cách cung cấp đầy đủ dinh dưỡng và cơ chất hữu cơ. Phần lớn các vi sinh vật đều có khả năng xâm chiếm, bám dính trên bề mặt vật rắn khi có cơ chất, muối khoáng và oxi tạo nên màng sinh học dạng nhầy có màu thay đổi theo thành phần nước thải từ vàng xám đến nâu tối. Trên màng lọc sinh học có chứa hàng triệu đến hàng tỷ tế bào vi khuẩn, nấm men, nấm mốc và một số động vật nguyên sinh khác. Tuy nhiên khác với hệ quần thể vi sinh vật trong bùn hoạt tính thành phần loài và số lượng các loài trong màng sinh học tương đối đồng nhất. Công thức bùn hoạt tính thường dùng trong các tính toán là $C_5H_7O_2N$. [2]; [8]

Hệ thống xử lý nước thải trong bể bùn hoạt tính (Aerotank) được mô tả ở hình 6.2.



1- bể lắng đợt 1; 2- bể sục khí sơ bộ; 3- aerotank; 4- bể phục hồi; 5- bể lắng đợt hai.



Hình 6.2 Sơ đồ hệ thống xử lý hiệu khí nước thải

Aerotank được phân loại theo chế độ thủy động lực dòng chảy vào; Chế độ làm việc của bùn hoạt tính; Cấu tạo Aerotank; ...

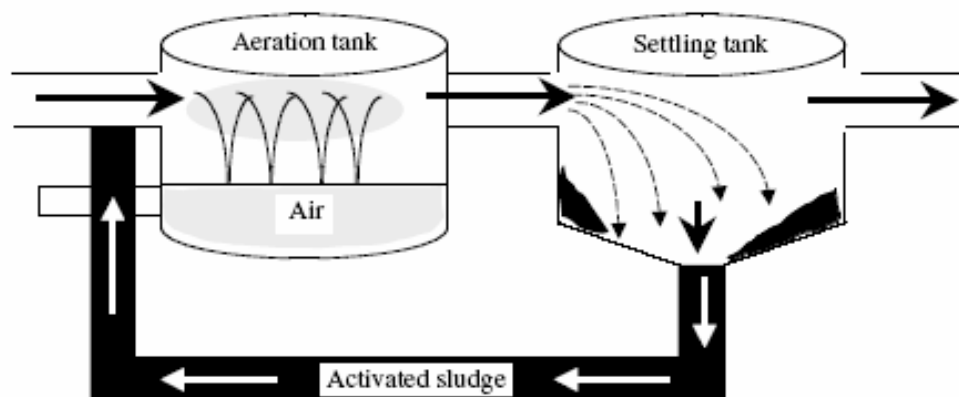
Quá trình sinh học xảy ra qua 3 giai đoạn:

Giai đoạn 1: Bùn hoạt tính hình thành và phát triển. Lúc này, cơ chất và chất dinh dưỡng đang rất phong phú, sinh khối bùn còn ít. Theo thời gian, quá trình thích nghi

của vi sinh vật tăng, chúng sinh trưởng rất mạnh theo cấp số nhân, sinh khối bùn tăng mạnh. Vì vậy, lượng oxy tiêu thụ tăng dần vào cuối giai đoạn này rất cao. Tốc độ tiêu thụ oxy vào cuối giai đoạn này có khi gấp 3 lần ở giai đoạn 2. Tốc độ phân hủy chất hữu cơ tăng dần.

Giai đoạn 2: Vi sinh vật phát triển ổn định, hoạt lực enzym đạt Max và kéo dài trong thời gian tiếp theo. Tốc độ phân hủy chất hữu cơ đạt Max, các chất hữu cơ bị phân hủy nhiều nhất. Tốc độ tiêu thụ oxy gần như không thay đổi sau một thời gian khá dài.

Giai đoạn 3: Tốc độ tiêu thụ oxy có chiều hướng giảm dần và sau đó lại tăng lên. Tốc độ phân hủy chất hữu cơ giảm dần và quá trình Nitrat hóa amoniac xảy ra. Sau cùng, nhu cầu tiêu thụ oxy lại giảm và quá trình làm việc của Aerotank kết thúc.



Hình 6.3 Bể bùn hoạt tính

Hệ thống bể bùn hoạt tính gồm các loại: bể bùn hoạt tính truyền thống, bể bùn hoạt tính tiếp xúc-ổn định, bể bùn hoạt tính thông khí kéo dài, bể bùn hoạt tính thông khí cao có khuấy đảo hoàn chỉnh, bể bùn hoạt tính chọn lọc. [2]

Bể bùn hoạt tính truyền thống: Bùn hoạt tính dòng truyền thống đầu tiên được sử dụng là các bồn hiếu khí dài, hẹp. Lượng oxy cần dùng thay đổi dọc theo chiều dài của bể phản ứng sinh hóa. Do đó hệ thống này sử dụng các thiết bị thông gió làm thoáng bề mặt để lượng oxy cung cấp phù hợp với nhu cầu sử dụng dọc theo chiều dài bể. Bể phản ứng thường có dạng hình chữ nhật, với dòng vào và tuần hoàn bùn

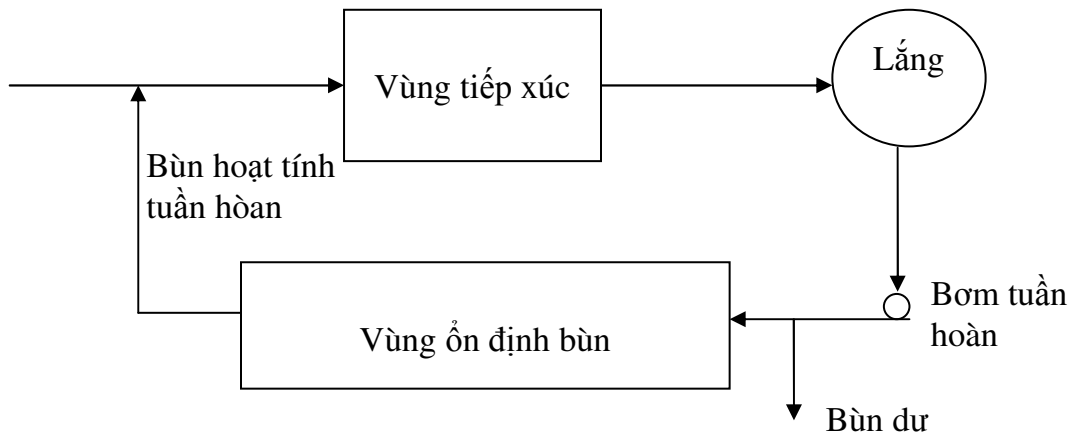
hoạt tính đi vào bể ở 1 đầu và chất lỏng trong bể được hòa trộn (dòng thải) sẽ đi ra ở đầu đối diện. Mô hình dòng chảy gần giống như hệ thống dòng chảy đều, với sự phân bố thời gian lưu chất phụ thuộc vào tỷ lệ chiều dài và chiều rộng của bồn chứa, hỗn hợp trong bể gồm oxy do thiết bị cung cấp, các chất nền có sẵn trong dòng vào và dòng ra.

Lượng gió cấp vào từ 55 m³/1kg BOD₅ đến 65 m³/1kg BOD₅ cần khử. Chỉ số thể tích bùn thường dao động từ 50 – 150 ml/g, tuổi của bùn thường từ 3 – 15 ngày. Nồng độ BOD đầu vào thường < 400mg/l, hiệu quả làm sạch thường từ 80 – 95%.

Bể bùn hoạt tính tiếp xúc-ổn định: Hệ thống này chia bể phản ứng thành 2 vùng: vùng tiếp xúc là nơi xảy ra quá trình chuyển hóa các vật chất hữu cơ trong nước thải đầu vào, và vùng ổn định là nơi bùn hoạt tính tuần hoàn từ thiết bị lọc được sục khí để ổn định vật chất hữu cơ. Do nồng độ chất rắn lơ lửng trong nước khá cao trong bể ổn định (tương đương với nồng độ bùn hoạt tính tuần hoàn), tổng thể tích bể phản ứng sinh hóa (vùng tiếp xúc và ổn định) có thể nhỏ hơn, giống như ở loại bể bùn kiểu truyền thống, trong khi vẫn duy trì thời gian lưu bùn như cũ. Vì vậy, bể bùn loại này được sử dụng để có thể vừa làm giảm thể tích bể phản ứng, hoặc có thể làm gia tăng khả năng lưu chứa của bể bùn truyền thống.

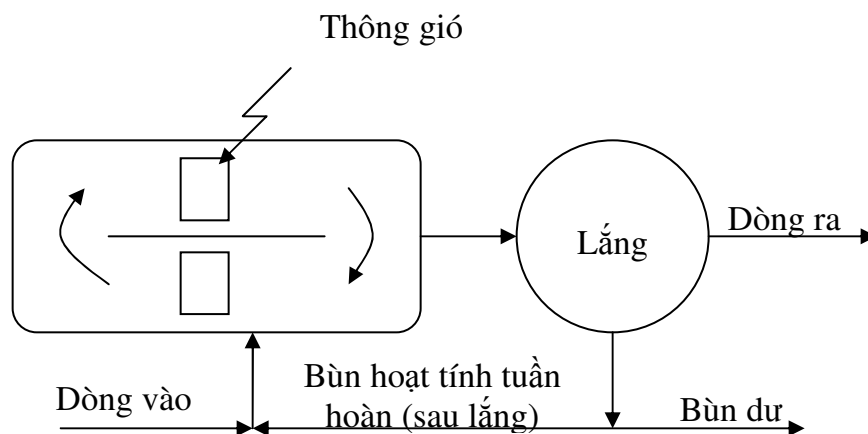
Trong vùng tiếp xúc, thời gian tiếp xúc từ 20 – 60 phút (phụ thuộc lưu lượng dòng vào). Dòng bùn tái sinh thường chiếm 25 – 75% dòng nước thải đầu vào để xử lý. Thể tích của vùng ổn định chiếm 50 – 60% tổng thể tích của toàn hệ thống, với thời gian lưu nước thường từ 0,5 – 2 giờ, trong khi thể tích vùng tiếp xúc là 30 – 35% tổng thể tích chung, với thời gian lưu nước là 4 – 6 giờ tùy thuộc vào dòng bùn hoạt tính tuần hoàn. Hiệu quả xử lý của hệ thống này thường đạt 85 – 95% khả năng loại bỏ BOD₅ và các chất rắn lơ lửng khỏi nước thải xử lý.

Bể bùn tiếp xúc-ổn định thường dùng trong xử lý nước thải sinh hoạt với số lượng đáng kể các hợp chất hữu cơ dưới dạng các phân tử chất rắn.



Hình 6.4 Bể bùn hoạt tính tiếp xúc - ổn định

Bể bùn hoạt tính thông khí kéo dài: Thường có thời gian lưu bùn kéo dài để ổn định lượng sinh khối rắn từ quá trình chuyển hóa của các vật chất hữu cơ bị phân hủy bởi vi khuẩn. Thời gian lưu bùn thường kéo dài từ 20 – 30 ngày, đồng nghĩa với việc cần thời gian lưu nước khoảng 24 giờ để duy trì khả năng pha trộn nồng độ các chất rắn lơ lửng trong nước. Thời gian lưu nước kéo dài có 2 tác dụng: làm giảm lượng chất rắn bị loại bỏ và làm tăng sự ổn định của quá trình. Tuy nhiên, đối với bể phản ứng loại lớn thì yếu tố này sẽ gây một số bất lợi, đó là làm hạn chế khả năng pha trộn.

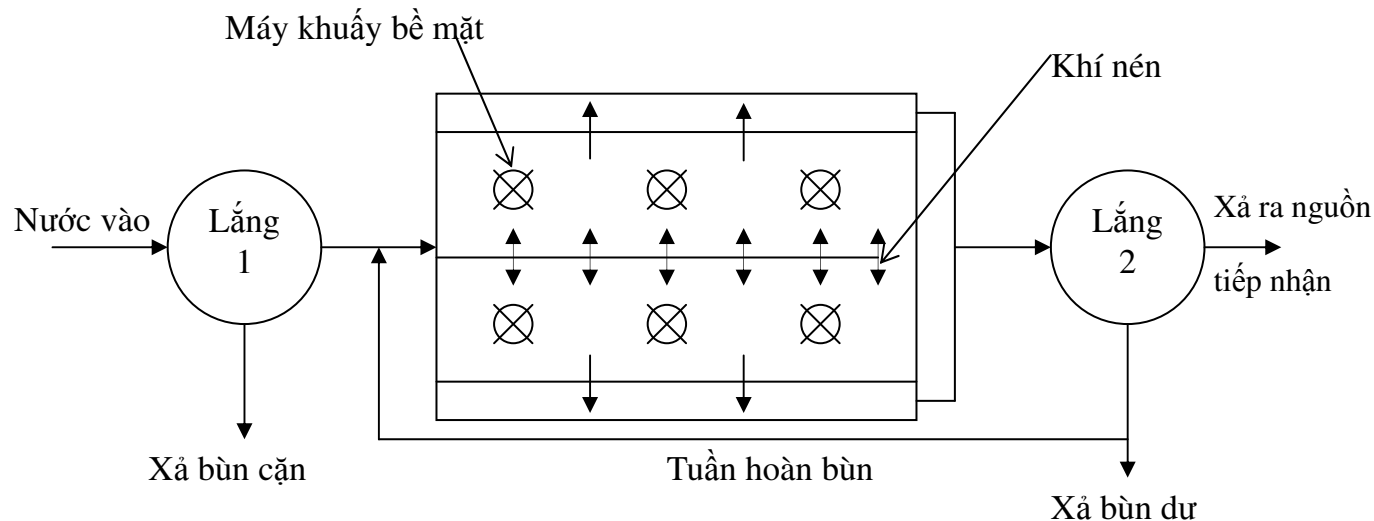


Hình 6.5 : Hệ thống bể bùn hoạt tính thông khí kéo dài

Bể bùn hoạt tính thông khí cao có khuấy đảo hoàn chỉnh: Bể hiếu khí có tốc độ thông khí cao và khuấy đảo hoàn chỉnh là loại Aerotank tương đối lý tưởng để xử lý nước thải có độ ô nhiễm cũng như nồng độ các chất lơ lửng cao. Aerotank loại này sẽ có thời gian làm việc ngắn. Rút ngắn được thời gian thông khí bằng vận hành ở tỷ số F/M cao, giảm tuổi thọ bùn hoạt tính (thời gian lưu nước trong bể ngắn). Trong bể Aerotank khuấy đảo hoàn chỉnh, nước thải, bùn hoạt tính, oxy hòa tan được khuấy trộn đều, tức thời. Do vậy, nồng độ bùn hoạt tính và ox hòa tan được phân bố đều ở mọi nơi trong bể và dẫn đến quá trình oxy hóa được đồng đều, hiệu quả cao.

Ưu điểm của công nghệ này là:

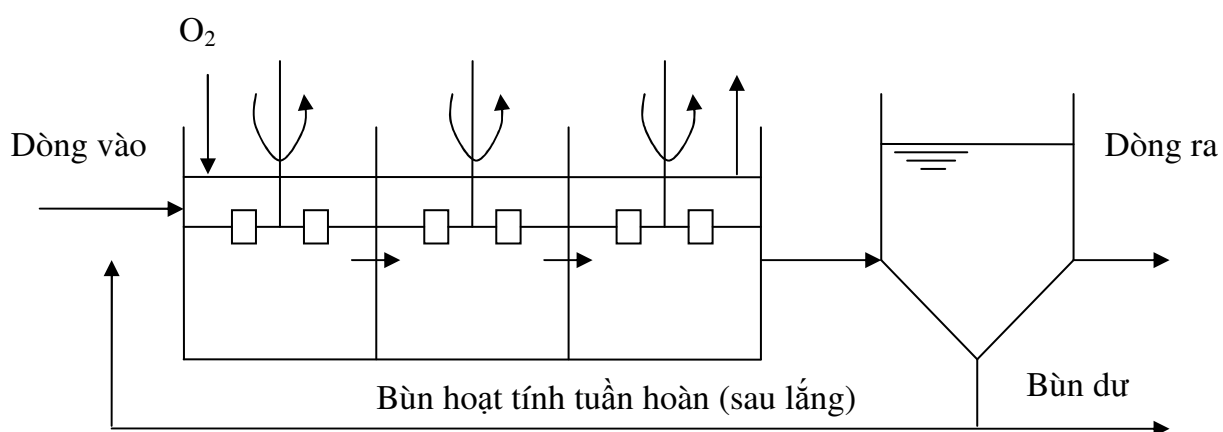
- ✓ Pha loãng ngay tức khắc nồng độ các chất nhiễm bẩn, kể cả các chất độc hại (nếu có).
- ✓ Không xảy ra hiện tượng quá tải cục bộ ở một nơi nào trong bể.
- ✓ Thích hợp cho xử lý các loại nước thải có tải trọng cao, chỉ số thể tích bùn cao, cặn khó lắng.



Hình 6.6. Bể Aerotank thông khí cao có khuấy đảo hoàn chỉnh

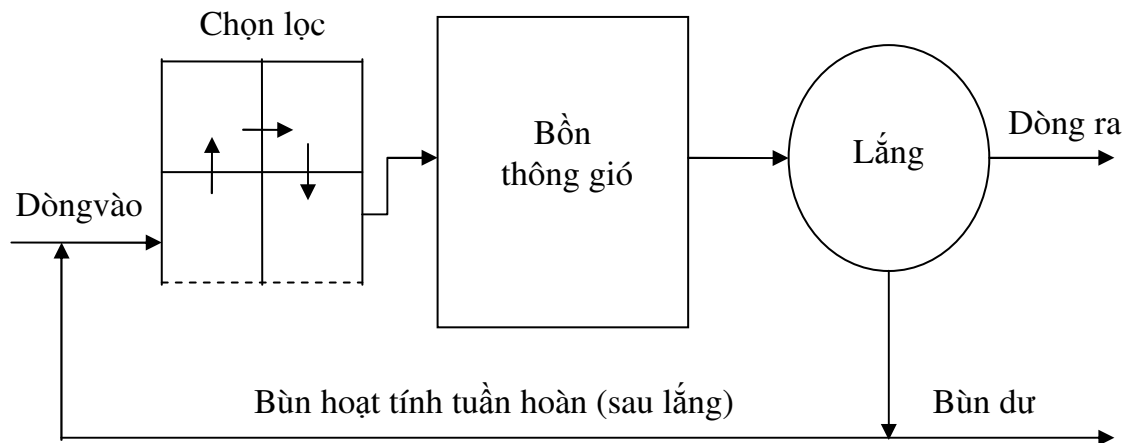
Dựa trên nguyên lý làm việc của aerotank khuấy đảo hoàn chỉnh, người ta thay không khí nén bằng cách sục oxy tinh khiết. Bể phản ứng thường có nhiều ngăn, kín, và cung cấp các dòng nước giàu oxy ở dạng khí hòa trộn trong chất lỏng. Dòng nước

thải vào và dòng bùn hoạt tính tuần hoàn chỉ được đưa vào ở ngăn đầu tiên cùng với oxy (thường tinh khiết 98%). Ở mỗi ngăn có sự pha trộn hoàn toàn trong từng ô. Sự pha trộn các chất rắn lơ lửng và oxy hòa tan được cung cấp cho mỗi ngăn. Các loại máy móc sử dụng trong loại bể này là: máy thổi khí bề mặt tốc độ nhỏ và tuabin đặt trong nước. Việc sử dụng nguồn oxy có độ tinh khiết cao sẽ có tác dụng làm gia tăng áp suất oxy tham gia trong mỗi ngăn, vì vậy sẽ làm tăng tỷ lệ chuyển hóa thể tích oxy hơn so với hệ thống sử dụng không khí. Điều này sẽ làm cho thể tích bể phản ứng sinh hóa cần sử dụng nhỏ lại, vì vậy thời gian lưu nước chỉ còn khoảng 2 – 4 giờ. Thời gian lưu bùn tối thiểu từ 1 – 2 ngày thường được sử dụng để xử lý nước thải sinh hoạt, còn đối với nước thải công nghiệp cần thời gian lưu bùn dài hơn.



Hình 6.7 Aerotank là việc với khí nén là oxy

Bể bùn hoạt tính chọn lọc: Bể bùn hoạt tính này chỉ mới được phát minh gần đây, được dùng để kiểm soát sự tăng trưởng quá mức của các vi khuẩn lên men, có thể gồm các loài gây hại. Nó cung cấp điều kiện môi trường có lợi cho sự tăng trưởng của các vi sinh vật kết bông, kết quả là làm gia tăng khả năng lắng đọng của bùn hoạt tính. Bể bùn hoạt tính chọn lọc sử dụng 2 cơ chế để chọn lọc các vi sinh vật: động học và trao đổi chất. Bể bùn hoạt tính chọn lọc thường chia thành từng khối thể tích nhỏ, chứa trong các ngăn riêng biệt. Dòng chảy xuống từ bể phản ứng có thể được pha trộn hoàn toàn hay chỉ là dòng chảy kín.



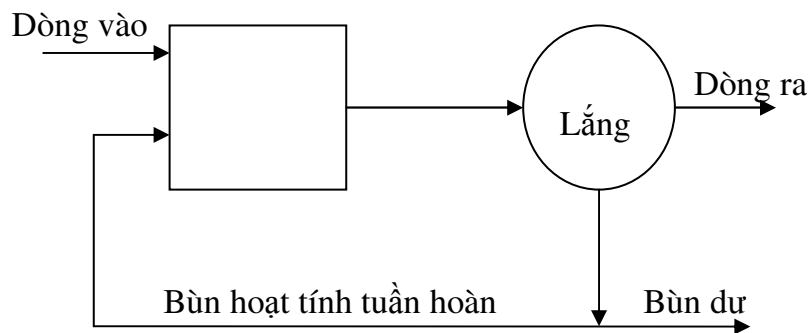
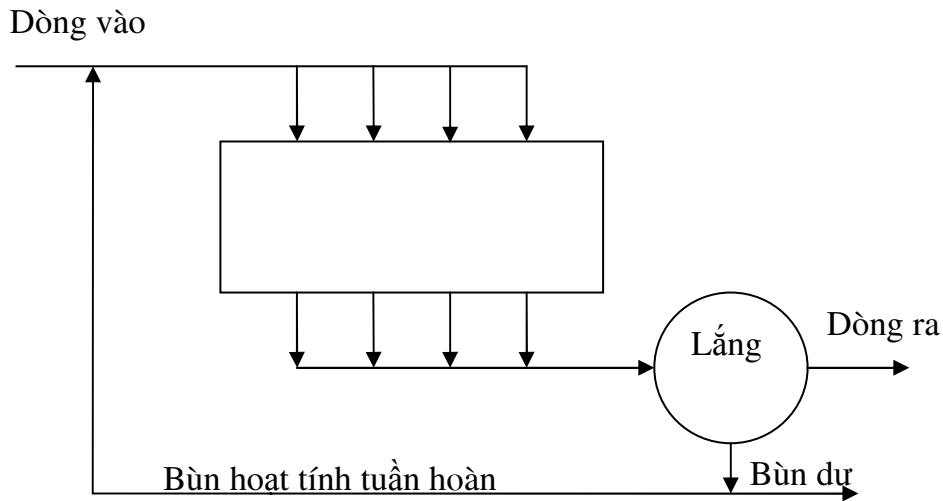
Hình 6.8 : Bể bùn hoạt tính chọn lọc

6.3.1.1 Khuấy trộn hoàn toàn

Loại bể bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn toàn đã được phát minh vào cuối những năm 50 của thế kỷ XX, mục đích là để xử lý nước thải công nghiệp có nồng độ đậm đặc, đặc biệt là các chất hữu cơ khó phân hủy. Việc xử lý loại nước thải này thường khó thực hiện trong bể bùn hoạt tính truyền thống do nồng độ các chất hữu cơ đầu vào quá cao, nó sẽ ngăn chặn sự tạo thành sinh khối, khiến cho quá trình xử lý kém hiệu quả.

Hình 6.8 mô tả 2 mô hình bể phản ứng sinh hóa thường được sử dụng để khuấy trộn hoàn toàn. Loại thứ nhất được sử dụng với hệ thống thông gió khuếch tán, khuấy trộn hoàn toàn một cách có hiệu quả bằng cách bổ sung dòng vào dọc theo chiều dài, phần hẹp của bể phản ứng, còn dòng ra được đưa ra ở phía đối diện. Loại thứ hai, bể phản ứng sinh hóa dạng ô vuông được sử dụng với dòng vào và dòng ra được bố trí trên cùng một đường thẳng để đạt được sự khuấy trộn có hiệu quả nhất. Trong cả 2 trường hợp, nước thải, bùn hoạt tính và oxy hòa tan được khuấy trộn đều tức thời sao cho nồng độ các chất được phân bố đều ở mọi phần tử trong bể.

Ưu điểm chính của hệ thống này là pha loãng ngay tức khắc nồng độ của các chất độc hại (kim loại nặng) trong toàn thể tích bể, không xảy ra hiện tượng quá tải cục bộ ở bất cứ phần nào của bể, áp dụng thích hợp cho loại nước thải có chỉ số thể tích bùn cao, cặn khó lắng. [2]



Hình 6.9 Bể bùn hoạt tính khuấy trộn hoàn toàn

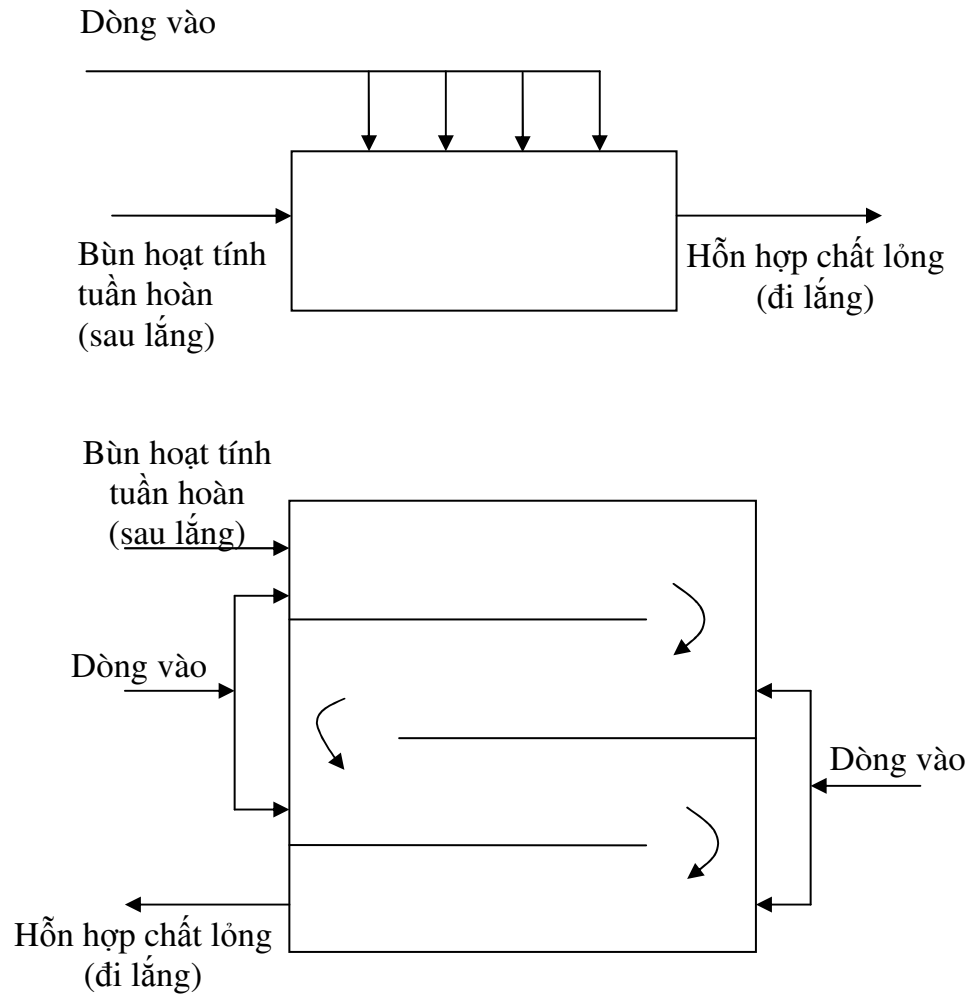
6.3.1.2 Dòng chảy nút (Bể bùn hoạt tính cấp khí giảm dần)

Sơ đồ này áp dụng khi thấy rằng ở đầu vào của bể cần lượng oxy lớn hơn (do nồng độ chất hữu cơ vào bể aerotank được giảm dần từ đầu đến cuối bể), do đó phải cung cấp không khí nhiều hơn ở đầu vào và giảm dần ở các ô tiếp theo để đáp ứng cường độ tiêu thụ không đều oxy trong toàn bể. [10]

Ưu điểm:

- + Giảm được không khí cấp vào, nghĩa là giảm công suất của máy thổi khí.
- + Không có hiện tượng làm thoáng quá mức làm ngăn cản sự sinh trưởng của vi khuẩn khử các hợp chất chứa Nitơ.
- + Có thể áp dụng ở tải trọng cao (F/M cao), chất lượng nước ra tốt hơn.

6.3.1.3 Thổi khí nhiều bậc (Bể bùn hoạt tính nạp nước thải theo bậc)



Hình 6.10 : Hệ thống bể bùn hoạt tính nạp nước thải theo bậc

Không giống với dạng bùn hoạt tính truyền thống, dòng nước vào được đưa vào hệ thống này ở những vị trí khác nhau dọc theo chiều dài bể. Có nhiều dạng bể bùn hoạt tính loại này với việc phân bố vị trí cung cấp dòng vào tùy thuộc vào hình dạng thiết kế. Thông thường bể bùn loại này có 4 ngăn, và nhu cầu cơ chất đầu vào cung cấp cho từng ngăn là như nhau và bằng $\frac{1}{4}$ tổng lưu lượng nước thải cần xử lý. Thời gian phản ứng hay thời gian thông khí của hệ thống thường từ 4 – 8 giờ (phụ thuộc lưu lượng dòng chảy), thời gian lưu ở từng ngăn là 4 – 12 ngày. Nạp theo bậc có tác dụng làm cân bằng tải trọng BOD theo thể tích và làm giảm độ thiếu hụt oxy ở đầu

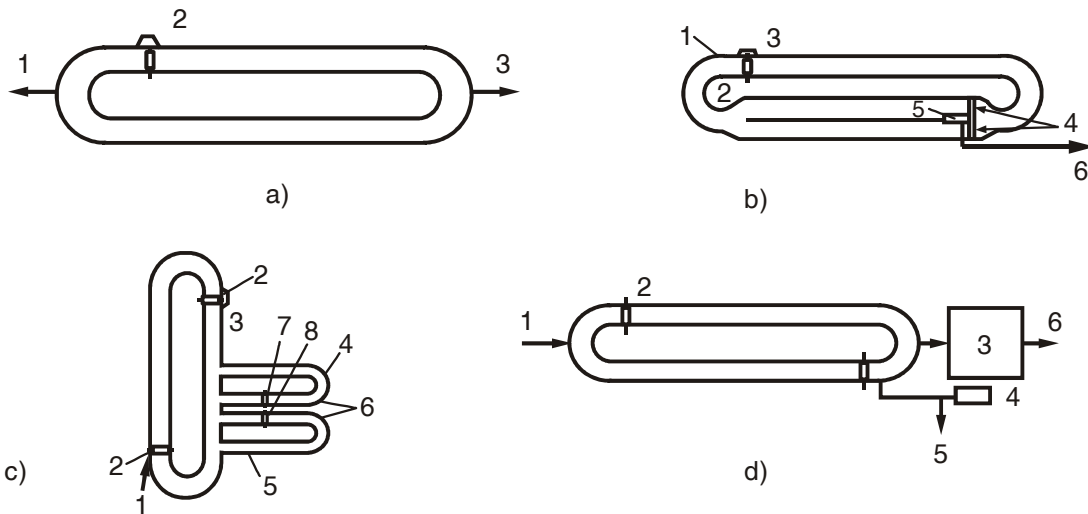
bể và lượng oxy cần thiết được trải đều theo dọc bể, làm cho hiệu suất sử dụng Oxy tăng lên, kết quả vận hành hệ thống này thường loại bỏ được từ 80 – 95% BOD₅ và các chất rắn lơ lửng khỏi nước thải. [2]

6.3.1.4 Mương oxy hóa:



Hình 6.11 : Mương oxy hóa

Lần đầu tiên được ứng dụng xử lý nước thải tại Hà Lan (1950) do tiến sỹ Pasveer chủ trì. Đây là một dạng Aerotank cải tiến khuấy trộn hoàn chỉnh trong điều kiện hiếu khí kéo dài chuyển động tuần hoàn trong mương. [12]



a) Mương oxy hóa pasver, hoạt động gián đoạn (1- nước vào; 2- máy thổi khí; 3- nước ra)

b) Mương oxy hóa có hai mương bên hông, hoạt động luân phiên aerotank và lắng (1- nước vào; 2,7,8- máy thổi khí; 3- cửa chặn bùn; 4- hào bên hông số 1; 5- hào bên hông số 2; 6- nước thải luân phiên)

c) Mương oxy hóa có hai hàng lang, dùng để lắng nước luân phiên (1- nước vào; 2- máy thổi khí; 3- cửa bùn; 4- cửa kiểm soát trong mương, làm việc luân phiên; 5- cửa thải; 6- nước ra)

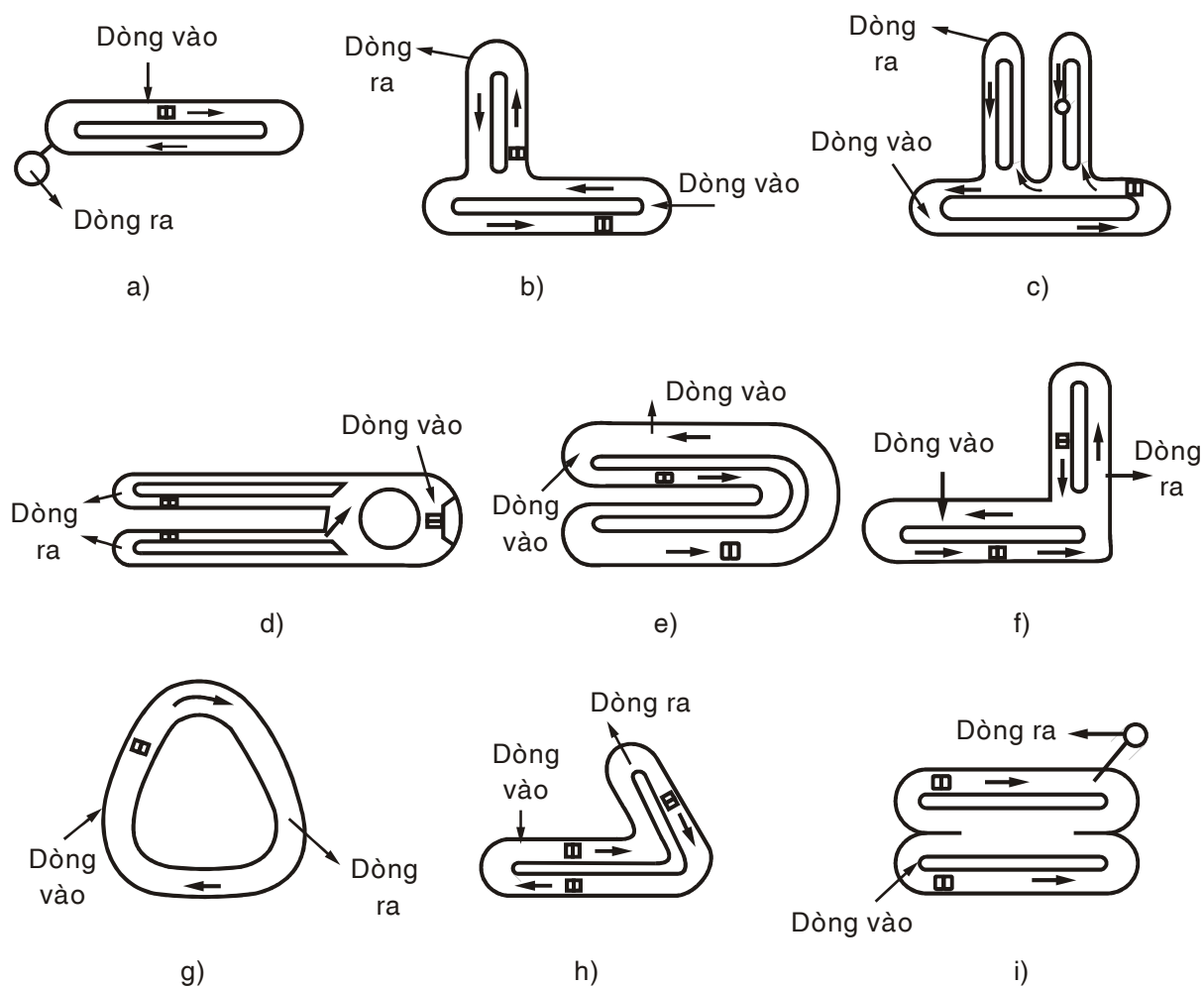
d) Mương oxy hóa có bể lắng riêng (1- nước vào; 2- máy thổi khí; 3- bể lắng trong; 4- máy bơm để tuần hoàn bùn; 5- tách bùn dư; 6- nước ra)

Hình 6.12 Các mương oxy hóa cơ bản

Mương oxy hóa đơn giản, không tốn nhiều công sức, với chi phí đầu tư nhỏ hơn 2 lần so với lọc sinh học. Nếu áp dụng đúng, mương oxy hóa có thể xử lý nước thải đảm bảo đạt yêu cầu. Tuy nhiên, do các yêu cầu kỹ thuật trong vận hành làm hạn chế việc ứng dụng các mương oxy hóa – chứa nước cho các xí nghiệp nhỏ làm việc 1 – 2 ca và các khu dân cư dưới 700 người. Ngoài ra, ngay cả khi vận tốc nước 0,3m/s vẫn có sự sụp lở đất của mương oxy hóa tại điểm gần máy thổi khí và ở các khúc quanh. Do đó, cần phải bao phủ sườn dốc mương ít nhất 0,6m thấp hơn mực nước cao nhất. Đối với vùng đất sét chặt có thể phủ bằng tấm lót, còn đối với vùng

cát phải bê tông hóa thành hoàn toàn. Đồng thời, mương phải có cấu trúc đơn giản nhất (hình chữ O) để tăng hiệu quả xử lý.

Mương oxy hóa có thể được phân thành 2 nhóm chính: liên tục và gián đoạn. Mương oxy hóa gián đoạn có hình vành khăn, sâu từ 0,9 – 1,5m, hoạt động luân phiên thổi khí và lắng. Vì vậy, quá trình xử lý có dạng bậc và thu được nước đã xử lý có chất lượng tốt (do quá trình lắng trong diễn ra với chiều sâu không lớn). Mương oxy hóa liên tục loại 1 giống mương oxy hóa gián đoạn nhưng nước vào và ra liên tục, quá trình lắng diễn ra trong 2 mương bên hông luân phiên nhau. Mương oxy hóa liên tục dạng 2 rất gọn, lắng và thải nước sạch tiến hành trong khoảng 30 – 40 phút. Trong thời gian này, lượng nước thải trong hào tăng và độ sâu ngập nước máy thổi khí cũng tăng.



- a) Dạng cồng kéo dài (dạng vành khăn); b) Có mương lắng bên hông;
 c) Có hai mương lắng bên hông; d) Có phần vòng tròn để đo hướng chuyển động của nước;
 e) Dạng chữ U; f) Dạng chữ L; g) Dạng quả lê; h) Dạng số 1; i) Dạng số 8

Hình 6.13 Dạng mặt bằng các mương oxy hóa

Khó khăn nhất trong thiết kế mương oxy hóa là tính đúng máy thổi khí; thông thường máy thổi khí có đường kính 700mm với tần số quay 80 vòng/phút, độ ngập nước 18 – 25cm là tốt nhất. Nước thải trước khi vào mương phải qua lưới chắn rác đường kính 25mm và đôi khi qua bể lắng cát.

Một số sơ đồ mương oxy hóa áp dụng tại Ba Lan, nơi có nhiều kinh nghiệm trong áp dụng các mương oxy hóa tuần hoàn, trình bày trên hình 6.11.

Thể tích mương oxy hóa tuần hoàn từ 100 – 1.235m²; dài 60 – 400m; độ sâu trung bình là 1m; độ nghiêng thành 1:1 và 1:1,5; lưu lượng nước thải từ 30 – 584m³. Các kết quả xử lý tốt nhất cho nước thải nhà máy sữa, nông nghiệp, nấu bia, ... Nước sau xử lý nhà máy sữa có BOD₅ = 8 – 10mg/l; còn nước thải sinh hoạt BOD₅ = 20 – 25mg/l.

- Ưu điểm :

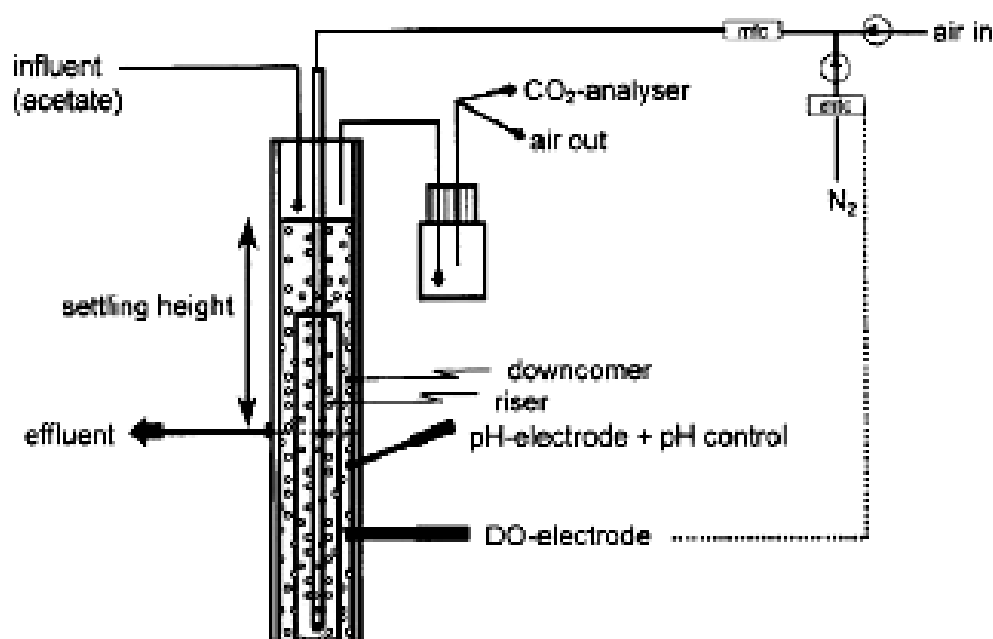
- + Hiệu quả xử lý BOD, nitơ, photpho cao.
- + Quản lí vận hành đơn giản.
- + Ít bị ảnh hưởng bởi sự dao động lớn về chất lượng và lưu lượng

- Nhược điểm :

- + Đòi hỏi diện tích xây dựng lớn.
- + Thời gian lưu nước dài
- + Lượng oxy cung cấp cho mương lớn.
- + Mương oxy hoá có thể áp dụng để xử lí nước thải cao su sau giai đoạn xử lí kỵ khí

6.3.1.5 Thiết bị khí nâng (Airlift reactor)

Mô hình thiết bị khí nâng được thể hiện như hình 6.12. Đường kính trong của **downcomer** là 6,25 cm. **Riser** có chiều cao là 90 cm, có đường kính trong là 4cm, thiết bị này nằm cách đáy của **downcomer** 1,25cm. Bể phản ứng này hoạt động như bể phản ứng gián đoạn nên còn được gọi là thiết bị khí nâng gián đoạn (SBAR). Thời gian lưu nước trong hệ thống là 5 - 6 giờ và tải lượng các chất lơ lửng đầu vào là 2,5 kg COD/m³.ngày. Không khí được cung cấp bởi thiết bị thổi khí nhỏ nằm ở đáy với vận tốc 80m/giờ, và tốc độ dòng khí này được kiểm soát bởi **mass-flow controller**. Nhiệt độ của bể phản ứng được duy trì ở 20°C bằng cách sử dụng các thiết bị ổn nhiệt, và pH luôn được duy trì ở giá trị $7,0 \pm 0,2$. Bể phản ứng đạt sự pha trộn tốt và mức độ hỗn loạn cao với thời gian tuần hoàn chất lỏng khoảng 0,6 giây.



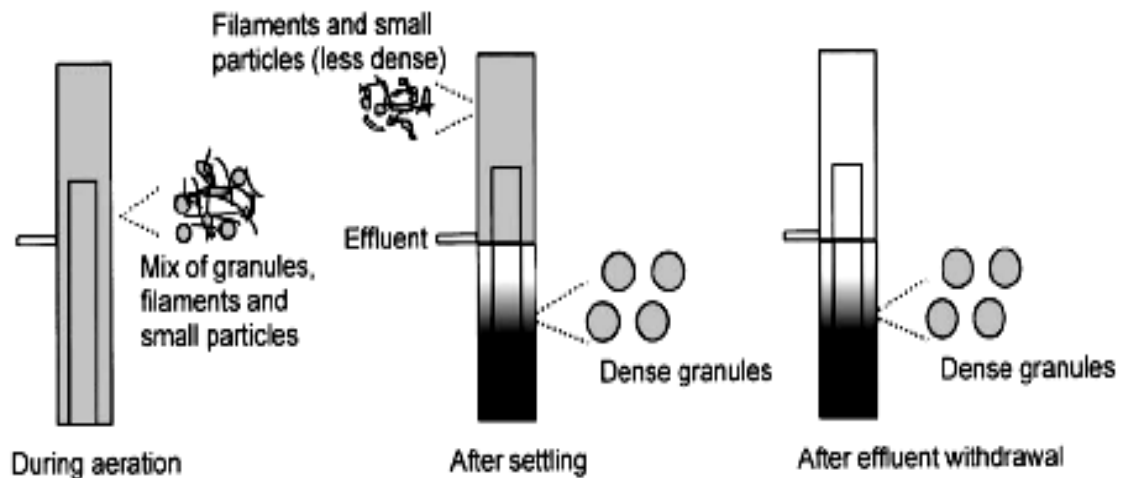
Hình 6.14 Mô hình thiết bị khí nâng

Bể phản ứng hoạt động hiệu quả với chu kỳ 3 giờ/lần. Trong mỗi chu kỳ hoạt động, cần 2 phút để đưa chất lỏng vào hệ thống, 170 phút thông gió, 3 phút để lắng đọng và 5 phút để thu hồi dòng ra. Dòng thải ra được thu hồi tới vị trí cách đáy bể 50cm.

Bùn hoạt tính từ quá trình loại bỏ các chất dinh dưỡng trong hệ thống xử lý sẽ được **inoculum**. DO, pH và khí CO₂ thoát ra từ hệ thống sẽ được kiểm tra liên tục. Trọng lượng khô của bể phản ứng (dw), phân tro của sinh khối, tổng C hữu cơ trong dòng ra (TOC), sinh khối trong bể phản ứng và mật độ sinh khối (r) sẽ được tính toán mỗi ngày. Hình thái của các hạt nhỏ sẽ được đo một cách đều đặn bằng phương pháp IA (phân tích hình ảnh). Acetate, NH₄⁺, NO₂⁻, và NO₃⁻ đôi khi sẽ được tính toán trong mỗi chu kỳ vận hành để xác định chu kỳ tuần hoàn của chúng.

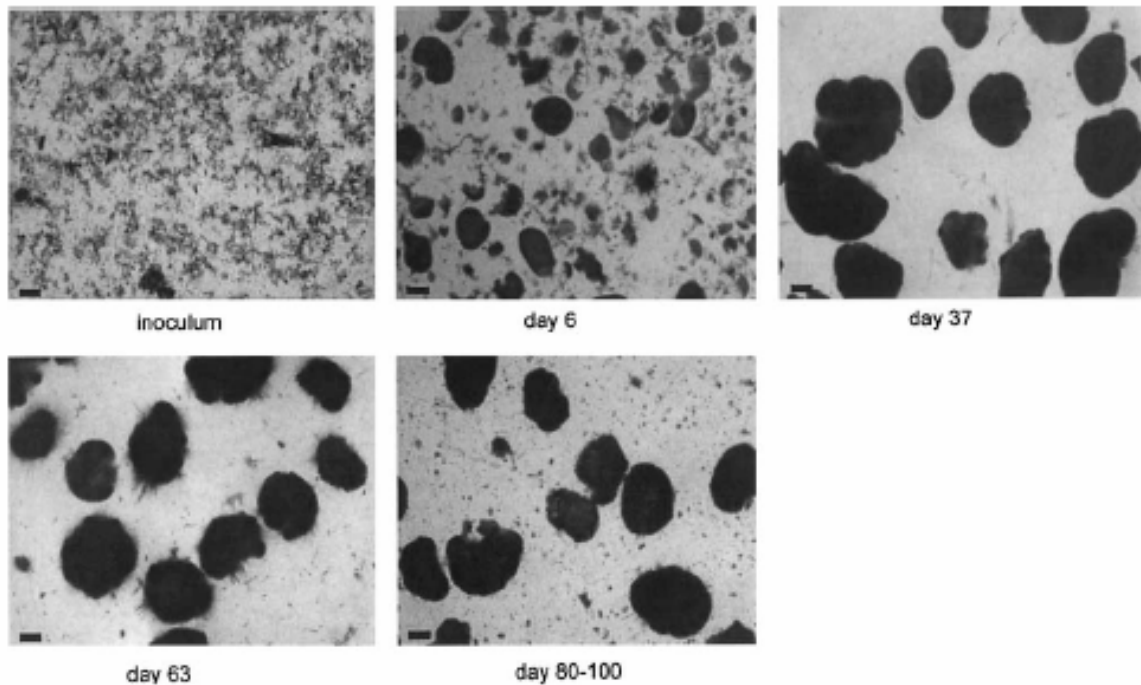
Bể phản ứng này vận hành trong khoảng 140 ngày. Ở ngày thứ 42, một vài mg bùn hoạt tính nitrat hóa sẽ được thêm vào bể để thúc đẩy sự tích lũy nitrifiers trong hệ thống. Quá trình Nitrat hóa và khử nitrat luôn được chú ý trong suốt quá trình hoạt động của hệ thống. Để đánh giá sự tối ưu của quá trình khử nitrat hóa, từ ngày 66 đến ngày thứ 71, DO trong bể phản ứng sẽ được giảm xuống đến mức không đổi bằng cách pha trộn thêm vào dòng khí cung cấp ban đầu một lượng khí N₂, nhưng vẫn duy trì tốc độ dòng khí như cũ, và trong những ngày tiếp theo, DO của hệ thống vẫn không được điều chỉnh lại.

Hoạt động của bể phản ứng này cũng cần sự tham gia của các chất trung gian, như: Medium A: NaAc 97,7mM, MgSO₄.7H₂O: 3,7mM. Medium B: K₂HPO₄: 20mM, KH₂PO₄ 10mM, KCl 4,8mM, NH₄Cl 30 mM; các yếu tố vi lượng tan như Vishniac và Santer 10 ml/l. Trong mỗi chu kỳ hoạt động, khoảng 150 ml medium A, 150 ml medium B và 1300 ml nước máy được thêm vào trong bể phản ứng.



Hình 6.15 Mô hình quá trình lắng đọng và mật độ các hạt bùn trong bể phản ứng

Các hạt bùn bắt đầu xuất hiện và phát triển trong bể phản ứng trong vòng 1 tuần đầu sau khi được gắn kết vào bể, và trong các ngày phản ứng tiếp theo, các hạt bùn này sẽ bắt đầu tăng kích thước dần dần. Quá trình chọn lọc các hạt bùn từ hỗn hợp sinh khối trong bể phản ứng dựa vào tốc độ lắng đọng khác nhau giữa các hạt bùn (tốc độ lắng đọng nhanh) và các sợi tảo (tốc độ lắng đọng chậm). Những yếu tố có thời gian lắng đọng khoảng 10 m/giờ sẽ được giữ lại trong bể phản ứng. Sau 3 phút, những phần tử nào không kịp lắng xuống sẽ bị đưa ra ngoài theo dòng thải. Sau 1 tháng vận hành, các hạt bùn sẽ đạt được đường kính 2,5mm. Đồng thời, mật độ bùn trong bể gia tăng tỷ lệ thuận với sự gia tăng sinh khối, mật độ cao nhất mà nó đạt được là khoảng 60 g VSS/l. [5]



Hình 6.16 Kích thước hạt bùn trong trong thiết bị khí nâng theo thời gian

6.3.1.6 Tăng trưởng hiếu khí của sinh khối trong các tháp kín A – B (Aerobic growth of biomass in packed towers)

Bể phản ứng dạng tháp kín là loại bể sinh học với tác nhân sinh trưởng bám dính được sử dụng phổ biến nhất, nó chứa các vi sinh vật tăng trưởng trên các giá đỡ cố định và để cho dòng nước thải chảy qua lớp màng bám trên giá đỡ này. Gần đây, các tháp kín thường sử dụng lớp plastic như giá đỡ cố định trong hệ thống. Người ta thường sử dụng 2 loại tháp chính: **random packing**, hình dạng thường thấy là hình trụ với đường kính xấp xỉ 5 cm và chiều dài là 5 m; loại thứ hai là **bundle media**, thường là lớp màng ngăn dạng bán cố định đàn hồi với bề mặt phẳng thẳng đứng. Lớp trung gian này được đặt trong hệ thống để làm nhiệm vụ lọc tự nhiên đối với **random packing**, nhưng đối với **bundle media** thì nó chỉ có nhiệm vụ làm giảm lượng nước trào ra và hạn chế ảnh hưởng của gió. Những vòi phun được lắp đặt cố định có thể hoạt động một cách liên tục hoặc gián đoạn với chuyển động thủy lực

quay vòng. Sau khi đi qua màng giá đỡ, nước thải đã xử lý sẽ được tập trung lại tại hệ thống công thoát ngầm rồi chảy vào bể lắng để loại bỏ sinh khối.

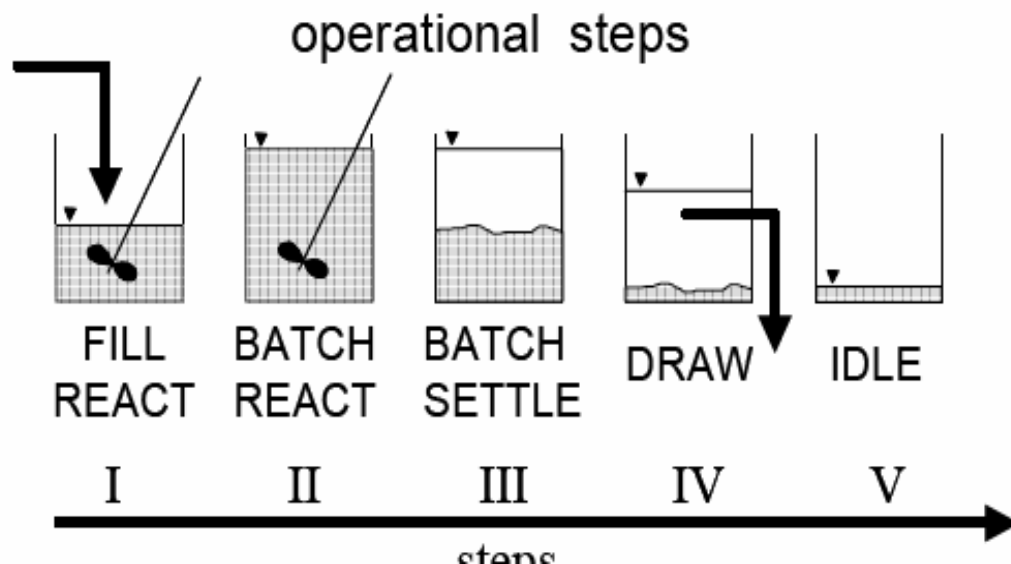
Khi nước thải chứa các chất hữu cơ, N hoặc những tác nhân cung cấp năng lượng chảy qua tháp kín, các vi sinh vật sẽ tiêu thụ các chất nền và tăng trưởng bám dính vào lớp màng tạo thành màng vi sinh. Sinh khối lơ lửng sau khi lắng đọng tự nhiên, phần còn lại sẽ được thải ra ngoài theo dòng nước đã xử lý. Trong một số trường hợp, dòng thải từ tháp xử lý sẽ được tuần hoàn lại ở đỉnh tháp, điều này cho phép kiểm soát được tốc độ dòng chảy qua tháp và chi phối nồng độ của chất nền. Dòng tuần hoàn này thường được lọc sau khi xả thải ra, nhưng không phải là luôn luôn.

Mặc dù tháp kín là hệ thống có cấu tạo đơn giản nhất trong hệ thống các tác nhân tăng trưởng lơ lửng, nhưng mô hình hoạt động của nó lại phức tạp nhất, nguyên nhân là do: thứ nhất là cả tác nhân cho và nhận điện tử của hệ thống cần phải được cung cấp vào màng sinh học để thực hiện các phản ứng chuyển hóa. Thứ hai, mặc dù dòng thải thường được xem là chảy bình thường qua lớp màng mỏng ở hầu hết các hệ thống, nhưng thực tế thì hình thái của dòng chảy lại thực sự khá phức tạp. Thứ ba, các chủng vi khuẩn khác nhau sẽ phải cạnh tranh về chất dinh dưỡng và không gian sống ở màng sinh học nhiều hơn so với các tác nhân sinh trưởng lơ lửng đồng nhất. Thứ tư, màng sinh học không được hình thành một cách đồng đều trên toàn bộ lớp phủ, nói đúng hơn là sự hình thành lớp màng này phụ thuộc vào cả hình thái dòng chảy của chất lỏng và nồng độ chất nền trong đó. [2]

6.3.1.7 Bể hiếu khí gián đoạn - SBR (Sequencing Batch Reactor)

Bể SBR là hệ thống xử lý nước thải với bùn hoạt tính lơ lửng theo kiểu làm đầy và xả cặn, hoạt động theo chu kỳ gián đoạn (do quá trình làm thoáng và lắng trong được thực hiện trong cùng 1 bể). Các bước xử lý trong chu kỳ hoạt động của hệ thống như sau: 1- làm đầy, 2- sục khí (khử BOD), 3- lắng trong, 4- xả cặn dư và xả nước ra, 5- nghỉ. Tiếp tục thực hiện xử lý theo chu kỳ mẻ nước thải khác. [8]

SEQUENTIAL BATCH REACTORS (SBR)



Hình 6.17 Các bước xử lý trong chu kỳ hoạt động của hệ thống SBR

Pha làm đầy có thể là các trạng thái: tĩnh, khuấy trộn hoặc thông khí, tùy thuộc vào đối tượng cần xử lý. Trạng thái tĩnh là do năng lượng đầu vào thấp và nồng độ các chất nền cao ở cuối giai đoạn. trạng thái khuấy trộn là do có sự khử nitrat (khi có sự hiện diện của nitrat) các chất lơ lửng sẽ làm giảm nhu cầu oxy và năng lượng đầu vào, và cần phải có điều kiện thiếu hoặc kỵ khí cho quá trình loại bỏ sinh hóa P. Trạng thái thông khí là do các phản ứng hiếu khí ban đầu, làm giảm thời gian tuần hoàn và giữ nồng độ chất nền ở mức thấp, điều này là quan trọng nếu tồn tại thành phần các chất hữu cơ dễ bị phân hủy với nồng độ độc tính cao.

Nếu không có phản ứng sinh hóa xảy ra trong suốt pha làm đầy tĩnh, nồng độ chất nền trong bể SBR sẽ đạt tối đa ở cuối pha này. Nếu trạng thái khuấy trộn được chọn, nồng độ chất nền, nồng độ oxy hòa tan và nồng độ nitrat sẽ thay đổi trong suốt quá trình. Khi không có oxy hiện diện, nitrat sẽ trở thành tác nhân nhận điện tử và phản ứng sinh hóa thiếu khí sẽ làm giảm chất nền. cuối cùng, sự lên men hoặc các phản ứng sinh hóa kỵ khí sẽ bắt đầu một khi oxy và nitrat được lấy hết ra. Trạng thái thông khí được tiến

hành khi khí được cung cấp trong suốt quá trình làm đầy. tốc độ phân hủy chất nền được giới hạn bởi tốc độ phản ứng sinh hóa là hàm của sinih khối, và nồng độ chất nền khi nồng độ oxy hòa tan cao hơn so với nồng độ tối thiểu, hoặc là hàm của tốc độ với oxy được cung cấp từ thiết bị thổi khí. Trong trường hợp đầu tiên, kích thước bể SBR thường nhỏ hơn, nhưng thiết bị thổi khí lớn hơn và năng lượng cung cấp lớn hơn. Trong trường hợp thứ hai, đòi hỏi có bề phản ứng lớn hơn, nhưng hệ thống thông gió nhỏ hơn và năng lượng cần cung cấp ít hơn. Khi các phản ứng sinh hóa bị giới hạn bởi tốc độ thông gió, nồng độ oxy hòa tan tiến gần tới 0.



Hình 6.18 Bể SBR

6.3.1.8 Unitank

Cấu tạo đơn giản nhất của một hệ thống Unitank là một khối bể hình chữ nhật được chia là 3 ngăn, 3 ngăn này thông thủy nhau bằng cửa mở ở phần tường chung. Kích thước mỗi ngăn là 20,5m x 20,5m x 5m; chiều cao 5m nhưng mực nước được giữ ở mức 4,5m. Trong mỗi ngăn có 1 máy sục khí bề mặt công suất 75KW và cánh khuấy. Hai ngăn ngoài có thêm hệ thống máng tràn nhằm thực hiện cả 2 chức năng:

vừa là bể Aerotank (sục khí) và bể lắng. Nước thải được đưa vào từng ngăn. Nước sau xử lý theo máng tràn ra ngoài; bùn sinh học dư cũng được đưa ra khỏi hệ từ hai ngăn ngoài. Hoạt động của bể gồm 2 pha chính và 2 pha trung gian.

Pha chính thứ nhất:

Nước thải được nạp vào ngăn A. lúc này ngăn A đang sục khí. nước thải vào sẽ được hòa trộn với bùn hoạt tính. Các hợp chất hữu cơ được hấp thụ và phân hủy một phần, quá trình này gọi là sự tích lũy. Từ ngăn A, hỗn hợp bùn lỏng (nước + bùn) chảy qua ngăn B và tiếp tục được sục khí. bùn sẽ phân hủy nốt các chất hữu cơ đã được hấp thụ ở ngăn A, quá trình này gọi là sự tái sinh. Cuối cùng hỗn hợp bùn lỏng tới ngăn C, ở đây không sục khí và không khuấy trộn. trong điều kiện tĩnh lặng, các hạt bùn lắng xuống do trọng lực, còn nước trong được thu ra bằng máng tràn. Bùn sinh học dư được loại bỏ tại ngăn C. để tránh sự lồi cuốn bùn từ A, b và tích lũy ở C, hướng dòng chảy sẽ được thay đổi sau 120 – 180 phút (sự chuyển pha).

Pha trung gian thứ nhất:

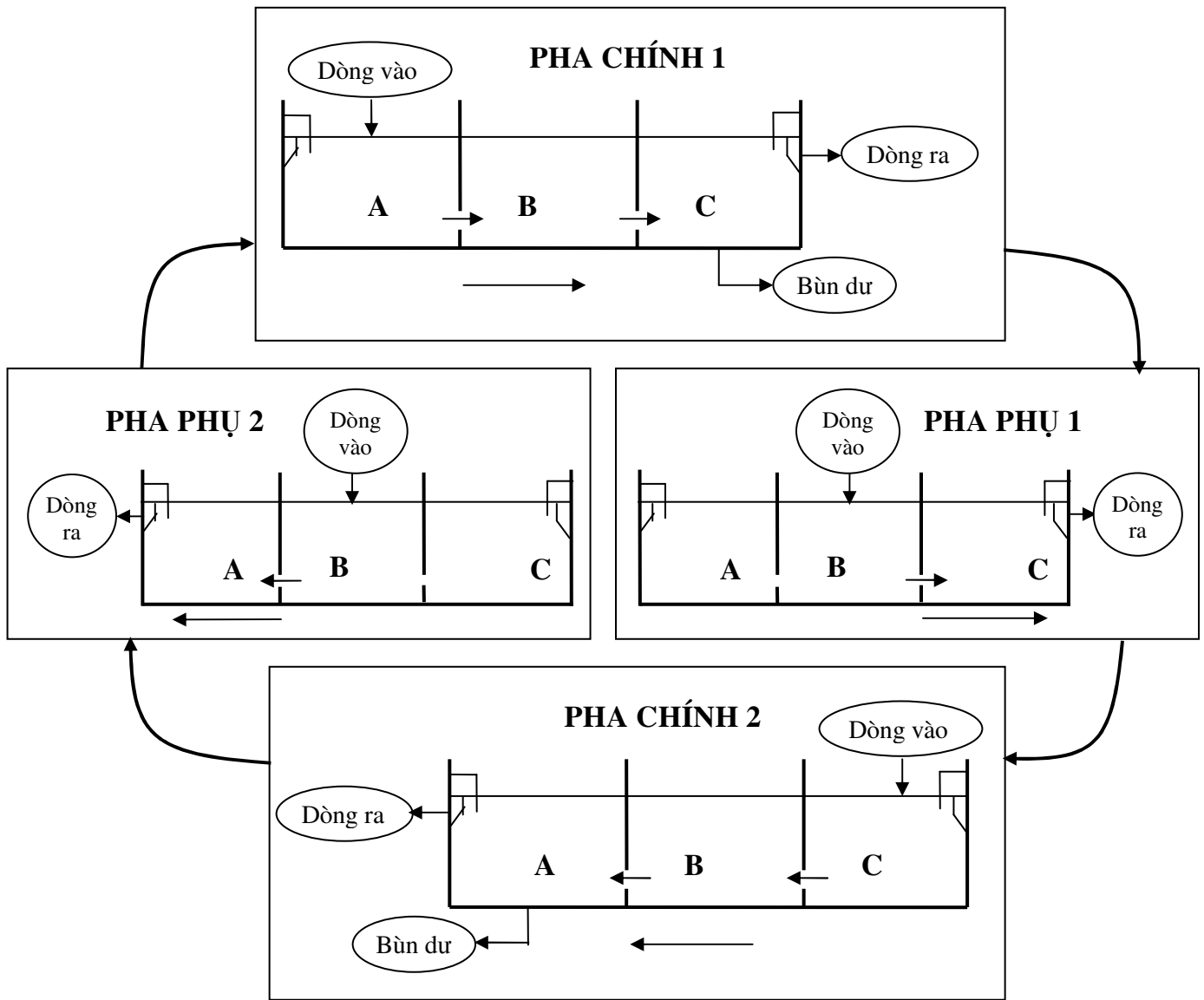
Mỗi pha chính được tiếp nối bằng một pha trung gian. Chức năng của pha này là chuyển đổi ngăn sục khí thành ngăn lắng. nước thải được nạp vào ngăn B và cả 2 ngăn A, C đều đang trong quá trình lắng. trong thời gian này, pha chính tiếp theo (với hướng dòng chảy ngược lại) được chuẩn bị, đảm bảo cho sự phân tách tốt, dòng ra sạch.

Pha chính thứ hai:

Pha này tương tự như pha chính thứ nhất nhưng với dòng chảy ngược lại. nước thải được nạp vào ngăn C, chảy qua B tới A. Ngăn A bây giờ đóng vai trò là ngăn lắng (không sục khí, không khuấy trộn).

Pha trung gian thứ hai:

Pha này đối nghịch với pha trung gian thứ nhất. ngăn sục khí C bây giờ sẽ chuyển thành ngăn lắng trong khi ngăn A đang ở phần cuối của quá trình lắng và ngăn B sục khí. pha này chuẩn bị cho hệ thống bước vào pha chính thứ nhất và bắt đầu chu trình mới.



Hình 6.19 Sơ đồ hoạt động của Unitank

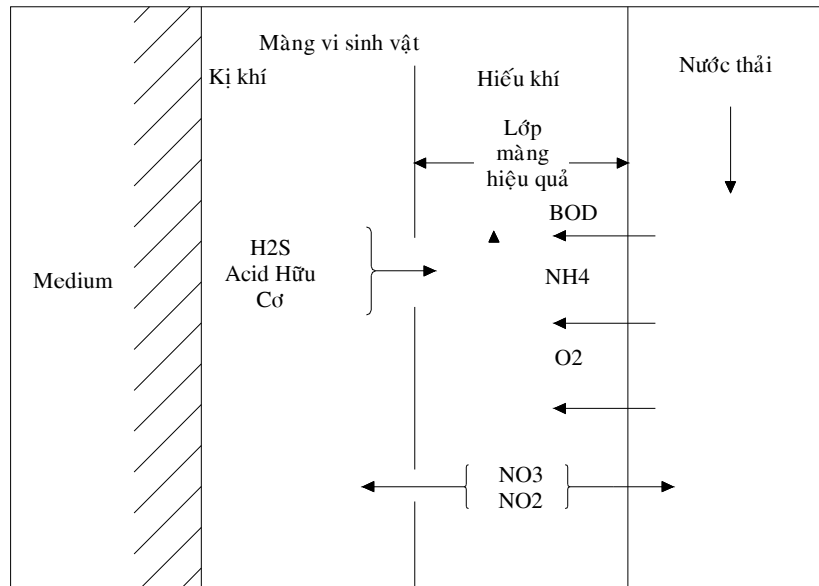
6.3.2 Lọc sinh học

Thiết bị lọc sinh học là thiết bị được bố trí đệm và cơ cấu phân phối nước cũng như không khí. Trong thiết bị lọc sinh học, nước thải được lọc qua lớp vật liệu bao phủ bởi màng vi sinh vật. Các vi khuẩn trong màng sinh học thường có hoạt tính cao hơn vi khuẩn trong bùn hoạt tính. Màng sinh học hiếu khí là một hệ vi sinh vật tùy tiện. Ở

ngoài cùng của màng là lớp vi khuẩn hiếu khí mà dễ thấy là trực khuẩn *Bacillus* ở giữa là các vi khuẩn tùy tiện như *Alkaligenes*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Micrococcus* và cả *Bacillus*. Lớp sâu bên trong màng là các vi khuẩn kỵ khí khử S và nitrat như *Desulfovibrio*. Phần cuối cùng của màng là các động vật nguyên sinh và một số sinh vật khác. Vi sinh trong màng sinh học sẽ oxy hóa các chất hữu cơ, sử dụng chúng làm nguồn dinh dưỡng và năng lượng. Như vậy, chất hữu cơ được tách ra khỏi nước, còn khối lượng của màng sinh học tăng lên. Màng vi sinh chết được cuốn trôi theo nước và đưa ra khỏi thiết bị lọc sinh học.

Vật liệu đệm là vật liệu có độ xốp cao, khối lượng riêng nhỏ và bề mặt riêng phần lớn như sỏi, đá, ống nhựa, sợi nhựa, xơ dừa.... Màng sinh học đóng vai trò tương tự như bùn hoạt tính. Nó hấp thụ và phân hủy các chất hữu cơ trong nước thải. Cường độ oxy hóa trong thiết bị lọc sinh học thấp hơn trong aerotank. Phần lớn các vi sinh vật có khả năng xâm chiếm bề mặt vật rắn nhờ polimer ngoại bào, tạo thành một lớp màng nhầy. Việc phân hủy chất hữu cơ diễn ra ngay trên bề mặt và ở trong lớp màng nhầy này. Quá trình diễn ra rất phức tạp. Ban đầu, oxy và thức ăn được vận chuyển tới bề mặt lớp màng. Khi này, bề dày lớp màng còn tương đối nhỏ, oxy có khả năng xuyên thấu vào trong tế bào. Theo thời gian, bề dày lớp màng này tăng lên, dẫn tới việc bên trong màng hình thành một lớp kỵ khí nằm dưới lớp hiếu khí. Khi chất hữu cơ không còn, các tế bào bị phân hủy, trở thành từng mảnh, cuốn theo dòng nước.

Các yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý trong thiết bị lọc sinh học là: bản chất của chất hữu cơ ô nhiễm, vận tốc oxy hóa, cường độ thông khí, tiết diện màng sinh học, thành phần vi sinh, diện tích và chiều cao thiết bị, đặc tính vật liệu đệm (kích thước, độ xốp và bề mặt riêng phần), tính chất vật lý của nước thải, nhiệt độ của quá trình, tải trọng thủy lực, cường độ tuần hoàn, sự phân phối nước thải... [8], [10]



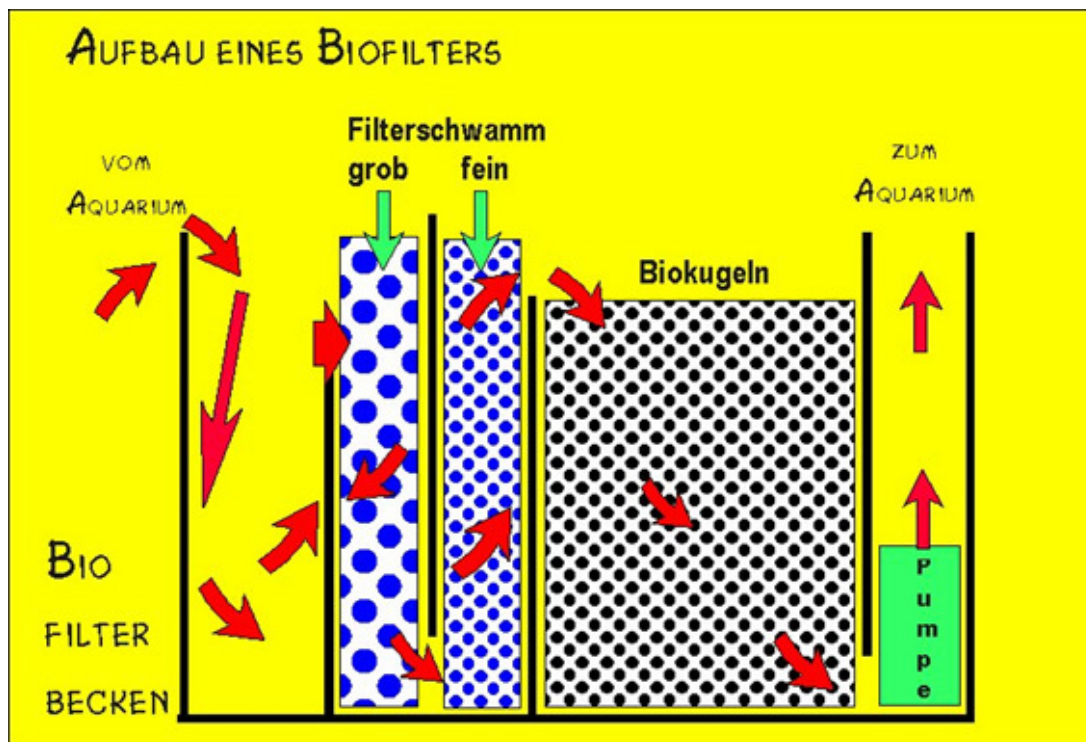
Hình 6.20 Cấu tạo màng sinh học

- Ưu điểm:

- + Khởi động nhanh : 2 tuần
- + Khả năng loại bỏ những cơ chất phân huỷ chậm
- + Khả năng chịu biến động về nhiệt độ và tải lượng ô nhiễm.
- + Sự đa dạng về thiết bị xử lí
- + Hiệu quả cao đối với nước thải có nồng độ ô nhiễm thấp.

- Nhược điểm

- + Không có khả năng điều khiển sinh khối
- + Tốc độ làm sạch bị hạn chế bởi quá trình khuếch tán: vật liệu làm giá thể phải có diện tích bề mặt riêng lớn. Thêm vào đó vận tốc nước chảy trên bề mặt màng phải đủ lớn.

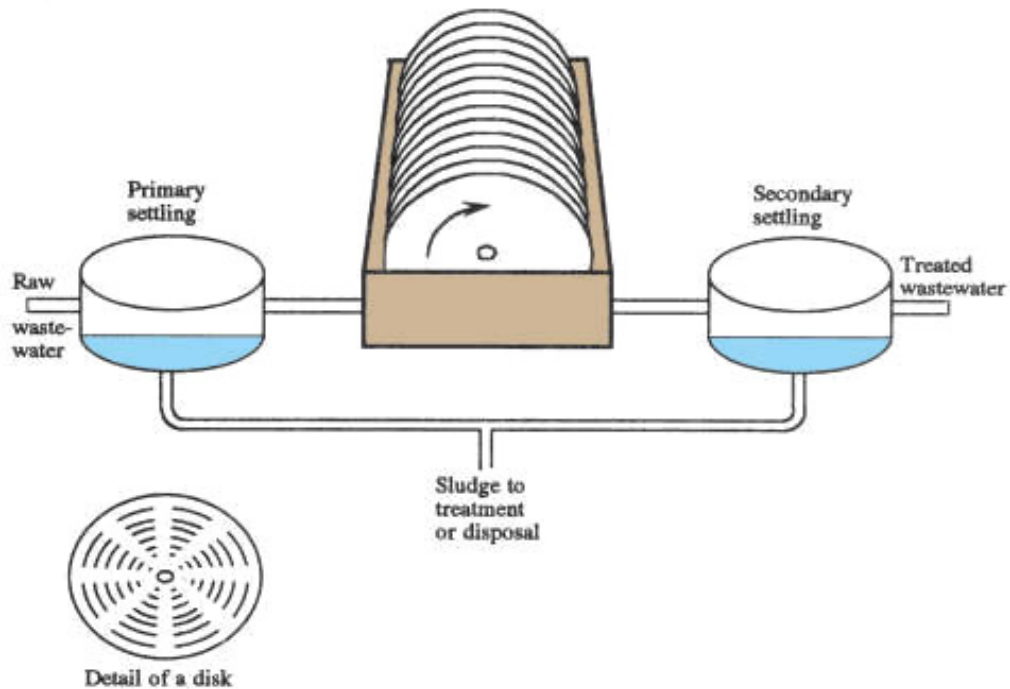


Hình 6.21 Lọc sinh học

6.3.2.1 RBC (Rotating Biological Contactor - Đĩa quay sinh học):

Được áp dụng đầu tiên ở Cộng hòa liên bang Đức năm 1960 sau đó ở Mỹ và Canada để khử BOD và Nitrat rất hiệu quả. RBC được sử dụng nhiều để xử lý nước thải chế biến thủy sản.

RBC gồm hàng loạt đĩa tròn, phẳng làm bằng polystyren (PS) hoặc polyvinylclorua (PVC) lắp trên một trục bằng thép có đường kính tới 3,5m. Các đĩa được đặt ngập một phần trong nước thải (40%) và quay từ từ với tốc độ 1 – 3 vòng/phút. Trong quá trình vận hành, các vi sinh vật sẽ sinh trưởng gắn kết trên bề mặt đĩa và hình thành lớp màng mỏng nhầy trên bề mặt ướt của đĩa (1 – 4mm). Khi đĩa quay, lần lượt làm cho lớp màng vi sinh vật tiếp xúc với chất hữu cơ trong nước thải và với không khí để hấp thụ oxy. Đĩa quay cũng là cơ chế để tách các chất rắn thừa ra khỏi bề mặt các đĩa nhờ lực ly tâm. [8]



Hình 6.22 Đĩa quay sinh học

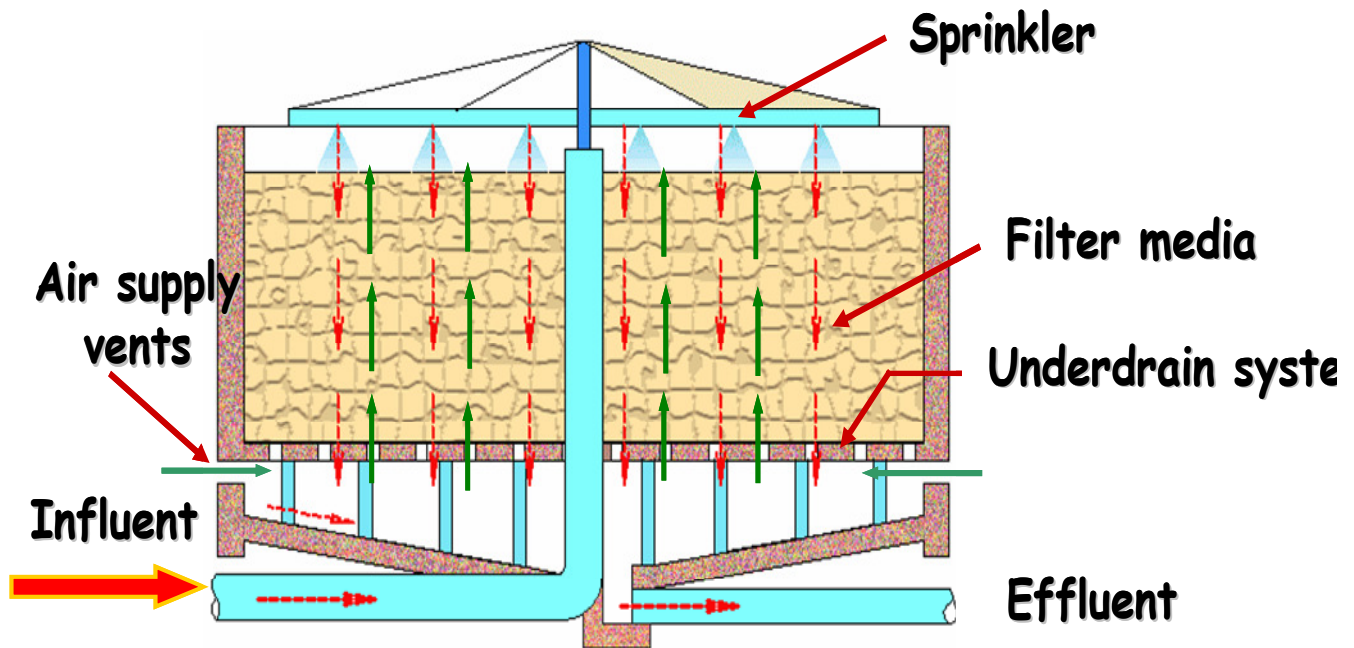
6.3.2.2 Lọc nhỏ giọt:

Bể lọc sinh học nhỏ giọt rất đa dạng, gồm các loại: lọc sinh học nhỏ giọt quay; biophin nhỏ giọt gồm các nửa ống hình trụ được bố trí ngang thành hàng song song với nhau và có bề mặt lốm quay lên; bể lọc sinh học thô; xử lý nước thải triệt để, thường có hình trụ hoặc chữ nhật. [2]; [8]

Thiết bị lọc nhỏ giọt thường bao gồm 5 thành phần chính: môi trường lọc đệm, bể chứa, hệ thống cung cấp nước thải, cống thoát ngầm, và hệ thống thông gió.

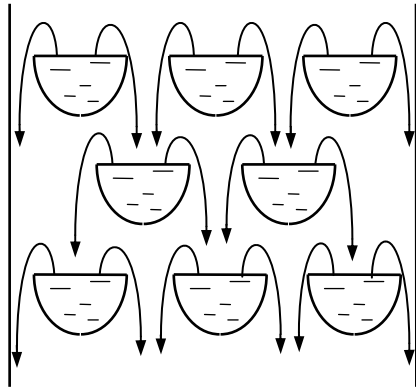
- Môi trường lọc đệm thường cung cấp cho bề mặt của hệ thống các vi sinh vật tăng trưởng, tồn tại trong các loại vật chất như đá, gỗ, chất dẻo tổng hợp với nhiều loại và hình dạng khác nhau, nhưng thường dùng nhất là đá có đường kính 25 – 100mm.
- Bể chứa dùng để chứa môi trường đệm và nước thải cần xử lý, đồng thời kiểm soát ảnh hưởng của gió. Bể chứa thường xây bằng bê tông hoặc vật liệu làm bằng sợi thủy tinh, thép có sơn ngoài, ...

- Hệ thống cung cấp nước thải cung cấp nước thải cho môi trường đệm. Việc cung cấp đều đặn là cần thiết để duy trì tình trạng ẩm ướt cho toàn bộ phần đệm.
- Cống thoát ngầm có 2 chức năng. Thứ nhất là để tập trung dòng chảy thoát ra để chuyển đi xử lý tiếp ở nơi khác hay thải bỏ ra môi trường. Thứ hai là tạo ra một khoảng trống để không khí bên ngoài có thể lưu thông vào tầng đệm, do đó cung cấp lượng oxy cần thiết cho sự chuyển hóa hiếu khí.
- Hệ thống thông gió cung cấp không khí cho hệ thống lọc bằng các thiết kế thổi gió tự nhiên hay được cung cấp một cách thụ động.



Hình 6.23 Thiết bị lọc sinh học nhỏ giọt quay

Bể lọc sinh học nhỏ giọt dùng để xử lý nước thải triệt để, thường có hình trụ hoặc chữ nhật. Đặc điểm riêng của bể là kích thước hạt vật liệu lọc nhỏ hơn 25 - 30mm, tải trọng thủy lực 0,5 - 1 m³/m³ vật liệu lọc.ngày. Hiệu suất xử lý rất cao, có thể lên đến 90% (theo BOD). Công suất oxy hoá, là lượng oxy tính theo BOD trong ngày trên 1 m³ vật liệu lọc, được xác định dựa trên nhiệt độ nước thải, mức độ nhiễm bẩn, vật liệu lọc và phương pháp thông khí. [2]; [8]



Hình 6.24 Bể biophin thông khí

Hình 6.20 trình bày thiết bị thông khí - lọc sinh học. Thiết bị này có các nửa ống trụ đường kính 80mm được bố trí nằm ngang xen kẽ nhau. Nước thải đi vào từ trên, đổ đầy các ống nửa trụ và chảy tràn xuống dưới. Ở mặt ngoài của ống hình thành các màng sinh học, còn bên trong ống là khối sinh vật giống như bùn hoạt tính. Nước được bão hòa oxy khi chảy từ trên xuống. Thiết bị này có năng suất và hiệu quả xử lý cao. [11]

6.3.2.3 Lọc sinh học ngập nước (đệm cố định, đệm giãn nở)

Được sử dụng ở Pháp, Mỹ, Úc trong những năm 90 của thế kỷ XX dùng để xử lý nước thải sinh hoạt và công nghệ thực phẩm. Bể lọc hoạt động theo chu kỳ: nước thải và không khí cùng chiều hay ngược chiều, đi từ dưới lên hay từ trên xuống tiếp xúc với vật liệu lọc.

Nước sau khi qua bể lắng đợt 1 được bơm lên máng phân phối, theo ống dẫn phân bố đều trên diện tích đáy bể. Nước được trộn đều với không khí cấp từ ngoài vào qua dàn phân phối. Hỗn hợp khí- nước thải đi cùng chiều từ dưới lên, qua lớp vật liệu lọc. Tại đây xảy ra quá trình khử BOD và chuyển hoá NH_4^+ thành NO_3^- . Lớp vật liệu lọc cũng có khả năng khử cặn lơ lửng trong nước thải. Khi bể lọc đạt đến tổn thất áp lực yêu cầu, ta tiến hành rửa bể lọc. Đóng van cấp nước và khí, đóng, mở van xả rửa liên tục nhiều lần. Có 2 cách tiến hành xả rửa: cùng chiều và đi từ dưới lên; ngược chiều: nước thải đi từ trên xuống, gió đi từ dưới lên sẽ gây tổn thất thủy lực

qua lớp lọc cao, hiệu quả xử lý thấp. Quy trình cùng chiều cho hiệu quả cao và tổn thất áp lực nhỏ. [2]

6.4 THÔNG SỐ TÍNH TOÁN

6.4.1 Tính toán bể Aerotank

6.4.1.1 Aerotank năng suất cao với sự khoáng hóa bùn hoạt tính tách biệt

Thể tích cần thiết của vùng sục khí được xác định theo thời gian lưu của nước thải, tính theo lưu lượng giờ trung bình (nếu hệ số không đồng đều $\leq 1,25$), hoặc theo lưu lượng giờ tối đa (nếu hệ số không đồng đều lớn hơn). Để tính thể tích cần thiết của vùng sục khí, tốt nhất là sử dụng các dữ liệu nghiên cứu hoặc thực tế vận hành aerotank đối với các nước thải có thành phần tương tự. Nếu không có các dữ liệu đó thì có thể sử dụng các phụ thuộc sau, phù hợp với kết quả xử lý nhiều loại nước thải của công nghiệp thực phẩm: [12]

$$R_1 = R_o + k_1[a_1(1 - \eta_1)]^m \cdot L_t^n \quad (6.1)$$

Hoặc: $R_1 = R_o + k_1 a_{n_1}^m \cdot L_t^n$

với: R_1 - vận tốc oxy hóa chất bẩn trong aerotank theo BOD_t mg/(l.h)

R_o - vận tốc tối thiểu oxy hóa chất bẩn, $R_o = 16\text{mg}/(\text{l.h})$

k_1 - hằng số vận tốc oxy hóa ở $t^o = 18^o\text{C}$; $k_1 = 0,75\text{h}^{-1} (\text{mg/l})^{-1}$

m, n - bậc của phản ứng sinh hóa: $m = 0,75$; $n = 1,25$

η_1 - độ tro của bùn, phần đơn vị

a_1, a_{n_1} - liều lượng bùn hoạt tính theo chất khô và không tro tương ứng, g/l.

Công thức xác định thời gian sục khí có dạng cuối cùng như sau:

$$t_1 = \frac{L_o - L_t}{16 + 0,75[a_1(1 - \eta_1)]^{0,75} L_t^{1,25}} = \frac{L_o - L_t}{16 + 0,75 a_{n_1}^{0,75} L_t^{1,25}} \quad (6.2)$$

Ta nhận thấy rằng, sự gia tăng liều lượng bùn mặc dù thúc đẩy quá trình oxy hóa chất bẩn nhưng sẽ làm cản trở sự tăng trưởng của khối bùn hoạt tính. Điều đó là do sự trao đổi chất trong các vi sinh xảy ra mãnh liệt, còn dòng chất thức ăn đến nó và dòng sản phẩm đi ra từ nó được thực hiện chủ yếu bởi sự khuếch tán quá trình này

chậm hơn. Dễ hiểu rằng khi mật độ tế bào vi sinh lớn trong vùng bao quanh chúng không đủ thức ăn và nồng độ sản phẩm tăng cao.

Hệ số k_T tính theo nhiệt độ trung bình của nước thải thu được từ kết quả xử lý các số liệu khảo sát trong và ngoài nước như sau:

$$k_T = \frac{k_{18^\circ}}{0,0028T + 0,04} \quad \text{khi } t \leq 18^\circ\text{C} \quad (6.3)$$

$$k_T = \frac{k_{18^\circ}}{0,004T + 0,03} \quad \text{khi } t > 18^\circ\text{C} \quad (6.4)$$

$$k_{T18^\circ} = 0,09$$

Để thuận tiện cho việc tính toán thời gian thông khí cần thiết có thể sử dụng giản đồ thực nghiệm (Hình 6.23).

Số liệu thu được theo giản đồ hình 6.23 tương ứng với nhiệt độ nước thải bằng 18°C .

Muốn tính thời gian sục khí ở nhiệt độ nước thải khác thì kết quả thu được từ giản đồ hoặc công thức (6.2) phải nhân với hệ số nhiệt độ k_T .

Đôi khi trong tính toán thực tế cần xác định thời gian sục khí cần thiết có thể sử dụng hiệu quả xử lý. Hiệu quả xử lý chia ra làm hai đại lượng tương đối E_1 và tuyệt đối E_2 . Xác định theo công thức sau:

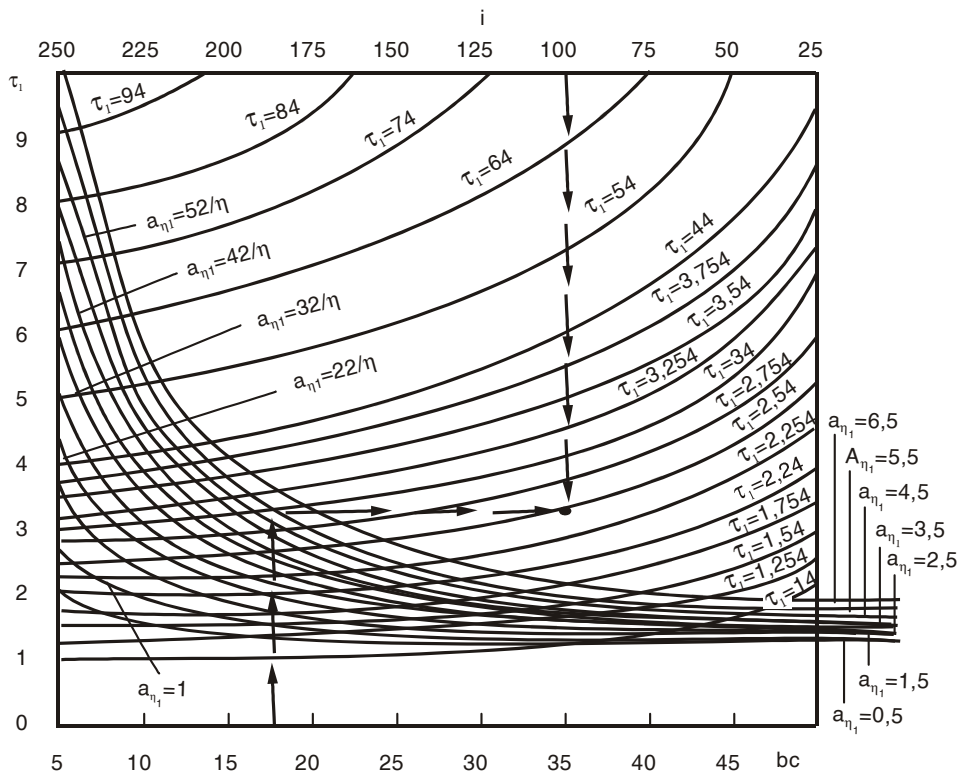
$$E_1 = \frac{L_t}{L_o} 100\% \quad (6.5)$$

$$E_2 = \frac{L_o - L_t}{L_o} 100\%$$

Công thức xác định thời gian sục khí cần thiết có dạng sau:

$$t_1 = \frac{L_o \left(1 - \frac{E_1}{100}\right)}{16 + 0,75 a_{n_1}^{0,75} \left(\frac{L_o}{100}\right)^{1,25}} \quad (6.6)$$

$$t_1 = \frac{\frac{E_2}{100 L_o}}{16 + 0,75 a_{n_1}^{0,75} \left(L_o - \frac{E_2}{100}\right)^{1,25}}$$



Hình 6.25 Giản đồ tính aerotank năng suất cao

Xác định kích thước bể lắng đợt II

Chế độ công nghệ của bể lắng đợt II khác nhiều so với chế độ công nghệ của bể lắng đợt I do bản chất và nồng độ chất lơ lửng cũng như các thông số thủy lực mà trước hết là có dòng bùn hoạt tính tuần hoàn.

Nếu tính bể lắng đợt II theo kinh nghiệm thông thường đối với bể lắng đứng là nhận thời gian lắng bằng 1,5÷2 giờ thì có thể sẽ không hoạt động được hoặc khả năng lắng rất thấp. Trên cơ sở khảo sát hoạt động của các bể lắng cho aerotank năng suất cao có thể viết công thức sau:

$$\tau_1 = 0,36a_{\eta_1} \frac{i_1^{0,55}}{b_{\tau}^{1,12}} + 1,25 \quad (6.7)$$

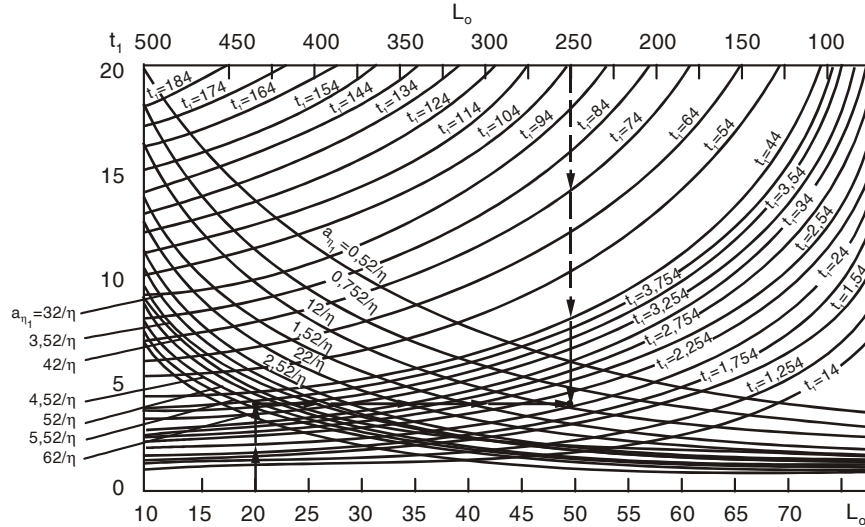
Hoặc tính cho bùn không tro với $\eta_1 = 0,8$:

$$\tau_1 = 0,45a_{\eta_1} \frac{i_1^{0,55}}{b_{\tau}^{1,12}} + 1,25 \quad (6.8)$$

với: τ_1 - thời gian lắng cần thiết, h; i_1 - chỉ số bùn, cm^3/g

b_t - nồng độ chất lơ lửng bị lôi cuốn theo nước, mg/l.

Để thuận lợi cho việc tính toán, có thể sử dụng giản đồ (Hình 6.24).



Hình 6.26 Giản đồ tính bề lắng đợt II của aerotank năng suất cao

Chỉ số bùn là một trong các thông số cơ bản đặc trưng của bùn hoạt tính, được sử dụng rộng rãi trong vận hành hệ thống xử lý. Thông thường chỉ số bùn trong aerotank từ 50÷90, chỉ số này tương ứng mức độ xử lý cao và bùn lắng tốt trong bể lắng đợt II.

Đường cong biến đổi chỉ số bùn theo tải trọng có ba vùng rõ rệt: vùng có chỉ số bùn thấp (tải trọng trong khoảng 25÷600mg/g ngày đêm), vùng bùn trương nở (khoảng tải trọng 600÷1250mg/g ngày đêm) và vùng có chỉ số bùn tăng dần (khoảng tải trọng 1250÷4000mg/g ngày đêm). Công thức thực nghiệm chỉ số bùn phụ thuộc tải trọng:

$$i = \frac{R_a^{1,25}}{100} + 35 \left[1 + \frac{10}{\exp\left(\frac{R_a}{1,25} - 6,4\right)^2} \right] \quad (6.9)$$

trong đó R_a là tải trọng theo BOD_t , mg/(g ngày đêm).

Công thức này áp dụng cho nhiệt độ trung bình nước thải 16÷18°C. Nếu nước thải có nhiệt độ khác thì sai số tính i theo công thức trên càng lớn.

Bảng 6.1 Bảng chỉ số bùn phụ thuộc tải trọng

Tải trọng mg/(g ngày đêm)	i (cm ³ /g)	Tải trọng mg/(g ngày đêm)	i (cm ³ /g)	Tải trọng mg/(g ngày đêm)	i (cm ³ /g)
50	36,3	250	44,8	1000	188,2
75	37,2	300	47,3	1250	109,3
100	38,2	400	52,8	1500	102,6
125	39,0	500	59,6	2000	168,4
150	40,1	600	92,9	2500	212,8
175	41,3	700	154,5	3000	258,9
200	42,6	800	427,6	3500	298,0
225	43,7	900	268,0	4000	351,2

Nồng độ bùn hoạt tính phụ thuộc lưu lượng bùn tuần hoàn nhưng là đại lượng không ổn định do trong điều kiện thực tế lưu lượng và thành phần nước thải dao động, đặc biệt dao động đáng kể đối với trạm xử lý nhỏ. Nếu bỏ qua dao động thành phần và lưu lượng nước thải và ảnh hưởng của các yếu tố thủy sinh và thủy động, ta có hàm phụ thuộc:

$$a_{\eta_1} = \left(\frac{b_o + a_{i_1} r_1}{1 + r_1} \right) (0,8 + 0,85) \quad (6.10)$$

với: b_o - hàm lượng chất lơ lửng trong nước thải đầu vào, g/l

a_{i_1} - nồng độ bùn tuần hoàn, g/l; r_1 - hệ số tuần hoàn, phần đơn vị.

Công thức này cho kết quả đúng khi thể tích bùn tuần hoàn không quá 100% lưu lượng trung bình giờ nước thải. Nếu lượng bùn tuần hoàn lớn hơn 100%, công thức này cho kết quả không phù hợp với thực tế, và sự không phù hợp càng cao khi r_1 càng cao. Điều này được giải thích là khi tăng lưu lượng bùn tuần hoàn sẽ diễn ra sự khuấy đục trong bể lắng đợt II và nồng độ bùn tuần hoàn bắt đầu giảm, tạo thành hàm phụ thuộc: $a_{i_1} = f(r_1)$

Công thức chính xác hơn tính đến sự phụ thuộc bùn tuần hoàn vào hệ số tuần hoàn r_1 và chỉ số bùn i_1 có dạng:

$$a_{n_1} = \frac{\left[b_o + r_1 \left(\frac{2 \cdot 10^3}{i + 50} \right)^\alpha \right] + (0,8 + 0,85)}{1 + r_1} \quad (6.11)$$

với: $\alpha = 0,9 - 0,051gr_1$

Tăng phần bùn tuần hoàn lớn hơn 200% với mục đích tăng liều lượng bùn không có ý nghĩa thực tế. Ngoài ra, tăng quá lớn dòng bùn tuần hoàn làm giảm khả năng làm việc của vùng lắng, tạo sự lồi cuốn bùn ra khỏi bể.

Xác định kích thước bể lên men hiếu khí (bể khoáng hóa bùn hoạt tính)

Bùn dư của hệ thống xử lý hoạt động trong chế độ năng suất cao được lấy ra (liên tục hoặc gián đoạn) và đưa đi xử lý trong bể lên men hiếu khí.

Hiệu quả lên men hiếu khí bùn hoạt tính phụ thuộc đặc tính nước thải, tải trọng của bùn và điều kiện nhiệt độ và điều đó giải thích sự khác nhau lớn giữa vận tốc lên men bùn của các hệ thống xử lý khác nhau. Bùn nước thải công nghiệp được khoáng hóa đến 30÷40% trong thời gian 6÷10 ngày.

Thể tích bể lên men hiếu khí bùn được tính theo công thức:

$$V_2 = t_2 \cdot q_1 \frac{a_1}{a_2}$$

với: t_2 - thời gian lên men: $t_2 = 5 \div 10$ ngày đêm

q_1 - lưu lượng bùn dư từ aerotank, $m^3/\text{ngày đêm}$

a_{11} - nồng độ bùn tuần hoàn theo chất khô g/l hoặc kg/m^3

a_2 - liều lượng bùn trong bể lên men sục khí g/l hoặc kg/m^3 thường nhận bằng 10÷15.

Từ công thức ta thấy liều lượng bùn càng cao trong bể lên men thì thể tích nó càng nhỏ. Vì vậy với mục đích bảo đảm tính liên tục cho quá trình công nghệ của bể khoáng hóa, thường người ta bố trí bể nén bùn. Lưu lượng bùn hoạt tính dư có thể xác định theo công thức:

$$q_1 = \frac{P_1}{a_{i_1}} \quad (6.12)$$

trong đó P_1 là vận tốc tăng trưởng bùn hoạt tính theo chất khô, tấn/ngày đêm.

Sự tăng trưởng bùn phụ thuộc nhiều yếu tố và quan trọng nhất là tính chất nước thải, chế độ công nghệ của aerotank cũng như nồng độ chất lơ lửng và chất tan (đặc biệt là chất hữu cơ). Có nhiều công thức để xác định sự tăng trưởng bùn nhưng nói chung không mang tính tổng quát.

Sự tăng trưởng bùn dao động theo mùa trong năm, giảm trong mùa hè. Vì vậy, công thức chính xác xác định bùn tăng trưởng hiện nay chưa có.

Thường sự tăng trưởng bùn được xác định theo thực nghiệm đối với nước thải thực tế hay tương tự, nếu không có các số liệu đó có thể sử dụng công thức sau:

$$q_1 = \beta_1 \frac{R_1 V_1 24}{a_{\eta_1} 10^6}$$

với: β_1 - hệ số tăng trưởng bùn, đối với bể aerotank cao tải, β_1 nằm trong khoảng 1,25÷1,75; trung bình 1,5

R_1 - vận tốc oxy hóa chất bẩn trong aerotank, mg/(l.h) hoặc g/(m³.h); V_1 - thể tích hữu ích bể aerotank, m³

a_{η_1} - liều lượng bùn hoạt tính trong bể aerotank theo chất khô, g/l.

Xác định kích thước bể nén bùn đã khoáng hóa

Trước khi đưa bùn đã khoáng hóa ra sân bùn cần phải đưa nó vào bể nén, thể tích của bể được tính cho thời gian lắng 12÷16h, tính theo lưu lượng Q_1 bùn dư. Trong quá trình nén, một lượng lớn chất rắn lơ lửng đi ra cùng với nước khoảng 40÷80mg/l (trung bình 60mg/l). Ngoài ra, còn có thể có vi sinh nổi hoặc dầu mỡ. Do đó nước bùn được quay trở lại hệ thống xử lý hoặc thải bỏ cùng với nước sau xử lý, sau khi kiểm tra tổng nồng độ SS trong dòng ra chung, dù trường nào trong bể nén bùn cũng cần có dụng cụ giữ và loại tạp chất nổi.

Lượng nước tách ra trong quá trình nén bùn xác định như sau:

$$q_2 = q_1 \frac{a_2' - a_i}{a_2'} \quad (6.13)$$

với a_2' là nồng độ bùn được nén theo chất khô nhận bằng 15÷20g/l. Lượng bùn nén đưa ra bãi bùn: $q_2' = q_1 - q_2$

6.4.1.2 Tối ưu hóa công nghệ bể aerotank năng suất cao

Tăng liều lượng bùn trong aerotank cho phép tăng vận tốc oxy hóa chất hữu cơ, giảm thời gian sục khí và vì vậy là một trong các phương pháp tăng năng suất của bể. Mặt khác, tăng liều lượng bùn gây phức tạp cho bể lắng đợt II, tăng lượng bùn bị cuốn theo nước hoặc làm tăng thể tích bể lắng nếu muốn giữ nguyên hàm lượng chất lơ lửng trong nước ra.

Bài toán tối ưu hóa là tìm liều lượng bùn hoạt tính sao cho thể tích (giá thành) của hệ thống “aerotank + bể lắng đợt II” là tối thiểu. Xác định liều lượng bùn tối ưu, nghĩa là tìm cực trị của hàm $f(a_1) = t = t_1 + t_2$ bằng cách cho đạo hàm của nó = 0:

$$f'(a_1) = \frac{dt_1}{da_1} + \frac{d\tau_1}{da_1} = 0$$

Hoặc:
$$f'(a_{n_1}) = \frac{dt_1}{da_{n_1}} + \frac{d\tau_1}{da_{n_1}} = 0$$

Ví dụ, đối với nước thải chứa chất dễ phân hủy sinh học có nồng độ BOD_t dưới 500mg/l và bùn tạo thành dễ lắng, ta có:

$$f'(a_{n_1}) = \frac{1,25a_{n_1}^{0,25} [L_t^{2,25} - L_t^{1,25} L_o]}{(16 + 0,75a_{n_1}^{0,75} L_t^{1,25})^2} + \frac{i_1^{0,55}}{b_\tau^{1,12}} = 0$$

Từ phương trình này ta có các nhận xét sau:

- Tăng BOD của nước thải thì phải tăng liều lượng bùn.
- Khi chỉ số bùn tăng thì về mặt kinh tế phải giảm liều lượng bùn.
- Liều lượng bùn tối ưu trong xử lý không hoàn toàn thấp hơn trong xử lý hoàn toàn.

- Tăng liều lượng chất lơ lửng trong nước ra từ bể lắng đợt II cho phép tăng liều lượng bùn hoạt tính.

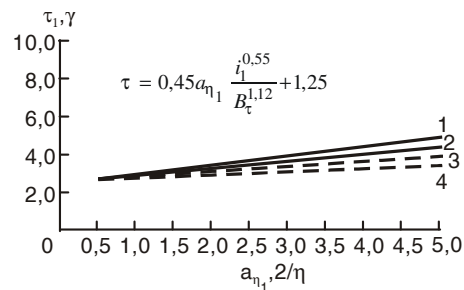
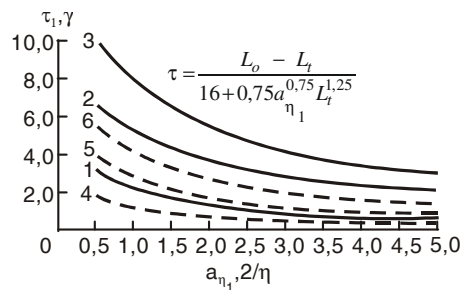
Phương pháp đề nghị nêu trên cho phép trong một số trường hợp tránh được sự gia tăng thể tích thiết bị không cần thiết ở bảng 6.2.

Bảng 6.2 Các phương án tối ưu

Thời gian lưu	Phương án 1	Phương án 2	Phương án 3
	Liều lượng bùn $a_{\eta 1} = 1,5 \text{ g/l}$	Liều lượng bùn $a_{\eta 1} = 7 \text{ g/l}$	Liều lượng bùn $a_{\eta 1} = 3,8 \text{ g/l}$
Tính theo công thức t_1	2,20 h	0,84 h	1,26 h
Tính theo công thức t_2	1,55 h	2,58 h	2,00 h
Tổng thời gian lưu	3,75 h	3,42 h	3,26 h

Ghi chú: 1- Liều lượng bùn cho phương án 1 và 2 chọn ngẫu nhiên

2- Đối với phương án 3, liều lượng bùn tối ưu tính theo phương trình.



1- $L_0 = 100 \text{ mg/l}$; $L_t = 15 \text{ mg/l}$

2- $L_0 = 200 \text{ mg/l}$; $L_t = 15 \text{ mg/l}$

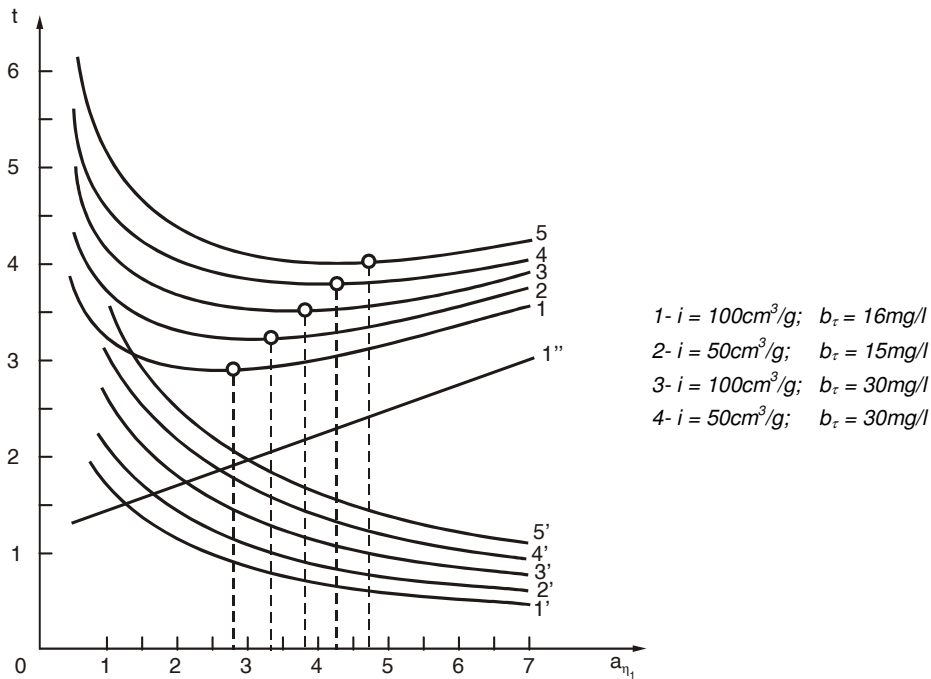
3- $L_0 = 300 \text{ mg/l}$; $L_t = 15 \text{ mg/l}$

4- $L_0 = 100 \text{ mg/l}$; $L_t = 30 \text{ mg/l}$

5- $L_0 = 200 \text{ mg/l}$; $L_t = 30 \text{ mg/l}$

6- $L_0 = 300 \text{ mg/l}$; $L_t = 30 \text{ mg/l}$

Hình 6.27 Thời gian sục khí cần thiết phụ thuộc vào liều lượng bùn không tro cho xử lý sinh học hoàn toàn và không hoàn toàn



Hình 6. 28 Phụ thuộc thời gian lưu (t , t_1 , t_2) của nước thải trong toàn hệ thống (đường cong 1, 2, 3, 4, 5), trong vùng thổi khí (đường cong 1', 2', 3', 4', 5') và vùng lắng (đường 1'') vào liều lượng bùn công tác a_{n1}

Cho $I = 100\text{cm}^3/\text{g}$ và các giá trị BOD ban đầu khác.

6.4.1.3 Kết cấu aerotank năng suất cao

Các thông số cơ bản của hệ thống sục khí kết hợp khí cơ và cơ khí của một công ty ở Mỹ trình bày trong bảng 6.3

Bảng 6. 3 Các thông số cơ bản của hệ thống sục khí kết hợp khí cơ

Lưu lượng $\text{m}^3/\text{ngày}$ đêm	Kích thước công trình		Thể tích vùng sục khí, (m^3)	Thể tích công trình, (m^3)	Tải trọng Kg $\text{BOD}_5/(\text{kg}.\text{ngày}$ đêm)
	Đường kính, m	Chiều sâu công tác, m			
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
190	3.4	3,1	8,4	16	0,56
380	4.6	3,5	22,5	38	0,47

570	5,8	3,5	22,5	50	0,54
760	6,4	3,7	31,3	67	0,53
1140	7,6	3,0	47,0	102	0,52
1500	8,8	4,0	63,0	132	0,54
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
1900	10,6	4,1	81,7	168	0,52
2300	11,0	4,3	100,0	210	0,49
2700	11,6	4,3	100,0	215	0,57
3000	12,8	4,6	143,0	311	0,46
3400	13,4	4,6	143,0	312	0,51
3800	14,3	4,9	183,0	390	0,45
4700	15,8	5,0	244,0	500	0,44
5700	17,3	5,2	306,0	615	0,43
6600	18,9	5,5	382,0	795	0,39
7600	20,4	5,6	532,0	1040	0,34
8500	22,0	5,8	630,0	1220	0,33
9500	23,5	5,9	860,0	1520	0,29
10400	24,4	5,9	860,0	1550	0,31
11400	25,6	6,1	1000,0	1830	0,42

Bảng 6.4 Thông số thiết kế công trình

Lưu lượng m ³ /ngày y đêm	Kích thước công trình		Thể tích vùng sục khí, (m ³)	Thể tích công trình, (m ³)	Tải trọng kg BOD ₅ /(kg.ngà y đêm)
	Đường kính, m	Chiều sâu công tác, m			

190	3,4	3,0	11	17	0,53
380	4,9	3,0	18	31	0,58
570	5,8	3,0	25	41	0,65
760	6,7	3,0	32	52	0,69
1140	7,9	3,4	50	85	0,61
1500	9,1	3,4	61	100	0,70
1900	10,7	3,7	98	155	0,57
2300	11,9	3,7	145	215	0,50
2700	13,7	4,0	265	378	0,33
3000	14,3	4,0	265	385	0,37
3400	14,9	4,0	265	386	0,41
3800	16,5	4,0	375	510	0,35
4700	18,3	4,3	500	690	0,32
5700	20,0	4,6	600	860	0,31
6600	22,6	4,6	900	1200	0,26
7600	23,8	4,9	1040	1440	0,25
8500	25,5	4,9	1240	1870	0,24
9500	26,7	5,2	1400	1983	0,22
10400	27,4	5,2	1400	1987	0,24
11400	28,3	5,5	1600	2320	0,23

Công ty này cho rằng công trình với hệ sục khí kết hợp khí cơ quá trình oxy hóa chất bẩn xảy ra nhanh hơn.

Lên men hiếu khí bùn hoạt tính được áp dụng trong thiết bị compac và cho trạm xử lý nước thải công suất không lớn và không có bể lắng đợt I. Thiết bị gọn được chế tạo dạng các cụm (block) độc lập bao gồm song chắn rác, aerotank với thời gian lưu nước thải ngắn, bể lắng đợt II và ngăn lên hiếu khí bùn hoạt tính với thời gian thổi khí kéo dài 5÷12 ngày đêm, aerotank và lắng đợt II được tính như thông thường.

Lên men bùn hoạt tính trong ngăn riêng cho phép giảm thể tích công trình và bảo đảm tăng chất lượng xử lý theo cặn lơ lửng so với thiết bị oxy hóa hoàn toàn. Nhược điểm của thiết bị oxy hóa hoàn toàn là cặn lơ lửng bị cuốn theo nhiều do việc tách cặn trợ không oxy hóa sinh học, thể tích aerotank tương đối lớn, thường được tính cho thời gian lưu là một ngày đêm.

Đối với công trình xử lý nước thải nhỏ các thể tích này có thể chấp nhận được bởi vì trong aerotank xảy ra đồng thời quá trình xử lý nước cũng như quá trình sục khí cặn. Tuy nhiên, đối với việc xử lý một lượng nước thải lớn công trình dạng này rất cồng kềnh và yêu cầu chi phí kim loại và các vật liệu khác lớn, cho nên cần phải thực hiện việc xử lý cặn trong ngăn riêng.

6.4.1.4 Aerotank sục khí kéo dài

Aerotank sục khí kéo dài từ lâu đã được áp dụng rộng rãi ở nước ngoài. Nhược điểm công nghệ của chế độ sục khí kéo dài (khi đó bùn hoạt tính nổi, còn bông bùn bị phá vỡ) là hàm lượng chất rắn lơ lửng trong nước ra cao (thường lớn hơn 25mg/l). Công trình loại này ứng dụng thích hợp để xử lý bậc một trước ao sinh học hoặc trước lọc cát xử lý bổ sung.

Xác định kích thước aerotank

Thể tích yêu cầu của vùng thổi khí được xác định theo thời gian lưu cần thiết của nước thải, tính theo lưu lượng trung bình giờ. Thời gian lưu của nước thải trong vùng thổi khí phụ thuộc nồng độ chất bẩn trong nước vào và sau xử lý, vận tốc loại trừ chất bẩn hoặc tải trọng BOD trên 1g bùn hoạt tính không tro trong một ngày đêm và liều lượng bùn trong vùng sục khí:

$$t_3 = \frac{(L_o - L_t) \times 24}{a_3(1 - \eta_3)R_3} = \frac{(L_o - L_t) \times 24}{a_{\eta_3} R_3} \quad (6.14)$$

trong đó η_3 là độ tro của bùn phần đơn vị (0,3).

Công thức trên đúng cho nhiệt độ trung bình năm của nước thải là 15°C. Nếu nhiệt độ trung bình năm của nước thải là t thì thời gian sục khí tính theo công thức này phải được nhân với tỉ lệ 15/t.

Đặc điểm của quá trình oxy hóa hoàn toàn là tải trọng trên bùn thấp P_3 từ 60÷130mg BOD_t trên 1g bùn không tro trong một ngày đêm (tải trọng tối ưu là 80mg/(g ngày đêm)). Theo công thức ta thấy thời gian sục khí tỉ lệ nghịch với liều lượng bùn.

Biểu diễn công thức tính t_3 qua hiệu quả xử lý tương đối E_1 và tuyệt đối E_2 :

$$t_3 = \frac{L_o \left(1 - \frac{E_1}{100}\right) \times 24}{a_{\eta_3} R_3}$$

Hay:

$$t_3 = \frac{\frac{E_2}{100} L_o \times 24}{a_{\eta_3} R_3} \quad (6.15)$$

Xác định kích thước bể lắng đợt II

Thời gian lưu của nước thải trong vùng lắng τ_3 phụ thuộc vào liều lượng bùn theo chất khô a_3 (g/l) và chỉ số bùn (cm^3/g) theo công thức sau:

$$\tau_3 = \frac{\left(\frac{a_{\eta_3}}{1 - \eta_3}\right)^{1,5} \cdot i_3}{35 \left(10^3 - \frac{a_{\eta_3} i_3}{1 - \eta_3}\right)^{0,5}} + 2,2 \quad (6.16)$$

Công thức này giống hệt công thức tính thời gian lưu nước thải trong bể lắng đợt II sau aerotank năng suất cao nhưng không có đại lượng bùn bị lôi cuốn. Điều này là do phần chất lơ lửng còn lại sau aerotank sục khí kéo dài rất nhẹ và nhuyễn đến nỗi thực tế không lắng ngay cả thời gian lắng trong điều kiện tĩnh kéo dài.

Liều lượng bùn theo chất khô trong vùng sục khí phụ thuộc lượng bùn tuần hoàn và chỉ số bùn:

$$a_{\eta_3} = \frac{r_3 \cdot 10^3}{i_3 (r_3 + 100)} (1 - \eta_3) \quad (6.17)$$

trong đó r_3 là nồng độ bùn tuần hoàn, % thể tích.

Công thức cho thấy tuần hoàn bùn với số lượng lớn hơn 300% không có lợi vì không tăng liều lượng bùn trong aerotank lên bao nhiêu. Nếu chỉ số bùn $100\text{cm}^3/\text{g}$ và lượng bùn tuần hoàn là 300% thì liều lượng bùn trong vùng sục khí theo chất

không tro sẽ bằng 7,5g/l. Để dự trữ phòng ngừa sự gia tăng chỉ số bùn, liều lượng bùn trong bể sục khí nên chọn bằng 4,5÷6g/l theo chất không tro phụ thuộc vào dạng nước thải.

Sự tăng trưởng bùn trong ngày đêm:

$$P_3 = \beta_3 \frac{R_3 V_3}{10^6}, \quad T/\text{ngày đêm} \quad (6.18)$$

trong đó: V_3 - thể tích hữu ích aerotank; β_3 - hệ số tăng bùn, đối với aerotank sục khí kéo dài $\beta_3 = 0,3 \div 0,6$, trung bình 0,4.

Lượng bùn dư đưa ra sân bùn là:

$$q_3 = \frac{P_3}{a_{\eta_3}} \cdot 1000, \quad \text{m}^3/\text{ngày đêm} \quad (6.19)$$

trong đó a_{η_3} là nồng độ bùn tuần hoàn nhận bằng 19g/l hoặc 10kg/m³.

Trong xử lý nước thải sinh hoạt, diện tích sân phơi bùn, từ quá trình oxy hóa hoàn toàn được xác định bằng 270g BOD₂₀ vào trên 1m² sân phơi bùn trong ngày đêm trong điều kiện mỗi người thải 54g BOD_t trong một ngày đêm.

6.4.1.5 Ví dụ tính toán công nghệ hệ thống xử lý

Yêu cầu xác định kích thước cơ bản của hệ thống xử lý nếu lưu lượng trung bình nước thải công nghiệp là $Q = 3000\text{m}^3/\text{ngày}$; hệ số không đồng đều là 1,8; nồng độ chất rắn lơ lửng (sau thiết bị lắng cát) $b_0 = 150\text{mg/l}$, nồng độ BOD_t ban đầu $L_0 = 250\text{mg/l}$ và nhiệt độ trung bình của nước thải là 16°C, kèm theo các điều kiện bổ sung sau: hệ thống hoạt động theo sơ đồ công nghệ trình bày trên hình 3.2, trong đó 9/10 lưu lượng nước thải vào bể aerotank năng suất cao, còn 1/10 vào bể sục khí kéo dài (khoáng hóa bùn).

Nước thải được xử lý không có bể lắng đợt I, lượng chất lơ lửng cuốn theo nước thải từ bể lắng đợt II không vượt quá 12mg/l. Chiều sâu công tác của bể sục khí không vượt quá 4,5m. Sau khi qua hệ thống xử lý, nước thải được clo hóa và đi vào bể tiếp xúc.

Xác định kích thước bể sục khí năng suất cao

Lưu lượng nước thải tính toán:

$$Q_{\max} = \frac{3000 \times 1,8}{24} = 225 \text{ m}^3 / \text{h}$$

Chọn liều lượng bùn ban đầu là $a_{\eta 1} = 3\text{g/l}$. Tra bảng 1.1 đối với $a_{\eta 1}$ và $L_t = 15\text{mg/l}$, ta tìm được $R_1 = 131,7\text{mg/(l.h)}$.

Tải trọng của bùn hoạt tính (theo chất không tro) là:

$$R_a = \frac{R_1 \times 24}{a_{\eta 1}} = 66,5 \times \frac{24}{3,0} = 532,5 \text{ mg / g.ngày}$$

Xác định chỉ số bùn bằng cách nội suy theo bảng hoặc chính xác hơn theo công thức:

$$i = \frac{532,2^{1,25}}{100} + 35 \left[1 + \frac{10}{\exp\left(\frac{632,2}{1,25} - 6,4\right)^2} \right] \approx 95 \text{ cm}^3 / \text{g} \quad (6.20)$$

Thời gian sục khí cần thiết:

$$t_1 = \frac{250 - 15}{66,5} = 3,53 \text{ h}$$

Biết t_1 , ta xác định thể tích làm việc của aerotank:

$$V_1 = \frac{225,353 \times 9}{10} \approx 710,0 \text{ m}^3$$

Chiều sâu công tác của bể là 4,5 nên diện tích mặt bằng của aerotank là:

$$S = \frac{714}{4,5} = 160 \text{ m}^2$$

Ta chọn aerotank gồm hai mặt bằng hình vuông kích thước mỗi bể là 9,0 với chiều sâu công tác là 4,5m.

Xác định kích thước bể lắng đợt II

Thời gian lưu cần thiết của bể lắng đợt II được xác định theo giản đồ hình 1.11, hoặc chính xác hơn theo công thức:

$$\tau_1 = 0,45 \times 3,0 \frac{95^{0,55}}{10^{1,12}} + 1,25 = 2,48 \text{ h}$$

với b_r chọn bằng 10mg/l thấp hơn so với yêu cầu, vì sau bể khoáng hóa - sục khí kéo dài lượng bùn lơ lửng sẽ cao hơn lưu lượng bùn tuần hoàn để giữ liều lượng bùn $a_{r1} = 3\text{g/l}$ trong aerotank năng suất cao.

$$Q_t = r \cdot Q_{tb} \cdot 0,9 = \frac{10 \times 8000}{24 \times 0,9} \approx 112 \text{ m}^3/\text{h}$$

Cho vận tốc bùn tuần hoàn trung bình là 1m/s hoặc 3600m/h, ta xác định diện tích cắt ngang của ống tuần hoàn:

$$S = \frac{112}{3600} \approx 0,031 \text{ m}^2$$

Đường kính ống tuần hoàn:

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,031}{\pi}} \approx 0,2\text{m} \text{ hoặc } 200\text{mm}$$

Trong bể lắng đứng, nước chuyển động theo phương thẳng đứng từ dưới lên trên, còn cặn lắng xuống. Vận tốc dòng lên bảo đảm tách hoàn toàn bùn hoạt tính ra khỏi nước thải nằm trong khoảng 0,55÷0,65m/s (2,0÷2,35m/h), trung bình 0,6m/s (2,15m/h), nhưng trong khảo sát thực tế vận tốc này nên giảm với hệ số α từ 1,5÷1,8; lấy trung bình $\alpha = 1,65$.

$$\frac{v}{\alpha} \tau_1 = h = \frac{2,15}{1,65} 2,48 \approx 3,1 \text{ m}$$

Tiết diện bể lắng:

$$S = \frac{Q_{\max} \tau_1}{h} \cdot \frac{9}{10} = \frac{225 \times 2,48}{3,1} \cdot \frac{9}{10} = 162 \text{ m}^2$$

Để bùn tách ra khỏi nước tốt hơn cần phải giải phóng các bong bóng khí nhỏ bao quanh bông bùn, nghĩa là phải khử khí. Vì vậy, trước khi cho bùn vào bể lắng đợt II cần cho bùn qua ngăn tách khí với vận tốc đi lên v_1 không lớn hơn 7,6÷8cm/s và thời gian lưu $\tau_1' = 0,01\text{h}$. Như vậy chiều cao ống khử khí là:

$$h_1 = v_1 \tau_1' = 7,8 \times 10^{-2} \times 3600 \times 0,01 = 2,8 \text{ m}$$

Xác định tiết diện của ống khử khí:

$$s_1 = \frac{Q_{tb}(r_1 + 1)}{h_1} \tau_1 = \frac{3000(1 + 1)0,01}{24 \times 2,8} \approx 0,9 \text{ m}^2$$

Như vậy tổng diện tích của bể lắng là:

$$162 + 0,9 = 162,9 \text{ m}^2$$

Chọn hai bể lắng giống nhau, kích thước mỗi bể sẽ là:

$$A = \sqrt{\frac{162,9}{3}} = 9,0 \text{ m}$$

Đường kính ống khử khí:

$$d_1 = \sqrt{\frac{0,9}{2 \times 0,753}} = 0,76 \text{ m}$$

Chọn $d_1 = 1,0\text{m}$

Xác định kích thước bể khoáng hóa hiếu khí - thổi khí kéo dài

Nồng độ bùn hoạt tính dư a_{i_1} , tách ra từ aerotank theo công thức:

$$a_{i_1} = \left(\frac{2 \times 10^3}{95 + 50} \right) \approx 10,6 \text{ g/l}$$

Đại lượng tăng trưởng bùn hoạt tính P_1 theo chất khô trong aerotank bằng:

$$p_1 = 1,5 \frac{66,5 \times 355 \times 24}{3,0 \times 10^6} \approx 0,3 \text{ tấn/ngày}$$

Lưu lượng bùn dư từ bể aerotank năng suất cao vào bể khoáng hóa - sục khí kéo dài, theo công thức bằng:

$$q_1 = \frac{0,3}{10,6} 100 = 28,3 \text{ m}^3/\text{ngày}$$

Xác định thể tích Δv_2 cần thiết để lên men hiếu khí bùn hoạt tính dư theo công thức:

$$\Delta v_2 = 7 \times 30,9 \frac{10,6}{12} \approx 192 \text{ m}^3$$

Xác định thời gian thổi khí thể tích Δv_3 yêu cầu để xử lý nước thải đến độ sạch cho trước trong chế độ thổi khí kéo dài theo công thức:

$$t_3 = \frac{250 - 15}{6 \times 100} \times 24 = 9,4 \text{ h}$$

Xác định thể tích Δv_3 cần thiết để xử lý 1/10 lưu lượng nước thải theo chế độ thổi khí kéo dài:

$$\Delta v_{\eta} = \frac{3000 \times 9,4}{24} \times \frac{9}{10} \times \frac{15}{t^{\circ}} \approx 176,5 \text{ m}^3 \text{ (t = 10}^{\circ}\text{C)}$$

Vậy tổng thể tích bể oxy hóa sinh học thực hiện đồng thời hai nhiệm vụ khoáng hóa hiếu khí và aerptank kéo dài bằng:

$$\Delta v_2 + \Delta v_3 = 368,5 \text{ m}^3$$

Chiều sâu vùng thổi khí là 4,5m nên diện tích mặt bằng công trình là:

$$\frac{368,5}{4,5} = 82,0 \text{ m}^2$$

Chọn vùng thổi khí oxy hóa sinh học là hình vuông mỗi chiều 9,0m.

Xác định kích thước bể nén bùn - bể lắng đợt II

Thể tích $\Delta v_2'$ cần thiết để nén bùn dư lưu lượng $q_1 = 28,3 \text{ m}^3/\text{ngày}$ trong 16h bằng:

$$\Delta v_2' = \frac{28,3 \times 16}{24} = 18,5 \text{ m}^3$$

Chọn tải trọng $R_a = 100 \text{ mg}/(\text{g ngày đêm})$ tương ứng với chế độ sục khí kéo, chỉ số bùn I = $38,2 \text{ cm}^2/\text{g}$. Theo điều kiện này, thời gian lưu nước thải trong bể lắng đợt II (sau aerotank thổi khí kéo dài):

$$\tau_3 = \frac{\left(\frac{6}{1-0,3}\right)^{1,5} \times 38,2}{35 \times \left(10^3 - \frac{6 \times 38,2}{1-0,3}\right)^{0,5}} = 2,2 = 3,5 \text{ h}$$

Thể tích của bể lắng đợt II:

$$\Delta v_3' = \frac{225 \times 1 \times 3,5}{10} = 78,7 \text{ m}^3$$

Thể tích công tác của bể lắng thực hiện đồng thời hai chức năng nén bùn và lắng đợt II bằng:

$$18,5 + 78,7 = 97,2 \text{ m}^3$$

Theo công thức () lượng nước lắng trong chảy ra từ bể nén bùn là:

$$q_2 = 28,3 \times \frac{20 - 10,6}{20} = 13,3 \text{ m}^3/\text{ngày đêm}$$

Khi đó, lượng bùn q_2' đưa đến sân bùn là:

$$q_2' = 28,3 - 13,3 = 15,0 \text{ m}^3/\text{ngày}$$

Sự tăng trưởng bùn hoạt tính trong bể aerotank sục khí kéo dài là:

$$P_3 = \frac{0,4 \times 100 \times 176,5}{10^6} = 0,004 \text{ tấn/ngày đêm}$$

Còn lượng bùn q_3 cho phần sục khí kéo dài đưa đến sân bùn là:

$$q_3 = \frac{0,004 \times 1000}{10} = 0,4 \text{ m}^3/\text{ngày đêm}$$

Tổng lượng bùn dẫn đến sân bùn là:

$$15,0 + 0,4 = 15,4 \text{ m}^3/\text{ngày đêm}$$

Tổng lượng nước thải đã xử lý sau bể khoáng hóa - sục khí kéo dài bằng:

$$15,4 + \frac{3000}{24} \times \frac{1}{10} = 28 \text{ m}^3/\text{ngày}$$

Xác định nồng độ chất lơ lửng trong dòng nước thải chung, sau khi xử lý trong aerotank cao tải nhận bằng 10,0mg/l, còn sau xử lý trong aerotank khoáng hóa - sục khí kéo dài nhận bằng 30mg/l.

$$b_t = \frac{\frac{3000 \times 9}{10} \times 10,0 + 3000 \times \frac{1}{10} \times 30}{3000} = 12 \text{ mg/l}$$

Thỏa mãn điều kiện ban đầu của bài toán.

Xác định lượng oxy cần thiết cho hệ thống xử lý

Tổng năng lực oxy hóa:

$$B = \frac{(L_o - L_t)0,9Qm_2}{m_1 d} \text{ kgO}_2/\text{ngày đêm}$$

$$= \frac{(250 - 20) \times 0,9 \times 3000 \times 1,3}{0,8 \times 0,8} = 1260$$

Trong đó: m_1 - hệ số chất lượng nước bằng 0,8

m_2 - hệ số tính đến lượng O_2 cần thiết để giảm 1kg BOD_t ; $m_2 = 1,3$

d - sự thiếu hụt oxy trong aerotank; $d = 0,8$.

6.4.2 Các thông số thiết kế cụ thể

6.4.2.1 Quá trình phân hủy hiếu khí

Các thông số thiết kế và tính toán cho quá trình phân hủy hiếu khí được trình bày trong bảng 6.5. [15], [16]

Bảng 6.5 Các thông số thiết kế cho quá trình phân hủy hiếu khí

Thông số	Giá trị
<i>Thời gian lưu nước trong ngày, ở 20°C</i>	
Bùn hoạt tính ban đầu và bùn thải, hay bùn lọc nhỏ giọt	18 – 22
Bùn hoạt tính thải từ sự thắm hút sinh hóa hoặc thiết bị tiếp xúc ổn định	16 – 18
Bùn hoạt tính thải	12-16
<i>Thời gian lưu bùn tối thiểu, ngày</i>	
Bùn hoạt tính ban đầu và thải	15 – 20
Bùn hoạt tính thải	10 – 15
Thời gian lưu bùn tối đa, ngày	45 – 60
Nồng độ bùn, mg/l	Lên đến 50.000
Chất hữu cơ đầu vào, kg chất rắn dễ bay hơi/m ³ -ngày	0,0025 – 0,0125
Thể tích dòng vào, m ³ /người	0,425 – 1,133
Nhiệt độ hoạt động	> 15
Phân hủy các chất rắn dễ bay hơi, %	40 – 75
Phân hủy các chất rắn, %	35 – 55
<i>Nhu cầu oxy</i>	
Bùn ban đầu, lb O ₂ /lb BOD ₅ bị phân hủy	1,9
Bùn hoạt tính thải, lb O ₂ /lb chất rắn bị phân hủy	2,0
Mùn từ thiết bị lọc, lb O ₂ /lb chất rắn bị phân hủy	2,0
Oxy hòa tan tối thiểu, mg/l	1,0 – 2,0

Nguồn: Tom D. Reynolds – Texas A&M University.

Bảng 6.1 đã đưa ra thông số về các thời gian lưu cho các loại bùn hoạt tính khác nhau ở nhiệt độ hoạt động 20°C. Nếu với vùng nhiệt độ hoạt động lớn hơn 20°C, thời gian lưu nước được tính theo biểu thức:

$$\theta_{h2} = \theta_{h20} \cdot \theta^{20-T2}$$

Trong đó:

θ_{h2} : thời gian lưu nước trong ngày ở nhiệt độ T_2

θ_{h20} : thời gian lưu nước ở 20°C

T_2 : nhiệt độ, °C.

6.4.2.2 Các thông số thiết kế cho bể Aerotank:

Khi thiết kế xây dựng các bể Aerotank, cần chú ý đến các thông số sau: Lưu lượng nước vào bể ($m^3/ngày$), hàm lượng $BOD_{vào}$ và BOD_{ra} , lượng bùn hoạt tính trong nước vào, nhiệt độ nước thải, nhiệt độ môi trường xung quanh, hàm lượng chất lơ lửng vào và ra, lượng cặn hữu cơ có trong dòng ra, lượng cặn bay hơi có trong dòng ra.

Bảng 6.6 Giá trị điển hình các thông số thiết kế một số loại bể Aerotank

Loại bể	Tuổi bùn	F/M (g BOD_5/g bùn hoạt tính)	Tải trọng BOD_5 trên 1 đơn vị thể tích (L_a $kgBOD_5/m^3.ngày$)	Nồng độ bùn hoạt tính lơ lửng trong bể (mg/l)	Thời gian lưu $\theta = V/Q$ (giờ)
Bể bùn khuấy trộn hoàn chỉnh	0,75 – 15	0,2 – 1,0	0,80 – 1,90	800 – 4.000	3 - 5
Thổi khí nhiều bậc	3 – 15	0,2 – 0,5	0,64 – 0,96	1.500 – 3.500	3 – 5
Mương oxy hóa	15 – 30	0,04 – 0,1	0,08 – 0,24	2.000 – 4.000	8 – 36
Bể bùn hoạt	3 – 15	0,2 – 0,6	0,32 – 0,64	1.000 – 3.000	4 – 8

tính truyền thống					
Bể bùn tiếp xúc - ổn định	5 – 15	0,2 – 0,6	0,95 – 1,20	1.000 – 3.000	0,5 – 1
Bể bùn thông khí kéo dài	20 – 40	0,04 – 0,1	0,08 – 0,24	2.000 – 4.000	18 – 36

Nguồn: Tom D. Reynolds – Texas A&M University.

6.4.2.3 Các thông số thiết kế mương oxy hóa

- + Tỷ số F/M = 0,04 – 0,1
- + Nồng độ bùn: 2000 – 5000 mg/l
- + Hệ số tuần hoàn bùn: $\alpha = Qt/Q = 1-2$
- + Thời gian lưu nước: 1 – 3 ngày
- + Tốc độ nitrat hoá (mg N/mg bùn.ngày): 0,2 – 0,8
- + Tốc độ khử NO₃ (mg NO₃/mg bùn.ngày): 0,1 - 0,4
- + Vận tốc hỗn hợp nước, bùn(m/s): 0,4 – 0,5

6.4.2.4 Thiết kế bể lọc sinh học nhỏ giọt

Tính toán thiết kế:

$$E = \frac{100}{1 + a\sqrt{L_v}}$$

Với E: hiệu quả xử lý theo BOD₅ của bể lọc sinh học, E thường được chọn trên 85%.

L: tải trọng chất bẩn hữu cơ của bể lọc, kgBOD₅/m³ vật liệu lọc.ngày.

a: hệ số thực nghiệm phụ thuộc nhiệt độ nước thải và BOD₅ trước khi xử lý, ở điều kiện 20°C được xác định như sau:

BOD₅, mg/l	a
100	0,38

150	0,34
200	0,30

Sau khi tính được tải trọng L_v , ta có thể tính được thể tích vật liệu lọc W :

$$W = \frac{(L_a - L_t)Q}{1000.L_v}, m^3$$

Với: **La, Lt**: BOD₅ của nước thải trước và sau khi xử lý.

Q: Lưu lượng nước thải, m³/ngày.

Để đảm bảo tải trọng thủy lực q đạt 1 – 3m³/m².ngày, chiều cao bể lọc H thường chọn từ 1,5 – 2m. Tồn thất áp lực qua bể lọc sinh học h thường lấy bằng $H + 1,8m$.

Bảng 6.7: Thông số thiết kế các bể lọc sinh học nhỏ giọt

Thông số	Tiêu chuẩn	Trung gian	Cao tải	Siêu cao tải	Mạnh
Tải trọng hữu cơ (m ³ /m ² .ngày)	0,0088 – 0,032	0,032 – 0,081	0,081 – 0,317	0,123 – 0,739	> 0,317
Tải trọng hữu cơ (BOD/m ²)	1416 – 7079	4248 – 8495	7079 – 84950	Lên đến 84950	> 84950
Tái tuần hoàn	Không	Thường xuyên	Luôn luôn	Thường xuyên	Không thường xuyên
Độ sâu lớp đệm (m)	2 – 2,5	2 – 2,5	1- 2,5	Lên đến 12,5	1 – 12,5
Loại đệm	Đá, plastic, gỗ	Đá, plastic, gỗ	Đá, plastic, gỗ	Plastic	Đá, plastic, gỗ
Nitrat hóa	Có	Một ít	Một ít	Giới hạn	Không
Loại BOD	80 – 85%	50 – 70%	65 – 80%	65 – 85%	40 – 65%
Loại TSS	80 – 85%	50 – 70%	65 – 80%	65 – 85%	40 – 65%

Nguồn: Spellman, F.R., *Spellman's Standard Handbook for Wastewater Operation*, Vol. 1, 1999.

6.4.2.5 Thông số thiết kế bể lọc sinh học ngập nước

Thiết kế bể lọc sinh học với kích thước vật liệu nổi $d = 2 - 5\text{mm}$ để khử BOD và chuyển hóa NH_4^+ thành NO_3^- ($\text{BOD}_5 < 500 \text{ mg/l}$ và tốc độ lọc $< 3 \text{ m/h}$) có thể dùng công thức:

$$k = \frac{S_o}{S} = 10^{\alpha F + \beta}$$

Trong đó:

S_o : hàm lượng BOD_5 đầu vào (mg/l)

S : hàm lượng BOD_5 đầu ra (mg/l)

F : chuẩn số tổng hợp tính theo:

$$F = H \cdot B^{0,6} K_T / q^{0,4}$$

K_T là hằng số tiêu thụ oxy phụ thuộc vào nhiệt độ:

$$K_T = 0,2 \times 1,407^{T-20}$$

T : nhiệt độ nước thải ($^{\circ}\text{C}$)

H : chiều cao lớp vật liệu lọc (m)

B : lưu lượng đơn vị không khí (m^3 không khí / m^3 nước thải: chọn từ 8 – 12 m^3 không khí / m^3 nước thải)

q : tải trọng thủy lực (m^3 nước thải / m^2 mặt bể.ngày), chọn từ 20 – 80 $\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{ngày}$.

α và β : hệ số phụ thuộc vào đơn vị lưu lượng đơn vị của không khí vào giá trị của chuẩn số tổng hợp F lấy theo bảng 6. 8.

Bảng 6.8 Giá trị của hệ số α và β

Lưu lượng đơn vị của không khí $B = \text{m}^3 / \text{m}^2$	Chuẩn số tổng hợp F	α	β
8	$\leq 0,662$	1,51	0
	$\geq 0,662$	0,47	0,69
10	$\leq 0,85$	1,2	0,13
	$\geq 0,85$	0,4	0,83
12	$\leq 1,06$	1,1	0,19
	$\geq 1,06$	0,2	1,15

Nguồn: Lương Đức Phẩm.

6.5 THÔNG SỐ VẬN HÀNH

6.5.1 Vận hành hệ thống xử lý hiếu khí

Trước khi tiến hành vận hành toàn bộ hệ thống, cần tiến hành các thao tác: khởi động kỹ thuật, khởi động hệ thống sinh học.

* Khởi động kỹ thuật:

Kiểm tra hệ thống điện cung cấp cho toàn bộ hệ thống.

Kiểm tra hóa chất cần cung cấp và mực nước trong các bể.

Kiểm tra kỹ thuật toàn bộ hệ thống (vận hành các bơm, sục khí, các van, chương trình...). Đồng thời, thực hiện việc thử bằng nước sạch trước khi vận hành hệ thống trên nước thải thực tế.

* Khởi động hệ thống sinh học:

Thông thường, để khởi động hệ thống sinh học thì cần phải có sẵn lượng sinh khối trong các hệ thống xử lý. Sinh khối có thể phát triển tự phát thông qua việc cấp nước thải liên tục vào bể phản ứng. Để tiết kiệm thời gian, cấy vào bể phản ứng sinh khối lấy từ nhà máy xử lý nước thải đang hoạt động hoặc sinh khối vi sinh chuyên biệt.

Các sinh khối thông thường được nuôi cấy từ các hệ thống xử lý bùn hoạt tính đang hoạt động, hoặc nguồn sinh khối có thể được lấy từ các nguồn khác. Khi đó sẽ đòi hỏi thời gian nhiều hơn. Hàm lượng sinh khối sau khi cấy nằm trong khoảng 2g/l.

Khởi động với tải sinh khối thật thấp không vượt quá giá trị thiết kế (0,15kg BOD/kg.ngày). Nếu chất lượng nước sau xử lý tốt (BOD, COD, và Nito), tăng tải trọng. Tăng tải cần đảm bảo hàm lượng sinh khối thích hợp.

Các thông số cần xem xét:

- COD; BOD; MLSS; MLVSS; N (N-NH₃; N-NO₂; N-NO₃; N kiejdahl), P (ortho P, Poly P)
- Thể tích sinh khối: thể tích bùn lắng sau 30 phút (V Thí nghiệm = 1lít)
- Chỉ số thể tích sinh khối: SVI (ml/g) = thể tích sinh khối lắng/ hàm lượng sinh khối.

- Tải trọng hữu cơ:

Với COD: $OLR = COD \text{ (kg/m}^3\text{)} \times Q \text{ (m}^3\text{/ngày)} / V \text{ bể (m}^3\text{)}$

Với BOD: $OLR = BOD \text{ (kg/m}^3\text{)} \times Q \text{ (m}^3\text{/ngày)} / V \text{ bể (m}^3\text{)}$

- Tải sinh khối:

$F/M = \{COD \text{ (kg/m}^3\text{)} \times Q \text{ (m}^3\text{/ngày)}\} / \{V \text{ bể (m}^3\text{)} \times MLSS \text{ (kg/m}^3\text{)}\}$

- Tải trọng bề mặt: là lượng nước chảy vào bề mặt lắng trong một giờ trên một mét vuông bề mặt lắng

$V_s \text{ (m}^3\text{/m}^2\text{.h)} = \text{Lưu lượng (m}^3\text{/h)} / \text{diện tích bề mặt lắng (m}^2\text{)}$

- Thời gian lưu trung bình của sinh khối: là tuổi của sinh khối

$MCRT \text{ (ngày)} = MLSS \text{ (kg/m}^3\text{)} \times \text{thể tích toàn bộ (m}^3\text{)} / \text{sinh khối lấy ra hàng ngày (kg/ngày)}$

*** Trong quá trình vận hành cần quan tâm:**

- Nắm vững về công nghệ
- Theo dõi, phân tích định kỳ, quan sát tính biến động của nước thải, các yếu tố bất thường
- Ghi chép, lưu giữ thông tin chính xác, dễ truy tìm
- Đủ các tài liệu để tra cứu

6.5.1.1 Các thông số kiểm tra trong quá trình vận hành

Lưu lượng: quyết định khả năng chịu tải của hệ thống và tải trọng bề mặt của bề mặt lắng. Cần đảm bảo lưu lượng ổn định trước khi vào công trình sinh học.

F/M : thích hợp khoảng 0,2 – 0,6. Hạn chế tình trạng pH giảm, bùn nổi, lắng kém. Nếu F/M thấp: là do Vi khuẩn có cấu trúc đặc biệt – nấm, F/M cao: DO thấp, quá tải, bùn đen, lắng kém, có mùi tanh, hiệu quả xử lý thấp.

pH: Thích hợp là 6,5 – 8,5. pH cao do quá trình chuyển hoá N thành N-NH₃ tốt, khả năng đệm cao. pH thấp: Quá trình nitrat hoá, hàm lượng HCO₃⁻ thấp. Cần tăng cường hoá chất tăng độ kiềm. Cách khắc phục sự dao động pH này là cần cung cấp đủ dinh dưỡng, hàm lượng hữu cơ, hạn chế quá trình phân hủy nội bào, sử dụng hoá chất tăng độ kiềm

BOD/COD > 0,5 => Thích hợp cho phân hủy sinh học

Kiểm tra thường xuyên BOD và COD tránh hiện tượng thiếu tải hoặc quá tải

Chất dinh dưỡng: N, P Đảm bảo tỉ lệ BOD:N:P = 100:5:1, nếu thiếu, phải bổ sung nguồn từ bên ngoài. Nước thải sinh hoạt, không cần thiết bổ sung N, P

Các chất độc: Kim loại nặng, dầu mỡ, hàm lượng Cl, sunfat, N-NH₃ cao...

6.5.1.2 Kiểm soát quá trình xử lý

Tải lượng hữu cơ

- Tải lượng hữu cơ cao: DO thấp; bùn sáng nâu, lắng kém, tạo bọt
- Tải lượng hữu cơ thấp: DO cao, bùn lắng nhanh, nén tốt, bùn xốp, nâu. Xuất hiện lớp mỡ và váng nổi trên bề mặt
- Tải lượng bề mặt: cao sẽ ảnh hưởng đến quá trình lắng. Sinh khối trôi ra ngoài
- Tải lượng bề mặt thích hợp : 0,3 – 1 m³/m²/h

Bùn lắng kém:

- Nổi trên mặt: Quá trình khử nitrat, sinh ra N₂, thiếu dinh dưỡng xuất hiện vi khuẩn filamentous, hoặc dư dinh dưỡng, bùn chết nổi trên bề mặt
- Sinh khối phát triển tản mạn: do tải lượng hữu cơ cao hoặc thấp, dư oxy, nhiễm độc
- Sinh khối đông kết: Thiếu oxy, thiếu dinh dưỡng, chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học

Oxy hoà tan:

Phụ thuộc vào tải lượng hữu cơ và hàm lượng sinh khối. DO thích hợp: 1-2 mgO₂/l. Thiếu oxy sẽ làm giảm hiệu quả xử lý, xuất hiện vi khuẩn hình que, nấm, giảm khả năng lắng và ức chế quá trình nitrat hoá.

BOD sau xử lý cao do: Quá tải, Thiếu oxy, pH thay đổi, nhiễm độc, xáo trộn kém

N sau xử lý còn cao do: Công nghệ chưa ổn định, Có sự hiện diện các hợp chất N khó phân hủy, Sinh khối bùn trong bể cao, Nhiễm độc, chết vi khuẩn

N-NH₃ cao do: pH không thích hợp (<6,5 hoặc > 8,5), Tuổi bùn thấp < 10 ngày, DO thấp < 2 mgO₂/l, Tải N cao, Hiện diện chất độc, Vận hành chưa ổn định, nhiệt độ thấp

N-NO₃; N-NO₂ cao do: pH không thích hợp (<6,5 hoặc > 8,5), Tải N cao, Hiện diện chất độc, Vận hành chưa ổn định, nhiệt độ thấp, Dư oxy (bể yếm khí), Thiếu chất hữu cơ.

P: yêu cầu ortho photphat : 1-2 mg/l, Thiếu phải bổ sung.

6.5.1.3 Quan sát vận hành

- Sự thay đổi màu biểu hiện hoạt động của hệ thống xử lý
- Chất rắn lơ lửng dạng rã, mịn cũng gây màu
- Màu của chính nước thải nguyên thủy

Cảm quan: Mùi, màu, bọt. Hệ thống hoạt động tốt thường không gây mùi. Trong quá trình sục khí -> bọt trắng, nhỏ; nếu có quá nhiều bọt trắng là do: Sinh khối đang trong giai đoạn thích nghi hay hồi phục, Quá tải, Thiếu oxy, thiếu dưỡng chất, Nhiệt độ biến đổi, Hàm lượng chất hoạt động bề mặt cao, Hiện diện các chất độc.

6.5.1.4 Ngừng hoạt động

Có nhiều nguyên nhân khác nhau để quyết định dừng hoạt động của nhà máy xử lý nước thải. Kết quả:

- Quần thể sinh vật bị đói, thiếu thức ăn, phân hủy nội bào
- Sinh khối chết trôi thoát ra ngoài làm gia tăng lượng cặn lơ lửng trong nước sạch.

Oxy vẫn cần phải cung cấp để tránh điều kiện kỵ khí và các vấn đề về mùi, tuy nhiên cần phải giảm đến mức thấp nhất.

6.5.1.5 Giải quyết sự cố

- Nếu có thể, hãy cố gắng tích trữ càng nhiều càng tốt nước thải trong bể điều hòa hoặc bể chứa.
- Giảm lượng nước thải vào đến 20 – 30% mức bình thường.

- Giảm lượng oxi cung cấp xuống mức thấp nhất có thể (DO khoảng 1 – 2mg/l).
- Duy trì quá trình vận hành bình thường lâu đến mức có thể.
- Duy trì bổ sung chất dinh dưỡng nếu có thể.
- Nếu cần thiết, phải bổ sung nguồn Carbon từ ngoài vào (như acetate, methanole...) để tránh cho sinh khối bị thối rữa và lấy ra càng nhiều càng tốt.

6.5.1.6 Những sự cố thường gặp

Hỏng hóc về bơm:

Hàng ngày kiểm tra bơm có đầy nước lên hay không. Khi máy bơm hoạt động nhưng không lên nước cần kiểm tra lần lượt các nguyên nhân sau:

- Nguồn cung cấp điện có bình thường không.
- Cánh bơm có bị chèn bởi các vật lạ không.
- Khi bơm có tiếng kêu lạ cũng cần ngừng bơm lập tức và tìm ra nguyên nhân để khắc phục sự cố trên. Cần sửa chữa bơm theo từng trường hợp cụ thể.

Trang bị hai bơm vừa để dự phòng, vừa để hoạt động luân phiên và bơm đồng thời khi cần bơm với lưu lượng lớn hơn công suất của bơm.

Sục khí:

- Oxy tất nhiên là nguyên tố quan trọng nhất trong quá trình sinh khối hoạt tính. Nếu nguồn cung cấp oxy bị cắt hoặc ngay cả khi cung cấp hạn chế, sinh khối sẽ trở nên sẫm màu, tỏa mùi khó chịu và chất lượng nước sau xử lý sẽ bị suy giảm -
- Cần phải giảm ngay lưu lượng cấp nước thải vào hoặc ngưng hẳn (nếu máy sục khí hỏng hẳn).
- Sau những thời kỳ dài không đủ oxy, sinh khối phải được sục khí mạnh mà không nạp nước thải mới. Sau đó, lưu lượng cấp nước thải có thể được tăng lên từng bước một.
- Các vấn đề về oxy cần phải được giải quyết triệt để càng sớm càng tốt.

Các vấn đề về đóng mở van:

- Các van cấp nước thải vào không mở/đóng:

- Các van thải sinh khối dư không mở/đóng:

Các van thải sinh khối được dùng để loại bỏ sinh khối dư từ các bể sinh khối hoạt tính. Trong trường hợp hư hỏng, sinh khối dư không được lấy ra và hàm lượng MLSS sẽ tăng lên. Nói chung, điều này có thể dễ dàng chấp nhận trong vài ngày. Sau một chu kỳ lâu hơn, hàm lượng MLSS cao sẽ làm cho quá trình tách sinh khối – nước trở nên khó hơn.

Các sự cố về dinh dưỡng:

Các chất dinh dưỡng trong nước thải bao gồm N và P. Trong đó: Hàm lượng Nitơ trong nước thải đầu vào được coi là đủ nếu tổng Nitơ (bao gồm Nitơ – Kjeldahl, Nitơ – Amoni, Nitơ – Nitrit, Nitơ – Nitrat) trong nước đã xử lý là 1 – 2mg/l. Nếu cao hơn, nghĩa là hàm lượng Nitơ trong nước thải đã dư thừa thì cần chấm dứt việc bổ sung Nitơ từ ngoài (nếu có).

Các sự cố về sinh khối:

- Sinh khối nổi lên mặt nước: Kiểm tra tải lượng hữu cơ, các chất ức chế
- Sinh khối phát triển tản mạn: Thay đổi tải lượng hữu cơ, DO. Kiểm tra các chất độc để áp dụng biện pháp tiền xử lý hoặc giảm tải hữu cơ
- Sinh khối tạo thành hỗn hợp đặc: Tăng tải trọng, oxy, ổn định pH thích hợp, bổ sung chất dinh dưỡng.

6.5.2 Vận hành hệ thống lọc sinh học nhỏ giọt

Vận hành hệ thống lọc sinh học nhỏ giọt yêu cầu cần phải theo dõi thường xuyên, kiểm soát các quá trình thử mẫu và kiểm tra, đồng thời tính toán kiểm soát các quá trình. [15]

6.5.2.1 Theo dõi vận hành

- ✓ Lớp màng: người vận hành phải kiểm tra độ dày của lớp màng để đảm bảo nó mỏng và đồng bộ hoặc dày và nặng (cho biết chất hữu cơ quá nặng). Đồng thời, việc vận hành còn quan tâm đến màu sắc của lớp màng. Lớp màng màu xanh là bình thường, màu xanh đen hoặc màu đen cho biết chất hữu cơ quá tải, những màu khác có thể cho biết nồng độ nước thải công nghiệp hoặc các chất hóa học

thêm vào hệ thống. Cần kiểm tra sự tăng trưởng bề mặt phụ của lớp màng để đảm bảo nó vẫn hoạt động tốt (mỏng và trong mờ); nếu sự tăng trưởng dày và tối cho thấy chất hữu cơ đã quá tải.

- ✓ Lưu lượng: sự phân phối lưu lượng dòng thải phải được kiểm tra để đảm bảo vận hành đồng bộ. Ngoài ra cũng cần quan tâm đến sự thoát nước của hệ thống.
- ✓ Bộ phân phối: cần phải đồng bộ và phẳng. Bộ phân phối phải được kiểm tra để tránh sự rò rỉ.
- ✓ Lớp đệm: kiểm tra để đảm bảo vận hành đồng bộ.

6.5.2.2 Kiểm soát các quá trình thử mẫu và kiểm tra

Để bảo đảm sự hoạt động hiệu quả của hệ thống lọc sinh học nhỏ giọt, mẫu thử và thời gian là rất quan trọng.

- ✓ Lọc dòng vào: kiểm tra các thông số: DO, pH, nhiệt độ, các chất rắn có thể lắng, BOD, chất rắn lơ lửng và các kim loại.
- ✓ Lưu lượng tái tuần hoàn: các thông số cần kiểm tra: DO, pH, tốc độ dòng chảy, và nhiệt độ.
- ✓ Lọc dòng ra: kiểm tra DO, pH và bình.
- ✓ Quá trình thải: kiểm tra DO, pH, các chất rắn có thể lắng, BOD và các chất rắn lơ lửng.

6.5.2.3 Các vấn đề thường gặp trong quá trình vận hành và cách khắc phục

* **Hồ:**

Triệu chứng:

- ✓ Hình thành các ao hoặc vũng nước nhỏ trên bề mặt của lớp đệm.
- ✓ Giảm khả năng loại bỏ BOD và TSS.
- ✓ Xuất hiện mùi khó chịu do điều kiện kỵ khí trong lớp đệm.
- ✓ Lớp đệm có lưu lượng khí nghèo.

Nguyên nhân:

- ✓ Tải lượng thủy lực không đủ để đảm bảo lớp đệm sạch bằng phẳng.
- ✓ Dòng thải tuần hoàn không đủ để cung cấp cho sự pha loãng.

- ✓ Lớp đệm không đồng bộ, hoặc đồng bộ nhưng quá nhỏ.
- ✓ Sự phân hủy lớp đệm do thời tiết.
- ✓ Các vật liệu vụn (lá, que, ...) hoặc các sinh vật sống cản trở các chỗ trống.

Khắc phục:

- ✓ Loại bỏ tất cả các vật liệu bụi kể trên ra khỏi vật liệu đệm.
- ✓ Gia tăng dòng tuần hoàn để tăng khả năng pha loãng trong hệ thống.
- ✓ Sử dụng dòng nước có áp suất cao để thay đổi và làm đầy diện tích hồ.
- ✓ Làm khô lớp vật liệu đệm. Khi dòng chảy ngưng đi qua lớp đệm, lớp màng sẽ khô và lỏng ra. Khi dòng chảy bắt đầu lại, lớp màng lỏng ra đó sẽ theo dòng chảy ra ngoài lớp đệm. Thời gian khô sẽ phụ thuộc vào độ dày của lớp màng và yêu cầu chuyển hóa, thông thường từ vài giờ đến vài ngày.

*** Mùi:**

Thông thường, mùi phát sinh thường cho biết hoạt động của hệ thống có vấn đề.

Nguyên nhân:

- ✓ Thừa lượng chất hữu cơ do chất lượng lọc dòng ra kém, hoạt động xử lý sơ cấp kém và kiểm soát quá trình xử lý bùn hoạt tính không tốt là nguyên nhân gây nên hiện tượng BOD cao trong dòng tái tuần hoàn.
- ✓ Thông khí kém
- ✓ Thiết bị lọc bị quá tải.

Khắc phục:

- ✓ Tính toán hoạt động của quá trình xử lý sơ cấp
- ✓ Tính toán và điều chỉnh kiểm soát quá trình xử lý bùn hoạt tính để làm giảm lượng BOD.
- ✓ Tăng tốc độ tái tuần hoàn để tăng DO trong dòng chảy vào hệ thống.
- ✓ Duy trì điều kiện thông khí ở dòng vào hệ thống.
- ✓ Thêm khoảng 1 – 2mg.l chlorine dư trong mỗi giờ khi lưu lượng dòng chảy thấp.

*** High Clarifier Effluent SS và BOD:**

Triệu chứng:

- ✓ Dòng ra từ quá trình lọc nhỏ giọt có nồng độ các chất rắn lơ lửng khá cao.

Nguyên nhân:

- ✓ Dòng tái tuần hoàn khá cao, do tải lượng thủy lực của bể lắng.
- ✓ Màng ngăn của bể lắng bị ăn mòn hoặc bị phá hỏng.
- ✓ Thiết bị thu gom bùn bị hỏng hay bị trục trặc.
- ✓ Tốc độ rút bùn không thích hợp.
- ✓ Tải lượng các chất rắn thừa.

Khắc phục:

- ✓ Kiểm tra tải lượng thủy lực và điều chỉnh lưu lượng tái tuần hoàn nếu tải lượng thủy lực quá cao.
- ✓ Điều chỉnh dòng chảy để đảm bảo cân bằng với sự phân bố.
- ✓ Kiểm tra thiết bị loại bỏ bùn. Sửa chữa các thiết bị bị hư hỏng.
- ✓ Kiểm tra chiều sâu lớp bùn và nồng độ các chất trong bùn, điều chỉnh tốc độ loại bỏ bùn và/hoặc thường xuyên duy trì điều kiện hiếu khí trong bể lắng.
- ✓ Xác định nhiệt độ trong bể lắng ở nhiều thời điểm khác nhau.

*** Filter flies:**

Triệu chứng:

- ✓ Lọc nhỏ giọt và diện tích xung quanh là môi trường thích hợp cho một lượng lớn các sinh vật rất nhỏ bay được sinh sống.

Nguyên nhân:

- ✓ Tái tuần hoàn không hiệu quả
- ✓ Điều kiện khô và ẩm gián đoạn
- ✓ Thời tiết ẩm.

Khắc phục:

- ✓ Tăng tốc độ tái tuần hoàn để duy trì tải trọng thủy lực tối thiểu là $0,07 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{ngày}$.
- ✓ Làm sạch các bề mặt thành bể lọc và loại bỏ cỏ dại, bụi cây, ... quanh bể lọc.

- ✓ Duy trì liều lượng tác chất trong bể lọc với nồng độ chlorine thấp (< 1mg/l). Điều này sẽ giúp phá hủy các ấu trùng.
- ✓ Làm khô lớp đệm lọc trong vài giờ.
- ✓ Làm ngập nước bể lọc trong 24 giờ.

*** Freezing:**

Nguyên nhân:

- ✓ Tái tuần hoàn làm gia tăng hoặc giảm nhiệt độ các giọt nước.
- ✓ Gió thịnh hành gây nên sự mất nhiệt.
- ✓ Đôi khi các tác chất thêm vào nước thải quá nhiều và quá lâu cũng gây hiện tượng đông lạnh.

Khắc phục:

- ✓ Giảm sự tuần hoàn tới mức có thể để hạn chế ảnh hưởng của sự lạnh.
- ✓ Vận hành 2 bể lọc song song để làm giảm sự mất nhiệt.
- ✓ Phủ lớp đệm để giảm sự mất nhiệt.

6.5.3. Vận hành hệ thống bùn hoạt tính:

Chuẩn bị lượng bùn hoạt tính cần thiết và cho khởi động các công trình sinh học (aerotank, mương oxy hóa) theo trình tự như sau:

- Trước tiên cho một phần nước thải với nồng độ BOD_{tp} khoảng 200÷250mg/l chảy qua công trình. Nếu nước thải công nghiệp có nồng độ cao thì pha loãng bằng nước sản xuất hoặc nước sông. Bùn lắng tại bể lắng đợt 2 được tuần hoàn liên tục về aerotank.

- Bùn hoạt tính sẽ gia tăng theo thời gian. Theo sự gia tăng của bùn có sự xuất hiện của nitrat và nitrit, tăng dần lượng nước cần xử lý hoặc giảm độ pha loãng.

Có thể sử dụng bùn có sẵn từ bể aerotank bất kỳ hoặc bùn hoạt tính phơi ở 60°C, hoặc màng sinh học trôi ra từ bể lọc sinh học hoặc bùn ao hồ. Bùn hoạt tính có thể thu từ bùn sông hoặc ao hồ không nhiễm bẩn dầu mỡ hay dầu khoáng. Trước khi cho vào bể aerotank, bùn sông hoặc ao hồ phải được loại sơ bộ các tạp khoáng nặng (sỏi cát). Với mục đích này, bùn được trộn với nước, rồi sau thời gian lắng ngắn

(3÷6 phút) được đổ vào bể aerotank. Tại đó bùn được thổi khí, không cần nước thải. Sau khi chuẩn bị bùn xong, cho nước thải vào bể aerotank, ban đầu với lượng nhỏ, sau đó theo mức độ tích lũy bùn, tăng dần cho đến khi đạt lưu lượng thiết kế.

Trong bùn hoạt tính hoạt động tốt, ngoài các bông tập trung các động vật vi sinh còn gặp một lượng không lớn thảo trùng (trùng lông), trùng xoắn, giun.

Khi điều kiện làm việc ổn định bị phá vỡ, trong bùn phát triển các vi khuẩn dạng chỉ (sphaerotilus, cladotrix) thực vật nhánh (zooglea ramigeras, các nấm nước...). Các dạng thực vật này làm cho bùn nổi, bùn này khó lắng trong bể lắng đợt 2 và bị cuốn trôi theo nước ra với lượng đáng kể.

Nguyên nhân của sự nổi bùn là bể aerotank quá tải, có lượng lớn cacbon trong nước thải, không cấp đủ oxy, pH nước trong aerotank thấp. Để không chế sự nổi bùn cần phải giảm tải trọng bể aerotank. Thậm chí tạm thời ngừng không cho nước thải vào, hoặc tăng lượng oxy hòa tan trong bể aerotank, nâng pH dòng vào đến 8,5÷9,5 trong khoảng thời gian nào đó.

Nếu nước thải nồng độ cao thải ra từng đợt bất thường thì phải yêu cầu lãnh đạo nhà máy chỉnh đốn nguyên tắc công nghệ hoặc thay đổi chế độ thải nước bằng cách lắp đặt bộ điều chỉnh hoặc bể chứa dự trữ.

Khi vận hành nhiều bể lắng 2 cần phải phân bố đồng đều lưu lượng nước thải và bùn hoạt tính giữa chúng cũng như tách bùn hoạt tính ra khỏi các bể lắng.

Việc tách bùn hoạt tính hoàn toàn có thể tiến hành liên tục và không cho hình thành lớp bùn nằm trong bể lắng. Việc tách bùn không đúng thời gian sẽ làm bẩn và làm giảm chất lượng nước đã xử lý, ngoài ra còn làm nổi bùn đã lắng.

Nguyên nhân lôi cuốn bùn từ bể lắng 2 có thể do nồng độ bùn cao hơn giới hạn đối với tải trọng đã cho.

Đôi khi còn có trường hợp khó bảo đảm tách bùn từ bể lắng đứng. Vì vậy trong các bể lắng này cần cào bùn từ đáy phễu một cách hệ thống (hoặc vài lần trong ngày), khó khăn này cũng có thể giải quyết bằng cách tăng thể tích bùn tuần hoàn.

Nếu trong trạm xử lý có vài bể lắng đợt 2 và không có dụng cụ đo bùn tuần hoàn, tách ra từ mỗi bể thì trên mỗi bể lắng cần có dụng cụ kiểm tra độ sâu của bùn, các dụng cụ này có thể là:

- Thiết bị bơm dâng (ống thông nhau) được đặt ở các mức tương ứng để kiểm soát mức bùn cao nhất và thấp nhất trong bể.

- Tế bào quang.

Nếu không có dụng cụ đo thì mức bùn xác định bằng cách lấy mẫu ở các độ sâu khác nhau. Sự xuất hiện trên bề mặt bể lắng 2 các bọt khí và cụm bùn hoạt tính là do thời gian lưu của bùn trong bể lắng quá lâu, để khống chế hiện tượng này nên tăng thể tích bùn lấy ra.

Sự có mặt của dầu mỡ, sản phẩm dầu mỏ, chất béo trong bể aerotank làm cho bùn nổi và lôi cuốn bùn từ bể lắng 2. Trường hợp này cần phải tăng cường hiệu quả của thiết bị tách dầu sơ bộ và nếu có thể ngừng không tiếp nhận nước thải chứa dầu mỡ, các sản phẩm dầu mỏ.

6.5.3.1 Các thông số vận hành hệ thống:

Để vận hành hệ thống bùn hoạt tính, cần chú ý các yếu tố sau:

- * Độ kiềm: kiểm soát độ kiềm trong bể hiếu khí là cần thiết để kiểm soát toàn bộ quá trình. Độ kiềm không đủ sẽ làm giảm hoạt tính của vi sinh vật và cũng có thể ảnh hưởng đến pH.

- * DO: Hoạt động của bể bùn hoạt tính là một quá trình hiếu khí nên nó đòi hỏi lượng DO phải hiện diện ở mọi thời điểm. lượng DO này phụ thuộc vào BOD dòng vào, tính chất của bùn hoạt tính và yêu cầu xử lý.

- * pH: pH trong hệ thống hiếu khí thường nằm trong khoảng 6,5 – 9.

- * MLSS, MLVSS, và MLTSS:

- * Nồng độ và tốc độ tuần hoàn bùn hoạt tính: Người vận hành phải duy trì sự tuần hoàn bùn hoạt tính tiếp diễn trong hệ thống. nếu tốc độ này quá thấp, bể hiếu khí có thể bị quá tải thủy lực, làm giảm thời gian thông khí. Nồng độ tuần hoàn cũng rất

quan trọng bởi vì nó có thể dùng để xác định tốc độ tuần hoàn cần thiết để giữ MLSS cần thiết.

* Tốc độ dòng chảy bùn hoạt tính thải: Bởi vì bùn hoạt tính có chứa các vi sinh vật sống tăng trưởng, nên lượng bùn hoạt tính có thể tiếp tục gia tăng. Nếu bùn hoạt tính duy trì trong hệ thống quá lâu, hiệu quả của quá trình sẽ giảm xuống. Nếu có quá nhiều bùn hoạt tính bị loại khỏi hệ thống, các chất rắn sẽ không lắng đọng đủ nhanh để được loại bỏ ở thiết bị lắng thứ cấp.

* Nhiệt độ: Nhiệt độ ảnh hưởng trực tiếp đến hoạt động của vi sinh vật.

* Độ sâu lớp phủ bùn: Nếu các chất rắn không bị loại bỏ ra khỏi hệ thống từ thiết bị lọc với cùng tốc độ chúng được đưa vào, lớp phủ sẽ gia tăng độ sâu. Độ sâu lớp phủ bùn có thể chịu ảnh hưởng của nhiều điều kiện: nhiệt độ, độ tinh trong nước thải,...

6.5.3.2 Kiểm soát vận hành hệ thống;

* Tốc độ tuần hoàn

- Tốc độ tuần hoàn quá cao, kết quả là: Sự thông khí và lắng đọng ở các bể bị quá tải thủy lực; thời gian thông khí và lắng đọng giảm, ...

- Tốc độ tuần hoàn quá thấp, kết quả là: sự tuần hoàn thối, các chất rắn bị giữ lại trong các bể lắng, giảm MLSS trong bể hiếu khí, ...

* Tốc độ nước thải:

- Tốc độ nước thải quá cao, kết quả: giảm MLSS, giảm mật độ bùn, gia tăng SVI, giảm MCRT, tăng tỷ lệ F/M.

- Tốc độ nước thải quá thấp, kết quả là: tăng MLSS, tăng mật độ bùn, giảm SVI, tăng MCRT, giảm tỷ lệ F/M.

* Tốc độ thông khí:

- Tốc độ thông khí quá cao, kết quả là: năng lượng bị lãng phí, tăng chi phí vận hành, các chất rắn nổi lên, phá vỡ bùn hoạt tính.

- Tốc độ thông khí quá thấp, kết quả là: bể hiếu khí thối, hiệu quả kém, mất sự nitrát hóa.

6.5.3.3 Các vấn đề có thể xảy ra khi vận hành và cách khắc phục:

* **Triệu chứng 1:** Lớp bùn phủ bị chảy ra ngoài theo dòng thải, không còn bùn lắng.

- Do chất hữu cơ quá tải. Khắc phục: giảm tải lượng hữu cơ.

- Do pH thấp. Khắc phục: thêm độ kiềm.

- Do sự tăng trưởng của nấm sợi (filamentous). Khắc phục: thêm dinh dưỡng, thêm chlorine hay peroxyde để tuần hoàn.

- Do thiếu hụt dinh dưỡng. Khắc phục: thêm dinh dưỡng.

- Do độc tính. Khắc phục: xác định nguồn, bổ sung tiền xử lý.

- Do thông khí quá nhiều. Khắc phục: giảm thông khí trong khoảng thời gian lưu lượng thấp.

* **Triệu chứng 2:** một lượng lớn các hạt rắn nhỏ rời khỏi bề lắng.

- Nguyên nhân: bùn cũ. Khắc phục: giảm tuổi bùn, gia tăng tốc độ dòng thải.

- Nguyên nhân: sự hỗn loạn quá mức. Khắc phục: giảm sự hỗn loạn (kiểm soát thời gian lưu lượng thấp).

* **Triệu chứng 3:** Một lượng lớn các phân tử trong mờ, nhỏ rời khỏi bề lắng.

- Do tốc độ tăng trưởng của bùn. Khắc phục: tăng tuổi bùn.

- Do bùn hoạt tính mới, yếu. Khắc phục: giảm nước thải.

* **Triệu chứng 4:** Bùn lắng tốt, nhưng lại nổi lên bề mặt trong thời gian ngắn.

- Do sự khử nitrat hóa. Khắc phục: tăng tốc độ tuần hoàn, điều chỉnh tuổi bùn để hạn chế sự khử nitrat.

- Do thông khí quá mức. Khắc phục: giảm sự thông khí.

* **Triệu chứng 5:** các vi sinh vật trong bùn hoạt tính chết trong thời gian ngắn.

Do dòng vào chứa các chất độc tính. Khắc phục: tách bùn hoạt tính (nếu có thể).

Tuần hoàn tất cả các chất rắn đang hiện diện. Ngưng cung cấp nước thải. Tăng tốc độ tuần hoàn. Bổ sung các chương trình tiền xử lý.

* **Triệu chứng 6:** bề mặt của bể hiếu khí bị bao phủ bởi lớp bọt nhờn, dày.

- Do bùn quá già. Khắc phục: giảm tuổi bùn. Tăng lượng nước thải, sử dụng các chất bơm kiểm soát bọt.

- Do quá nhiều dầu và chất béo trong hệ thống. Khắc phục: tăng cường loại bỏ chất béo. Sử dụng các chất bơm kiểm soát bọt. Bổ sung các chương trình tiền xử lý.

- Do các vi khuẩn váng bám tạo bọt. Khắc phục: loại bỏ các vi khuẩn này.

* **Triệu chứng 7:** xuất hiện những đám bọt lớn trên bề mặt bể hiếu khí.

- Do bùn hoạt tính trẻ, lượng bùn ít. Khắc phục: tăng tuổi bùn, giảm cung cấp nước thải, sử dụng các chất bơm kiểm soát bọt.

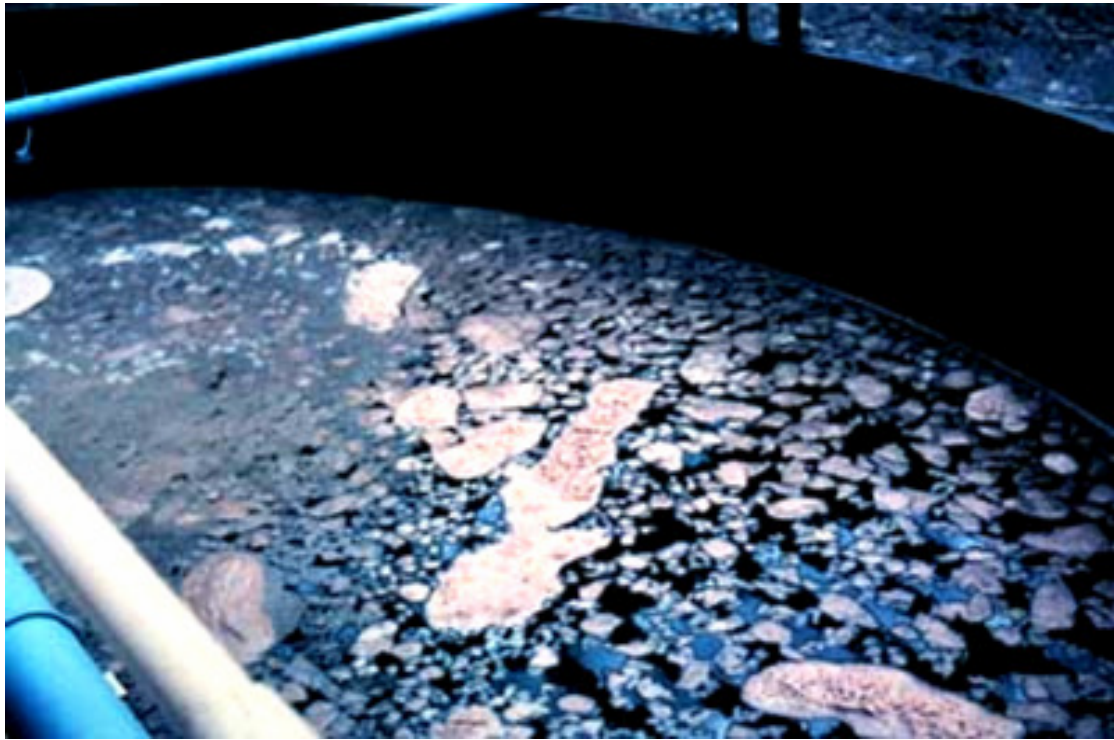
- Do các chất tẩy rửa. Khắc phục: hạn chế các chất hoạt động bề mặt, sử dụng các chất bơm kiểm soát bọt.

Bảng 6.8: Các vấn đề thường gặp khi vận hành quá trình bùn hoạt tính

STT	Vấn đề	Nguyên nhân	Hậu quả
1	Bùn phát triển phân tán (Dispersed growth)	Các vi sinh vật không tạo bông mà phân tán dưới dạng những cá thể riêng biệt hay những cụm nhỏ với đường kính 10µm-20µm.	Hiệu suất bể lắng đợt hai thấp, nước ra khỏi bể bị đục. Lượng bùn tuần hoàn ít.
2	Bùn không kết dính được (pinpoint floc)	Bông bùn thường có hình cầu nén nhỏ, có đường kính 50-100µm, nguyên nhân là do có sự phân chia các bông bùn lớn, thiếu thức ăn, vi sinh vật phải dùng các polysaccarit ngoại bào như nguồn C và năng lượng cho quá trình sống	Chỉ số thể tích bùn SVI thấp, nước ra khỏi bể bị đục.
3	Bùn tạo khối (bulking)	Các vi khuẩn dạng sợi phát triển quá mức trong bùn làm bùn nén kém và lắng kém.	SVI cao Khó duy trì nồng độ bùn cần thiết trong bể sục khí

			Khả năng tách nước của bùn giảm
4	Bùn nổi (rising sludge)	Trong bể lắng đợt hai diễn ra quá trình khử nitrat hoá sinh ra khí N ₂ , khí N ₂ di chuyển lên trên kéo theo các bông bùn hoạt tính lên trên mặt nước. Thời gian lưu lớp bùn nhỏ hơn 1 giờ là đủ hình thành lớp bọt khí	Hình thành lớp bùn hoạt tính trên mặt nước.
5	Bọt váng (foaming/scum)	Do sự hiện diện của vi khuẩn <i>Norcadia spp</i> và <i>Microthrix parvicella</i>	Gây mùi hôi Làm tăng SS, BOD ở nước thải đầu ra Lớp bọt váng sẽ giữ lại một lớp bùn hoạt tính làm ảnh hưởng tới thời gian lưu bùn.
6	Bùn tạo khối không phải do vi khuẩn dạng sợi	Bùn chứa quá nhiều polyme ngoại bào làm lớp bùn xốp	Tăng SS, BOD ở nước thải đầu ra, làm loãng lượng bùn.

Nguồn: Activated Sludge Bulking and Foaming Control



Hình 6.29 Bùn nổi



Hình 6.30 Bùn tạo thành bọt và váng



Hình 6.31 Bùn tạo thành khối

Các biện pháp kiểm soát bùn khó lắng:

1. Kiểm soát bùn dạng khối:

Các yếu tố lưu ý khi kiểm soát bùn dạng khối:

- Thành phần nước thải

Nước thải chứa nhiều các nguyên tố dạng vết cũng gây ra hiện tượng bùn tạo khối.

Đối với nước thải công nghiệp, thành phần Nitơ và Photpho cần được kiểm tra trước khi đưa vào hệ thống xử lý, sự thiếu hụt dinh dưỡng trong nước thải công nghiệp với hàm lượng BOD cao sẽ tạo nên khối bùn. Sự dao động pH cũng là yếu tố gây bất lợi đối với thiết kế. Sự khác nhau về tải trọng khi vận hành hệ thống hoạt động một mẻ cũng gây ra hiện tượng bùn tạo khối.

- Nồng độ oxy cần duy trì tối thiểu 2 mg/l.

- Thời gian lưu bùn (SRT): cần được kiểm tra và tính toán sao cho nằm trong khoảng giá trị chấp nhận được. Trong nhiều trường hợp, ở các hệ thống khuấy trộn hoàn

toàn với thời gian lưu bùn lớn và tỉ số F/M nhỏ thường xuất hiện vi khuẩn dạng sợi. Ở những hệ thống như vậy, các vi khuẩn này hay cạnh tranh nhau về thức ăn. Nhiều nghiên cứu trong phòng thí nghiệm cùng với các mô hình hoàn chỉnh đã đưa ra những hình dạng bể phản ứng hỗ trợ cho bùn tạo bông thay vì sự phát triển các vi khuẩn dạng sợi. Những bể này được gọi là selector.

- Nồng độ dinh dưỡng

Mặc dù liều lượng dinh dưỡng cần để ngăn chặn sự phát triển quá mức của các vi khuẩn dạng sợi là duy nhất ở từng hệ thống, tuy nhiên khi không thể xác định chính xác được con số này thì theo Richard nên duy trì:

- Nồng độ N vô cơ ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$) lớn hơn 1mg/l.
- Nồng độ orthophosphate photpho ($\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$) lớn hơn 0.2mg/l.

- pH là một thông số kỹ thuật quan trọng của bùn hoạt tính nhưng lại thường xuyên bị lơ đi do giá trị của nó thường chỉ thay đổi ở 2 mức. Vi sinh vật chỉ bị ảnh hưởng khi pH nhỏ 6.0-6.5 và lớn hơn 8.5. Để tránh tình trạng phát triển quá mức của nấm do pH thấp, cần trang bị các thiết bị điều chỉnh pH, tối thiểu cũng phải có thiết bị định liều lượng vôi.

- Nhiệt độ ảnh hưởng đến 2 thông số sau :

- Nhiệt độ tăng làm giảm độ hoà tan của oxy trong nước
- Nhiệt độ tăng làm tăng tốc độ của quá trình chuyển hoá. Quá trình này lại cần oxy hoà tan nên tốc độ tiêu thụ DO cũng tăng.

Vì vậy, nhiệt độ chỉ ảnh hưởng chủ yếu đến sự phát triển của những vi khuẩn dạng sợi do DO thấp như *Sphaerotilus natans* và loài 1701. Richard đã chạy mô hình khảo sát ảnh hưởng của nhiệt độ lên sự phát triển cạnh tranh giữa loài 1701 và một loại vi sinh vật tạo bông. Từ đó đưa ra kết luận rằng ở nhiệt độ lớn hơn hoặc bằng 28°C, loài 1701 phát triển mạnh hơn loài tạo bông đang nghiên cứu. Như vậy ta có thể rút ra kết luận rằng nhiệt độ tăng thì nồng độ DO cần phải tăng để ngăn quá trình bùn khối gây ra do các vi khuẩn dạng sợi phát triển trong nước có DO thấp.

Sử dụng hoá chất:

Ở một tình huống khẩn cấp hoặc đã kiểm tra tất cả các yếu tố nêu trên, Clo và hydro peroxuyt thường được sử dụng để kiểm soát hiện tượng bùn khối. Clo là chất oxy hoá lâu đời nhất (được sử dụng trước Thế Chiến 2) . Việc sử dụng chlorine được Jenkins (người Mỹ) và các cộng sự của ông ủng hộ. Sử dụng chlorine để khống chế quá trình bùn khối cũng đã được nghiên cứu khá kỹ ở Nam Phi. Ở Châu Âu, Anh là nước thường dùng chlorine nhất. Tại Đức và Trung Âu, chlorine chỉ được dùng trong những trường hợp cấp bách. Nguyên nhân là do họ sợ xuất hiện các halogen hữu cơ (organohalogen) trong nước thải sau xử lý.

Dùng Clo:

Chlorine là một hoá chất nguy hiểm đối với cả bùn hoạt tính lẫn môi trường. Vì thế, khi dùng chlorine, chỉ để các nhân viên có đã được đào tạo thao tác, và tuyệt đối phải tuân thủ các quy tắc. Jenkins cũng khuyên nên đo SVI trước khi clo hoá. Chỉ thêm Chlorine khi SVI thực sự vượt quá mức cho phép.

Liều lượng clo thường dùng cho hệ thống thấp khoảng 0.002-0.008 kg/kg MLSS.ngày (theo Jenkins 1993). Clo hoá hiệu quả cho bùn dạng khối gây ra bởi vi khuẩn dạng sợi. Clo thường làm nước ra ở đầu ra bị đục. Xử lý bằng clo còn làm xuất hiện trihalomentan và các hợp chất khác gây hại tiềm tàng cho sức khỏe con người và môi trường. Hydro peroxuyt cũng được dùng để kiểm soát bùn khối, liều lượng của chất này tùy thuộc vào khoảng phát triển của vi khuẩn dạng sợi.

Dùng H_2O_2 :

Một trong những cách thay thế việc dùng Clo là tác nhân oxy hoá, người ta dùng H_2O_2 . H_2O_2 không tiêu diệt mạnh các vi khuẩn dạng sợi nằm bên ngoài vì chúng không phải là chất oxy hoá mạnh như clo. Tuy vậy chúng vẫn có thể xâm nhập vào các lớp trong của bùn hoạt tính và tác động vào sinh khối của các vi sinh vật tạo bông.

H_2O_2 có thể diệt vi khuẩn dạng sợi đồng thời cũng giải phóng oxy nên thích hợp dùng trong trường hợp bùn khối do DO thấp. Tuy nhiên nếu bùn oxy hoá H_2O_2 trước

khi hoá chất này kịp có phản ứng tiêu diệt vi khuẩn dạng sợi thì phương pháp này không hiệu quả.

Dùng Ozone:

Ở Nam Phi, van Leeuwen và Pretorius đã khảo sát tính năng kiểm soát bùn khối của ozone. Ozone là tác nhân oxy hoá mạnh hơn Clo và H₂O₂ và đặc biệt là chúng không tạo ra bất kỳ chất độc nào. Trong hệ thống loại bỏ chất dinh dưỡng bằng bùn hoạt tính, liều lượng Ozone thích hợp là 4g/kgMLSS. Dùng Ozone có thể tăng cường quá trình nitrat hoá và loại bỏ các chất hữu cơ trơ.

2. Kiểm soát bọt váng

Gạn bọt một cách hệ thống nhằm loại bỏ và phá hủy bùn nổi trong bể sục khí. Chất dùng để gạn bỏ bọt không tuần hoàn lại bể lắng, vì việc này sẽ dẫn tới sự sinh sôi của các vi khuẩn gây bọt váng. Ngoài ra, cũng không nên tuần hoàn chất này về bể aeroten.

Dùng Clo phun xịt lên bề mặt bọt Nocardia.

Sự hiện diện của *Nocardia* cũng như *Nocardia-Microthrix* liên quan tới nước thải chứa nhiều chất béo và dầu mỡ. Vì vậy giảm dầu mỡ trong nước thải cũng là một biện pháp để ngăn ngừa sự phát triển của các vi khuẩn gây bọt váng này.

Trong trường hợp bọt váng gây nên bởi *Microthrix parvilla*, liều lượng Clo sử dụng phải gấp 10-100 lần liều lượng cần thiết vì *Microthrix parvilla* có khả năng chịu độ clo tốt hơn so với các vi khuẩn dạng sợi khác. Tuy nhiên, ở U.K, theo kinh nghiệm, người ta thấy rằng liều lượng clo khoảng 3g/kg là đủ để kiểm soát *Microthrix parvilla*.

Để tránh trường hợp xấu khi sử dụng clo quá liều, Duchene và Pujol đã kiểm tra khả năng kiểm soát bọt của các chất keo tụ. Khi thêm vào chất keo tụ FeCl₃ ở liều lượng 4g/kg, ngày có thể làm giảm bọt Nocardia trong vòng 2 tuần. Phèn nhôm cũng cho kết quả tương tự. Khi đó, Nocardia không bị loại bỏ mà dính chặt vào bông bùn. Vì vậy, khi ngưng cho chất keo tụ, Nocardia xuất hiện trở lại trong vòng 2 tuần. (Jiri Wanner).

3. Kiểm soát bùn nổi:

Bùn nổi có thể kiểm soát bằng các biện pháp sau

- Tăng lượng bùn tuần hoàn thải bỏ từ bể lắng đợt hai, nhằm giảm thời gian lưu bùn trong bể lắng.
- Giảm thời gian lưu bùn để tránh quá trình nitrat hoá. Nơi có khí hậu ẩm, rất khó vận hành ở thời gian lưu bùn ngắn để tránh nitrat hoá.
- Nếu quá trình bùn hoạt tính đòi hỏi nitrat hoá, thì nên sử dụng mô hình dòng chảy nút. Khi đó, bể đầu tiên sẽ là vùng yếm khí. Ở đây, các vi khuẩn sẽ được hoà trộn cùng với các ion nitrat, ion nitrit từ bùn tuần hoàn và BOD trong nước thải. Ở vùng yếm khí, các vi khuẩn trong điều kiện ít oxy, cùng sự hiện diện của các ion nitrit và nitrat, BOD sẽ thúc đẩy quá trình đề nitrat hoá.

6.6 ỨNG DỤNG

Phân hủy hiếu khí được ứng dụng rộng rãi để ổn định chất rắn với kích thước bể xử lý nước thải từ nhỏ đến trung bình (< 20.000 đến 40.000 m³/ngày).

Mô hình xử lý hiếu khí truyền thống được sử dụng ở nhiều trường hợp vì nó vận hành đơn giản, và bởi vì sự dày đặc và ổn định của chất rắn có thể được kết hợp trong bể đơn. Tuy nhiên mô hình này lại không có hiệu quả ở những vùng có khí hậu lạnh, và nó đòi hỏi cần năng lượng vận hành khá lớn, thời gian lưu bùn dài, nhưng khả năng làm mất hoạt tính của các pathogen lại kém, pH có thể xuống thấp do sự nitrat hóa, ... và như vậy, mô hình kết hợp thông gió/ky khí ngày càng được chú ý nhiều hơn so với mô hình ky khí truyền thống do nó có thể kiểm soát được pH của hệ thống, và chi phí vận hành thấp hơn so với mô hình truyền thống nhưng vẫn còn ở mức cao. [2]

CHƯƠNG VII: HỒ SINH HỌC

7.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT

Hồ là một khối nước nằm trong nội địa có kích thước từ nhỏ, trung bình đến lớn, bề mặt của hồ tiếp xúc với không khí. Các hồ lấp đầy những nơi sụt, lún phía dưới vùng bão hòa xung quanh các vật liệu đất và đá. Hồ là một trong những hình thức lâu đời nhất để xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học. Hồ sinh học dùng để xử lý những nguồn thải thứ cấp với cơ chế phân hủy các chất hữu cơ xảy ra một cách tự nhiên. Ban đầu, cấu trúc các hồ khá đơn giản nên không thể hiện rõ các đặc điểm vật lý, hóa học và các quá trình sinh học phức tạp trong suốt hoạt động sinh hóa, kết quả làm hạn chế sự hiểu biết về các yếu tố có tác động đến hiệu suất của quá trình. Vì vậy, chất lượng nước đầu ra từ hồ thường tương đối thấp.

Các hồ sinh học có thể là các hồ đơn hoặc thường được kết hợp với các phương pháp xử lý khác. Các hoạt động diễn ra trong hồ sinh học là kết quả của sự cộng sinh phức tạp giữa nấm và tảo, giúp ổn định dòng nước và làm giảm các vi sinh vật gây bệnh. Tuy nhiên, sự tăng trưởng của tảo trong hồ cũng là một vấn đề đáng quan tâm. Nhìn chung, do sự lắng đọng của tảo diễn ra chậm nên nó làm tăng nồng độ của các chất rắn lơ lửng và các vật liệu hữu cơ dễ phân hủy. Hồ sinh học có thể dùng để xử lý nhiều loại nước thải khác nhau: nước thải công nghiệp hay sinh hoạt phức tạp, trong những điều kiện thời tiết khác nhau. Các quá trình diễn ra trong ao, hồ sinh học cũng tương tự như quá trình tự làm sạch ở các sông hồ tự nhiên. Vi sinh vật đóng vai trò chủ yếu trong quá trình xử lý chất thải hữu cơ. [2]

7.2 CÁC DẠNG HỒ SINH HỌC

Có nhiều cách thức để phân loại hồ. Chúng ta có thể sử dụng phương pháp đơn giản để phân loại dựa trên từng loại chuyển hóa có thể xảy ra và cơ chế tiếp nhận cơ chất khác nhau. Có 2 cơ chế chủ yếu cung cấp oxy là: sự tăng trưởng của tảo, tạo ra oxy thông qua hoạt động quang tổng hợp; và cung cấp oxy một cách thụ động, như với các tác nhân hiếu khí bề mặt, hay làm biến đổi quá trình hiếu khí bằng quạt gió. Hồ

sinh học có thể được phân thành 2 loại hồ chính: hồ làm thoát nhân tạo (hồ tự nhiên) và hồ ổn định nước thải (kỵ khí, tùy tiện và hiếu khí). [2]; [3]; [10]

7.2.1 Hồ tự nhiên, hồ nhân tạo:

7.2.1.1 Hồ tự nhiên

- Hồ được hình thành do quá trình kiến tạo bề mặt trái đất, ta biết rằng trái đất trước đây có bề mặt liền khối, theo thời gian, sự vận hành lớp chất lỏng trong lớp vỏ trái đất đã tách bề mặt trái đất thành những mảnh như ngày nay ta gọi là các lục địa, và quá trình này vẫn không ngừng hoạt động, chỉ có điều trực quan chúng ta không thể nhận thấy. Song song là quá trình hoạt động của núi lửa hoạt động phun trào nham thạch, quá trình sụt lún... cùng với quá trình tạo sơn là sự hình thành nên những đại dương, những con sông hay những hồ tự nhiên phân bố khắp trên trái đất như ngày nay.

- Hồ tự nhiên trước đây, khi chưa chịu tác động đáng kể của con người thường là những hồ sinh thái có độ đa dạng sinh học cao, là nơi cư trú của nhiều loài động thực vật. Đến nay dưới tác động của bàn tay con người, một số hồ đã bị xoá sổ, một số được khai thác cạn kiệt các tài nguyên trong hồ hay phải gánh chịu những vấn đề ô nhiễm môi trường do con người tạo ra.

7.2.1.2 Hồ nhân tạo

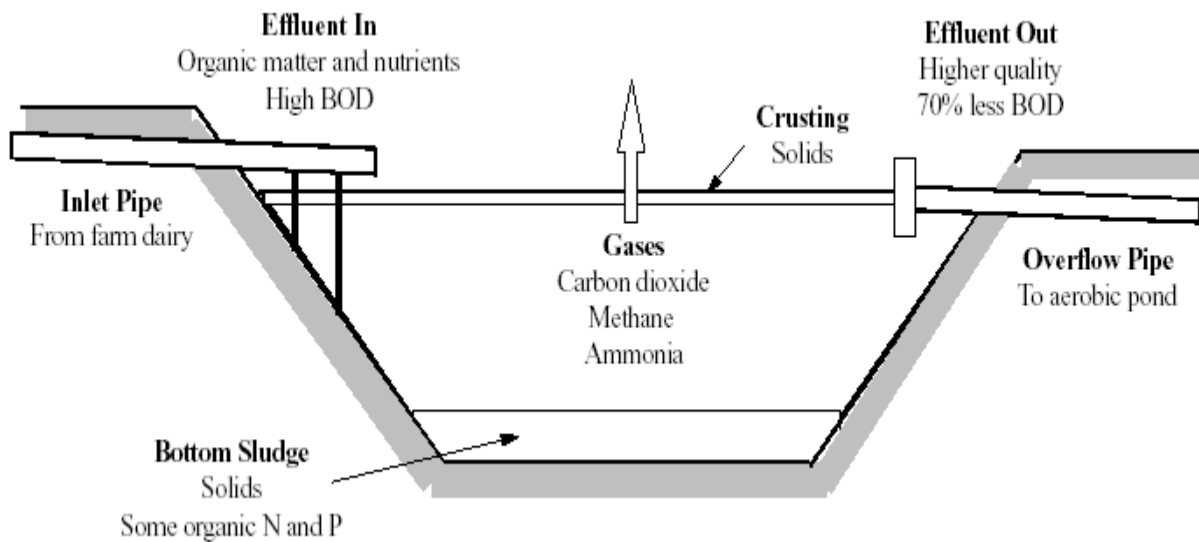
- Hồ nhân tạo được hình thành do những tác động của con người nhằm những mục đích này hay mục đích khác, như đắp chắn dòng sông ngăn lũ, lưu trữ nước cho nhà máy phát điện, điều tiết dòng chảy cung ứng cho tưới tiêu chống hạn tạo những hồ sinh thái ở khu vực thượng nguồn. Hồ còn do quá trình đào đắp đất hoặc khai thác đất đá, khoáng sản tạo thành các hố sâu rộng, theo thời gian nước được lấp đầy do mưa tạo thành những lòng hồ, làm môi trường sống cho các loại động vật thủy sinh...



Hình 7.1 Hồ xử lý nước thải

7.2.2 Hồ kỵ khí:

Hồ kỵ khí dùng để lắng và phân hủy cặn lắng và phương pháp sinh hóa tự nhiên dựa trên cơ sở sống và hoạt động của vi sinh vật kỵ khí. Các vi khuẩn kỵ khí phá vỡ các hợp chất hữu cơ trong dòng chảy, giải phóng khí CH_4 và CO_2 .



Hình 7.2 Hoạt động của hồ kỵ khí

Hồ kỵ khí thường sâu từ 2 – 5m và có khả năng xử lý nước thải chứa chất hữu cơ cao (thường > 100g BOD/m³ với độ sâu 3m hồ). Lượng chất hữu cơ có trong hồ có liên quan mật thiết đến lượng oxy nạp vào hồ, nhằm duy trì điều kiện kỵ khí trên bề mặt hồ. Hồ kỵ khí không có mặt của tảo, mặc dù đôi khi chúng ta vẫn có thể bắt gặp có sự hiện diện chủ yếu của loài *Chlamydomonas* trên bề mặt. Chúng hoạt động cực kỳ hiệu quả trong điều kiện khí hậu ấm (có thể loại bỏ đến 60 - 85% BOD). Hồ kỵ khí làm giảm lượng N, P, K và các vi sinh vật gây bệnh bằng cách tạo ra bùn và giải phóng NH₃ vào không khí. Sau khi hoàn thành quá trình xử lý, hồ kỵ khí thường đem lại kết quả sau:

- + Chuyển đổi vật chất từ dạng vật liệu hòa tan thành dạng vật chất lắng đọng như bùn đáy.
- + Hòa tan các dạng vật chất hữu cơ khác.
- + Phá vỡ quá trình phân hủy sinh học của các vật chất hữu cơ.
- + Chứa vật chất không hòa tan và không phân hủy như bùn đáy.
- + Chứa vật chất không hấp thụ và ở dạng vô định hình như bùn đáy.
- + Cho phép xử lý một phần dòng chảy đi qua.

Quá trình lên men và hoạt động của tiến trình oxy hóa kỵ khí trong hồ làm giảm khoảng 70% lượng BOD₅ trong dòng chảy. Đây là phương pháp rất hiệu quả để làm giảm BOD₅. Thông thường, một hồ kỵ khí đơn trong mỗi lần xử lý liên tục sẽ đạt hiệu quả nếu nồng độ dòng thải vào nhỏ hơn 1.000 mg/l BOD₅. Đối với nước thải công nghiệp có nồng độ cao hơn, phải cần đến chuỗi 3 hồ kỵ khí mới có thể xử lý tốt nhưng thời gian lưu ở mỗi hồ không nên ít hơn 1 ngày (McGarry and Pescod, 1970).

7.2.3 Hồ tùy tiện:

Hồ tùy tiện có 2 loại: hồ tùy tiện nguyên thủy, tiếp nhận nguồn thải nguyên chất chưa qua xử lý; và hồ tùy tiện thứ cấp, tiếp nhận nguồn thải đã qua xử lý (thường là dòng thải từ hồ kỵ khí). Hồ được thiết kế nhằm loại bỏ BOD trên cơ sở tải lượng tương đối của dòng vào (100 – 400 kg BOD/ha ở nhiệt độ từ 20 – 25°C), tương tự như lượng oxy cung cấp cho việc loại bỏ BOD bởi vi khuẩn trong hồ thường được

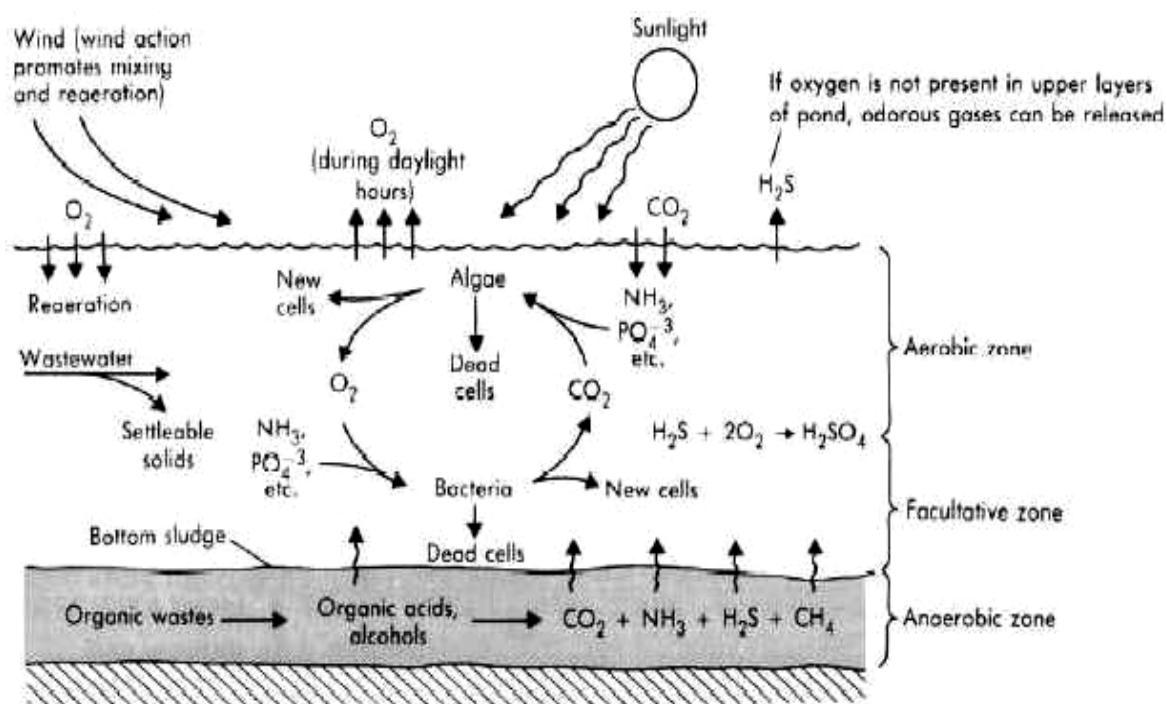
sinh ra bởi quá trình quang tổng hợp của tảo. Tảo thường chiếm ưu thế trong nước đục, có bùn của hồ tùỵ tiện là các loài sinh vật phù du (như *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys* và *Euglena*).

Dòng chảy vào hồ tùỵ tiện từ hồ kỵ khí (hồ tùỵ tiện thứ cấp) thường được chuyển hóa thành CO₂, nước và các tế bào vi khuẩn và tảo mới trong điều kiện có oxy. Lượng tảo trong hồ hiếu khí đòi hỏi phải có ánh sáng mặt trời. Chúng phát triển và sản sinh ra oxy nhiều hơn cả nhu cầu sử dụng của chúng. Lượng oxy dư này được các vi khuẩn sử dụng để phá vỡ các hợp chất hữu cơ trong dòng thải vào. Việc tạo ra oxy từ tảo xảy ra ở gần bề mặt của hồ hiếu khí, ở độ sâu mà ánh sáng có thể xuyên tới được (thông thường sâu đến 500mm). Oxy cũng có thể được cung cấp vào hồ nhờ gió. Hồ này thường được gọi chính xác bởi thuật ngữ “tùỵ tiện”, bởi vì trên thực tế trong hồ thường có tầng hiếu khí ở trên và tầng kỵ khí ở dưới. Sở dĩ có điều này là vì mức oxy cao không thể được duy trì trong toàn bộ độ sâu của hồ hiếu khí. Vì vậy toàn bộ trên bề mặt phát triển lớp hiếu khí, tiếp theo là tầng hiếu/kỵ khí ở lớp trung gian và toàn bộ tầng kỵ khí nằm ở đáy hồ. Oxy không thể được duy trì ở tầng thấp hơn nếu:

- + Hồ quá sâu, màu nước quá tối, nên ánh sáng không thể xuyên tới hoàn toàn.
- + Nhu cầu oxy cho tầng dưới cao hơn khả năng cung cấp. Nhu cầu gia tăng khi hàm lượng chất hữu cơ càng nhiều. Lớp kỵ khí sẽ xuống sâu hơn trong hồ hiếu khí khi hàm lượng chất hữu cơ cực kỳ cao trong dòng thải vào.
- + Tầng mặt giàu oxy, nhưng lại không có sự pha trộn thỏa đáng với tầng đáy.
- + Có thể là sự tổng hợp của các điều kiện trên.

Do hoạt động quang tổng hợp của tảo trong hồ, nên có sự thay đổi nồng độ oxy hòa tan vào ban ngày. Đối với hồ tùỵ tiện điển hình, cột nước sẽ chủ yếu là hiếu khí ở thời điểm bức xạ mặt trời ở đỉnh điểm, và chủ yếu kỵ khí lúc mặt trời mọc. Sau khi mặt trời mọc, mức độ hòa tan oxy sẽ gia tăng đến cực đại vào giữa trưa, và sau đó sẽ là cực tiểu trong suốt buổi tối. Vị trí điểm dừng oxy (là độ sâu mà khả năng hòa tan nồng độ oxy tiến tới 0) thường ít thay đổi, gió cũng có ảnh hưởng quan trọng lên

hoạt động của hồ tùy tiện, gây ra sự xáo trộn theo chiều dọc của chất lỏng trong hồ. Sự xáo trộn tốt bảo đảm sự phân phối BOD một cách đồng đều, khả năng hòa tan oxy, vi khuẩn và tảo, và do đó nhiệt độ của nước ổn định hơn. Nếu không có sự xáo trộn do gió, số lượng tảo có xu hướng phân tầng trong các dải hẹp hơn, đôi khi dày 20cm, trong suốt khoảng thời gian ánh sáng ban ngày. Hoạt động của hồ tùy tiện được mô tả cụ thể trong hình 7.3



Hình 7.3 Hoạt động của hồ tùy tiện

Khi quá trình hoàn thành, hồ tùy tiện sẽ đáp ứng:

- + Tăng cường xử lý dòng thải vào từ xử lý kỵ khí thông qua việc phân chia, phân hủy và tiêu hóa các vật chất hữu cơ.
- + Xử lý hiếu khí phá vỡ hầu hết các dạng hữu cơ còn lại ở gần bề mặt hồ.
- + Làm giảm số lượng vi sinh vật có khả năng gây bệnh.

Đôi khi 2 hoặc nhiều hồ tùy tiện nhỏ liên tiếp có thể dùng thay thế cho việc xây dựng một hồ có kích thước lớn.

Đối với hồ tùy tiện nguyên thủy (tiếp nhận nước thải chưa qua xử lý) làm chức năng kết hợp của 2 loại hồ kỵ khí và tùy tiện thứ cấp. Loại hồ này được thiết kế chung

cho việc xử lý nước thải loãng và ở những vị trí cần được xử lý cẩn thận khi mùi phát sinh từ hồ kỵ khí không thể chấp nhận được.

7.2.4 Hồ hiếu khí:

Quá trình oxy hóa các chất hữu cơ nhờ các vi sinh vật hiếu khí. Có thể phân loại hồ này thành hai nhóm: hồ làm thoáng tự nhiên và hồ làm thoáng nhân tạo. Hồ hiếu khí được thiết kế với tác dụng ngăn không cho tảo phát triển. Điều này được thực hiện thông qua 2 điều kiện. Đầu tiên, sự trộn lẫn hiệu quả có tác dụng làm cho tất cả sinh khối ở tình trạng lơ lửng, do đó cung cấp độ đục cần thiết để làm giảm sự xâm nhập của ánh sáng vào trong cột nước. Sự trộn lẫn này cũng làm cho thời gian lưu bùn cân bằng với thời gian lưu nước. Thứ hai, thời gian lưu nước được kiểm soát ít hơn giá trị tối thiểu của thời gian lưu bùn làm giảm sự phát triển của tảo. Bởi vì tảo đã bị ngăn chặn không cho phát triển, oxy được cung cấp với nghĩa thụ động.

Hệ thống hồ này có thể được thiết kế với nhiều mục tiêu khác nhau, bao gồm cả việc chuyển hóa các vật liệu hữu cơ đã bị vi khuẩn làm cho thối rữa thông qua việc chuyển đổi thành sinh khối, sự ổn định của vật chất hữu cơ (bao gồm cả sinh khối tổng hợp) thông qua sự phân hủy hiếu khí, và sự chuyển hóa của sinh khối tổng hợp do lắng đọng tự nhiên. Bất chấp các mục tiêu trên, bước đầu tiên trong hệ thống hồ tùy tiện là sự pha trộn hoàn toàn không khí trong hồ làm cho tất cả các chất rắn sinh học ở trong tình trạng lơ lửng. Chỉ trong hệ thống bùn hoạt tính, các vi khuẩn hiếu khí mới oxy hóa thức ăn của các vật liệu hữu cơ đã bị vi khuẩn làm cho thối rữa thành CO₂ và nước, và chuyển hóa thức ăn thành dạng sinh khối mới.



Harewood Whin, England



Summerston, Scotland

Hình 7. 4 Hồ hiếu khí

7.2.5 Hồ sinh học với sự tham gia của thực vật nước:

Hồ sinh học với sự tham gia của thực vật nước (hồ thực vật) là phương pháp xử lý được xem là lâu đời nhất (trên 3.000 năm) có khả năng xử lý cc chất hữu cơ, nitơ, phospho.

Việc áp dụng hồ thực vật phụ thuộc vào nhiều yếu tố: tính chất nước thải: BOD, dinh dưỡng, các chất độc hại, nhiệt độ nước thải; điều kiện khí hậu, thời tiết: nhiệt độ, bức xạ, vvv; tính chất nguồn nước tiếp nhận (hàm lượng muối, độ kiềm, độ cứng);

Thực vật nước có mặt trong các hồ sinh học chủ yếu là một số loại tảo, phiêu sinh thực vật và các thực vật nổi.

- + Pleustophyte (tăng trưởng trên mặt nước, lá nổi trên bề mặt): Lục bình, cỏ vịt, rau muống, bèo hoa dâu, bèo tây, bèo Nhật Bản
- + Heltophyte (rễ nằm ngập trong nước): Lau sậy, cỏ chỉ, Iris, cỏ năng, lác
- + Hydrophytes (ngập trong nước): Elodea, cỏ thi
- + Phiêu sinh thực vật (Phytoplankton): Tảo chlorella, Euglena, Scenedesmus

Vai trò chính của chúng là khử nguồn ô nhiễm dinh dưỡng N, P có trong nước, tích lũy kim loại nặng, vận chuyển oxy và giải phóng oxy tự do, làm giảm tải lượng ô

nhiễm, tạo môi trường thuận lợi cho vi sinh vật tăng trưởng và là nguồn dinh dưỡng cho các loài thủy sinh vật.

Cơ chế hoạt động của hồ thực vật như sau:

- + Vi khuẩn phân hủy các chất hữu cơ tạo thành CO_2 và H_2O ; acid hữu cơ trong điều kiện yếm khí.
- + Tảo sử dụng năng lượng ánh sáng mặt trời, CO_2 và các chất vô cơ trong nước để tổng hợp nguyên sinh chất, giải phóng oxy
- + Oxy cung cấp cho vi khuẩn bổ sung từ nước (không khí, gió xáo động khuấy trộn nước hồ, nhiệt độ, hàm lượng muối ảnh hưởng đến oxy hòa tan) và oxy nhân tạo.
- + Hiện tượng lắng cặn cũng xảy ra trong hồ thực vật nước.



Hình 7.5 Hồ thực vật

7.3 VI SINH VẬT HIỆN DIỆN

Vi sinh vật hiện diện trong hồ sinh học là đa dạng nhất trong số các hệ thống xử lý bằng phương pháp sinh học, bao gồm các loài vi khuẩn hiếu khí, vi khuẩn kỵ khí, các sinh vật có khả năng quang tổng hợp, động vật nguyên sinh và không xương sống. [2]; [13]

7.3.1 Vi khuẩn hiếu khí:

Các loài vi khuẩn hiện diện trong hồ xử lý sinh học cũng giống như trong các hệ thống xử lý khác, như trong bùn hoạt tính, gồm các nhóm: nhóm đơn vi khuẩn tự do, nhóm vi khuẩn dạng khối cầu, nhóm vi khuẩn dạng sợi. Các nhóm này đều có chức năng phân hủy các chất hữu cơ, giải phóng CO₂ và tạo sinh khối mới.

- Các đơn vi khuẩn tự do mặc dù phân hủy các hợp chất hữu cơ nhưng chúng lại không thể lắng xuống đáy, và vì vậy chúng thường bị cuốn ra ngoài theo dòng thải dưới dạng các chất rắn hòa tan. Các vi khuẩn này thường tồn tại trong các môi trường có nồng độ hữu cơ dòng vào cao và nồng độ oxy trong nước thấp.

- Nhóm vi khuẩn dạng khối cầu tăng trưởng gắn kết thành một khối lớn do tạo ra các polime ngoại bào. Kiểu tăng trưởng này rất quan trọng giúp đẩy nhanh tốc độ phân hủy BOD và lắng đọng ở cuối quá trình, và vì vậy giúp hạn chế lượng chất rắn lơ lửng thải ra ngoài.

- Số lượng vi khuẩn dạng sợi xuất hiện trong điều kiện môi trường tăng trưởng đặc biệt. Các vi khuẩn này thường không có ảnh hưởng tiêu cực như trường hợp trong bùn hoạt tính.

Hầu hết các vi khuẩn dị dưỡng có khả năng thích ứng với khoảng pH môi trường rộng, hiệu suất loại bỏ BOD trong môi trường hiếu khí tốt nhất là ở pH = 6,5 – 9, nhiệt độ thích hợp là từ 3 - 4°C đến 60 - 70°C. Có một nhóm vi khuẩn đặc biệt xuất hiện trong hồ xử lý sinh học, có khả năng oxy hóa ammonia thông qua con đường nitrit đến nitrat, gọi là vi khuẩn nitrat hóa. Có 2 loại vi khuẩn tham gia vào quá trình nitrat hóa: *Nitrosomonas europaea*, oxy hóa ammonia thành nitrite, và *Nitrobacter winogradskyi*, oxy hóa nitrite thành nitrate.

7.3.2 Vi khuẩn kỵ khí:

Các vi khuẩn kỵ khí xuất hiện trong hồ sinh học thường là các loại có khả năng tạo methane (vi khuẩn tạo acid và vi khuẩn methane) và khử sulfate. Nhiều loại vi khuẩn kỵ khí thường thủy phân các protein, chất béo, poly saccharides có trong nước thải sang dạng amino acid, các chuỗi peptit ngắn hơn, acid béo, glycerol, and mono- and di-saccharides.

- Nhóm vi khuẩn tạo acid sẽ chuyển hóa các sản phẩm ở trên trong điều kiện kỵ khí thành các dạng alcohol đơn và các acid hữu cơ như acetic, propionic, and butyric. Loại vi khuẩn này thích nghi tốt với các điều kiện môi trường pH và nhiệt độ khác nhau.

- Nhóm vi khuẩn tạo methane có chức năng chuyển các sản phẩm như formic acid, methanol, methylamine, and acetic acid trong điều kiện kỵ khí thành methane. Vi khuẩn methane thường dễ bị ảnh hưởng bởi điều kiện môi trường, và thích nghi với khoảng pH hẹp: 6,5 – 7,5; yêu cầu nhiệt độ > 14°C.

- Nhóm vi khuẩn khử sulfate (gồm có 14 loài, Bolt et al., 1994) có thể sử dụng sulfate như là tác nhân cung cấp năng lượng, giúp chuyển hóa sulfate thành hydrogen sulfide. Nhóm vi khuẩn này chỉ xuất hiện khi nước thải chứa BOD và sulfate nhưng không có oxy. Quá trình chuyển hóa này là nguyên nhân chính gây ra mùi khó chịu ở các hồ xử lý.

7.3.3 Các vi sinh vật quang hợp:

- Loài vi khuẩn này xuất hiện ở tất cả các loại hồ nhưng chiếm ưu thế nhất là hồ kỵ khí. Các vi khuẩn S kỵ khí thường được phân loại thành 2 nhóm: vi khuẩn S màu đỏ và màu xanh, với tổng số 28 loài (Ehrlich, 1990), có nhiệm vụ oxy hóa làm giảm hợp chất H₂S thông qua sử dụng năng lượng ánh sáng mặt trời, tạo sản phẩm là S và Sulfate.

- Tảo là loài hiếu khí, có khả năng quang hợp và tăng trưởng nhờ vào các hợp chất hữu cơ đơn giản như CO₂, NH₃, NO₃⁻, và PO₄⁻, sử dụng ánh sáng mặt trời như nguồn năng lượng. Có 3 nhóm chính (dựa vào chất diệp lục): tảo nâu (tảo cát), tảo

xanh (*Chlorella*, *Chlamydomonas*, and *Euglena*) và tảo đỏ. Các loại tảo này tăng trưởng phụ thuộc vào điều kiện môi trường, nhất là nhiệt độ, tải lượng chất hữu cơ, tình trạng oxy trong hồ, hiện trạng chất dinh dưỡng, ...

Loại tảo thứ 4 có thể xuất hiện trong hồ là tảo xanh lục, thường thích nghi với điều kiện môi trường khá khắc nghiệt: nhiệt độ cao, ít ánh sáng, chất dinh dưỡng trong hồ kém. Có thể kể đến là các loại: *Aphanothece*, *Microcystis*, *Oscillatoria* và *Anabaena*.

7.3.4 Động vật nguyên sinh và động vật không xương sống:

Có nhiều loài sinh vật bậc cao hơn có thể xuất hiện trong các hồ sinh học (động vật) như động vật nguyên sinh và động vật không xương sống, như: *rotifers*, *daphnia*, *giun đốt*, *chironomids* (ấu trùng muỗi vằn), và ấu trùng muỗi (thường gọi là *zooplankton-thực vật nổi*).

7.3.5 Hồ thực vật:

Sự hiện diện và phát triển của các loài vi sinh vật trong hồ thực vật dưới các điều kiện môi trường khác nhau sẽ rất khác nhau.

- Khi tải trọng hữu cơ cao phát triển các loài: *phytoplagenllata*, *Euglena* cạnh tranh với sự phát triển của vi khuẩn như: *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*. Vi khuẩn *ecoli* chết nhanh do sản phẩm kháng sinh của tảo và các loài vi khuẩn khác. Đồng thời, xuất hiện các loài cillata giả túc như: *colpidium*, *paramecium*, *glaucoma*, *protozoa*, *rotifer*, sử dụng vi khuẩn làm nguồn thức ăn.

- Khi tải trọng hữu cơ thấp, phát triển các loài như *Daphnia*, *Rotozoa*.

7.4 THÔNG SỐ THIẾT KẾ

Bốn thông số quan trọng nhất trong thiết kế hồ sinh học là: [3]; [13]; [18]

- **Nhiệt độ:** thông thường nhiệt độ thiết kế được hiểu là nhiệt độ không khí trong tháng lạnh nhất, trong một quý hay trong khoảng thời gian hoạt động nông nghiệp.

- **Diện tích bề mặt:** đây là thông số thiết kế cho hồ tùy tiện và hồ tự nhiên, không áp dụng cho hồ kỵ khí vì các lớp váng phát sinh trên bề mặt của hồ kỵ khí sẽ ngăn cản quá trình thoát hơi nước (Shaw, 1962).

- **Dòng chảy:** thiết kế dòng chảy phù hợp có thể đạt đến 80% hiệu quả tiêu thụ nước thải trong nhà. Thiết kế dòng chảy có thể dựa vào kinh nghiệm thực tế hoặc tình trạng kinh tế xã hội địa phương, cũng như nhu cầu sử dụng nước thực tế.

- **BOD:** nếu có nước thải thì có thể đo được BOD. Nếu không, có thể ước tính từ các công thức bên dưới (Mara và Pearson, 1998):

$$L_i = 1000 B/Q$$

Trong đó:

L_i : BOD trong nước thải, mg/l

B: nồng độ BOD, g/ngày

Q: lưu lượng nước thải, m³/ngày

Nitơ, Coliform, và số lượng trứng giun sán cũng quan trọng nếu như dòng chảy cuối cùng chảy qua các vùng canh tác nông nghiệp hay nuôi trồng thủy sản.

7.4.1 Thiết kế hồ kỵ khí

Hồ kỵ khí thường được thiết kế (theo kinh nghiệm) có diện tích bằng 10 – 20% diện tích hồ tùy tiện. Thời gian lưu nước trong mùa hè là 1,5 ngày, trong mùa đông không quá 5 ngày. Đặc điểm cấu tạo của hồ:

- + Hồ nên có 2 ngăn làm việc để dự phòng khi xả bùn trong hồ.
 - + Cửa xả nước vào hồ phải đặt chìm, phải đảm bảo việc phân bố cạn lắng đồng đều trong hồ, nếu diện tích hồ nhỏ hơn 0,5ha chỉ cần một miệng xả; nếu lớn hơn thì phải bố trí thêm.
 - + Cửa tháo nước ra khỏi hồ thiết kế theo kiểu thu nước bề mặt và có tấm ngăn để bùn không thoát ra ngoài cùng với nước.
- Hồ kỵ khí có thể thiết kế một cách hoàn chỉnh, không phát sinh mùi có hại và khó chịu dựa trên thông số thể tích dòng vào có BOD (l_v , g/m³ ngày), được cho bởi:

$$l_v = L_i \cdot Q/V_a$$

Trong đó:

L_i : dòng vào có BOD, mg/l (g/m³)

Q: lưu lượng dòng chảy, m³/ngày

V_a : thể tích hồ kỵ khí, m^3

Bảng 7.1 Các thông số thiết kế cho hồ kỵ khí (Mara and Pearson 1996)

Nhiệt độ T ($^{\circ}C$)	Thể tích dòng vào (g/m^3 ngày)	Loại bỏ BOD (%)
< 10	100	40
10 – 20	$10T - 100$	$2T + 20$
20 – 25	$10T + 100$	$2T + 20$
> 25	350	70

Nguồn: Hamzeh Ramadan, Victor M. Ponce, 10/2006.

L_v có thể đạt đến $400 g/m^3$ ngày, nhưng trong bảng trên lại quy định ở mức 350 nhằm đảm bảo mức độ an toàn đối với việc phát thải mùi. Lưu ý rằng thể tích BOD dòng vào có thể chấp nhận được không nên nhỏ hơn $100 g/m^3$ để duy trì điều kiện kỵ khí. Điều này thường thích hợp cho xử lý nước thải trong nhà hay nước thải sinh hoạt, với nồng độ SO_4^- nhỏ hơn 300 mg/l.

- Thời gian lưu nước được xác định từ công thức:

$q_a = V_a / Q$ (tối thiểu trong 1 ngày; nếu tính toán cho ít hơn 1 ngày, giá trị 1 ngày có thể dùng và giá trị V_a nên phải tính toán lại).

- Diện tích xây dựng hồ:

$$A_a = L_i \cdot Q / D \cdot l_v$$

Trong đó:

A_a : là diện tích hồ kỵ khí, m^2

$L_i \cdot Q$: lượng BOD, g/ngày

D: độ sâu hồ, m

l_v : thể tích dòng vào có BOD, g/m^3 ngày

7.4.2 Thiết kế hồ tùy tiện

Hồ tùy tiện thường sâu từ 1,5 – 2,5m (4 - 8 ft), trong đó mực nước duy trì trong hồ thường là từ 1 – 2m (3 – 6 feet), với lớp hiếu khí nằm trên lớp kỵ khí (lớp kỵ khí thường chứa trầm tích lắng đọng), thời gian lưu thường dùng là 5 – 30 ngày. Sự lên men kỵ khí xảy ra ở tầng bên dưới, và sự ổn định hiếu khí xảy ra ở tầng trên. Thiết

kế hồ tùy tiện thường dựa vào sự loại bỏ BOD. Khi nhiệt độ trung bình trong mùa đông trên 15°C (59°F), tải lượng BOD đầu vào nên nằm trong khoảng 45 – 90 kg/ha.ngày. Khi nhiệt độ trung bình trong mùa đông thay đổi từ 0 – 15°C, tải lượng các chất hữu cơ khoảng 22 – 45 kg/ha.ngày. Khi nhiệt độ trung bình trong mùa đông dưới 0°C thì tải lượng chất hữu cơ chỉ nên từ 11 – 22 kg/ha.ngày. Tải lượng BOD dòng vào ở ngăn đầu tiên chỉ nên giới hạn tới 40 kg/ha.ngày hoặc có thể nhỏ hơn, và tổng thời gian lưu nước trong hệ thống là 120 – 180 ngày, trong điều kiện nhiệt độ trung bình không khí dưới 0°C. Trong điều kiện thời tiết ấm với nhiệt độ không khí trên 15°C thì tải lượng BOD dòng vào ở ngăn đầu tiên có thể đạt đến 100 kg/ha.ngày.

Hiệu quả loại bỏ BOD₅ có thể đạt đến 80 – 90%. Chiều sâu thiết kế hồ tùy tiện thường là 1m, dùng để kiểm soát tốc độ tăng trưởng của thực vật. Hồ cũng có thể được thiết kế sâu hơn nếu dùng để chứa bùn. Bảng 7.2 dưới đây hướng dẫn thiết kế độ sâu cho hồ tùy tiện.

Bảng 7.2 Thiết kế độ sâu cho hồ tùy tiện

Trường hợp	Độ sâu, m	Ghi chú
1	1	Mô hình thiết kế phổ biến, nhiệt độ rất đồng đều, bùn lắng tối thiểu.
2	1,25	Điều kiện như trên nhưng lượng bùn lắng nhiều hơn.
3	1,5	Giống điều kiện 2 nhưng có thể dùng ở những vùng có điều kiện nhiệt độ thay đổi theo mùa, dòng chảy trong ngày có thể thay đổi bất thường.
4	> = 2	Dùng để hòa tan các chất thải có khả năng phân hủy sinh học kém và thời gian lưu được kiểm soát.

Nguồn: Sherwood C. Reed, E. Joe Middle Brooks, Ronald W. Crites.

Đặc điểm về cấu tạo hồ:

+ Tỷ lệ chiều dài, chiều rộng hồ thường lấy bằng 1:1 hay 2:1. Ở những vùng có nhiều gió nên làm hồ có diện tích rộng, còn vùng ít gió nên làm hồ có nhiều ngăn.

+ Nếu đất đáy hồ dễ thấm nước thì phải phủ lớp đất sét dày 15cm. Bờ hồ có mái dốc 1:1 – 1,5:1 ở phía trong và 2:1 – 2,5:1 ở phía ngoài.

Thường hệ thống gồm 2 hay nhiều hồ (nối tiếp hoặc song song) được đề nghị sử dụng trong xử lý, tải lượng chất hữu cơ đầu vào có thể lên đến 6,69 – 7,14 kg BOD₅/ha.ngày (75 – 80 lb BOD₅/ngày.acre). Đối với hệ thống hồ đơn khi sử dụng để xử lý nước thải sinh hoạt, tải lượng chất hữu cơ đầu vào thường là 2,23 – 3,12 kg BOD₅/ha.ngày (25 – 35 lb BOD₅/ngày.acre).

Thể tích xây dựng hồ tùy tiện trong xử lý nước thải sinh hoạt (theo Gloyna, 1976) như sau:

$$V = (3,5 \times 10^{-5})QL_a\theta^{35-T}f.f' \quad (7.1)$$

Trong đó:

V – thể tích hồ, m³

Q – lưu lượng dòng chảy vào, l/ngày

L_a – các thông số cơ bản COD hay BOD ở dòng vào, mg/l

θ - hệ số thay đổi nhiệt độ (= 1,085)

T – nhiệt độ hồ, °C

f – tảo độc

f' – nhu cầu oxy sulfide

Đối với những vùng có nhiệt độ thay đổi theo mùa và dòng chảy chính dao động trong ngày thì nên thiết kế hồ có độ sâu 1,5m (5ft). Yếu tố f được thống nhất là 1,0 (đối với nước thải sinh hoạt và một số loại nước thải công nghiệp), và f' cũng coi là bằng 1,0 khi nồng độ ion sulfate tương đương nhỏ hơn 500 mg/l. Nhiệt độ được lựa chọn trong thiết kế thường dựa vào nhiệt độ trung bình của hồ trong tháng lạnh nhất. Ánh sáng không phải là tiêu chuẩn trong thiết kế hồ nhưng có thể kết hợp trong công thức (7.1), và như vậy công thức (7.1) có thể được viết lại như sau:

$$V = 0,035Q(\text{BOD})(1,099)^{\text{LIGHT}(35-T)/250} \quad (7.2)$$

Trong đó:

BOD = BOD₅ trong hệ thống dòng vào, mg/l

LIGHT = bức xạ mặt trời, langley

V = thể tích hồ, m³

Q = lưu lượng dòng vào, l/ngày

T = nhiệt độ hồ, °C

- Khi thiết kế hồ tùy tiện, cần chú ý đến diện tích mặt nước sử dụng. Tăng diện tích mặt nước của hồ tùy tiện sẽ làm tăng hiệu suất của hồ. Cần chú ý rằng hồ tùy tiện phải được thiết kế dựa trên thông số BOD vào trên bề mặt (L_g, kg/ha.ngày), được cho bởi:

$$L_g = 10.L_i.Q/A_f$$

Trong đó, A_f là diện tích hồ tùy tiện, m².

- Các thông số thiết kế cụ thể như sau (Mara, 1987):

$$L_g = 350.(1,107 - 0,002T)^{T-25}$$

- Sau khi lựa chọn giá trị L_g và tính toán diện tích hồ, bước tiếp theo là tính toán thời gian lưu nước (trong ngày) của hồ tùy tiện:

$$q_f = A_f.D/Q_m$$

Trong đó:

D: là độ sâu của hồ, m

Q_m: lưu lượng trung bình, m³/ngày (dòng vào Q_i và dòng ra Q_e)

Do đó, ta cũng có thể tính: $q_f = A_f.D/[1/2(Q_i + Q_e)]$

Nếu sự rò rỉ là không đáng kể, Q_e được tính như sau: Q_e = Q_i - 0,001.e.A_f, với e là tốc độ thoát hơi nước, mm/ngày. Do đó:

$$q_f = 2.A_f.D/(2.Q_i - 0,001.e.A_f)$$

- Diện tích xây dựng hồ:

$$A_f = 10.L_i.Q/l_s$$

Trong đó:

A_f : là diện tích hồ kỵ khí, m^2 .

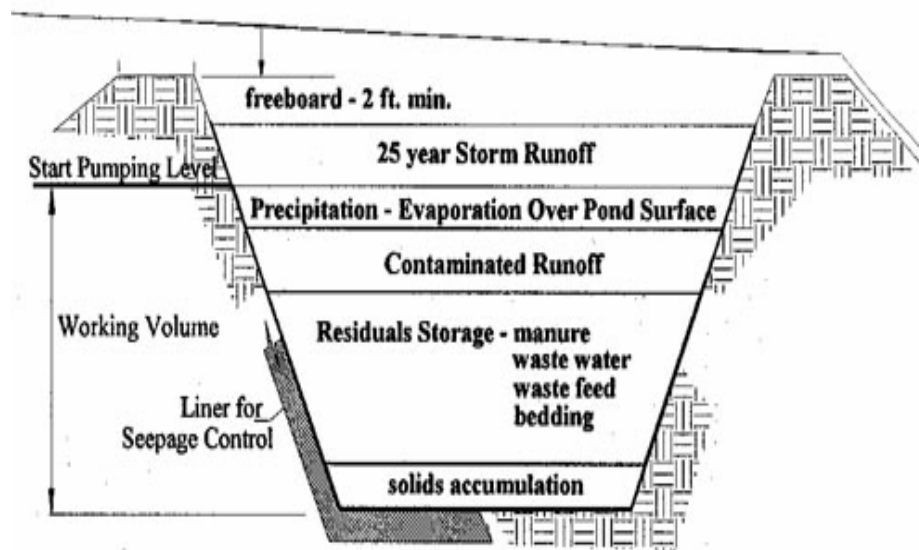
$L_i.Q$: lượng BOD, g/ngày

L_s : thông số BOD vào trên bề mặt , kg/ha.ngày.

Tóm tắt:

- + Thiết kế lưu lượng dòng vào (Q) = 1.893 m^3 /ngày
- + Nồng độ BOD dòng vào (C_0) = 200 mg/l
- + Nồng độ BOD yêu cầu ở dòng ra (C_e) = 30 mg/l
- + Nhiệt độ nước thải tiêu chuẩn = 10°C
- + Nhiệt độ không khí trung bình trong mùa đông = 5°C
- + Nồng độ SS = 250 mg/l
- + Nồng độ Sulfate = < 500 mg/l.

7.4.3 Thiết kế hồ hiếu khí



Hình 7. 6 Thiết kế hồ hiếu khí

Đối với hồ hiếu khí làm thoáng tự nhiên, chiều sâu của hồ phải nhỏ hơn 30 – 40cm; sức chứa tiêu chuẩn lấy theo BOD khoảng 250 – 300 kg/ha.ngày; thời gian lưu nước trong hồ khoảng 3 – 12 ngày.

Hồ hiếu khí làm thoáng nhân tạo có chiều sâu từ 2 – 4,5m; sức chứa tiêu chuẩn khoảng 400 kg BOD/ha.ngày; thời gian lưu nước trong hồ khoảng 1 – 3 ngày.

7.4.4 Thiết kế hồ thực vật nước:

Bảng 7.3 Tiêu chuẩn thiết kế hồ thực vật xử lý bậc 2

Các yếu tố	Tiêu chuẩn thiết kế
Yêu cầu dòng ra	BOD < 10 mg/l, SS < 10 mg/l, có sự chuyển hóa N
- Tải lượng chất hữu cơ + Trong toàn bộ bề mặt hệ thống + Bề mặt ô đầu tiên	100 kg BOD/ha.ngày 300 kg BOD/ha.ngày
- Thời gian lưu	> 6 ngày
- Nhiệt độ nguồn nước	> 20° C
- Chiều sâu cột nước	< 0,9 m
- Tải lượng nước	< 800 m ³ /ha.ngày
- Hình dạng bể	Hình chữ nhật, tỷ lệ dài: rộng = 1: 3
- Diện tích bể đơn	< 0,4 ha
- Kiểm soát muỗi	Cần thiết
- Thống kê kết quả	Hàng tháng

Nguồn: Clifford W. Randall, James L. Barnard, H. David Stensel.

Bảng 7.4 Tiêu chuẩn thiết kế hồ thực vật xử lý bậc 3

Các yếu tố	Tiêu chuẩn thiết kế
Yêu cầu dòng ra	BOD < 10 mg/l, SS < 10 mg/l, TP và TN < 5 mg/l
- Tải lượng chất hữu cơ + Trong toàn bộ bề mặt hệ thống + Bề mặt ô đầu tiên	<50 kg BOD/ha.ngày <150 kg BOD/ha.ngày
- Thời gian lưu	6 ngày hoặc ít hơn (phụ thuộc vào độ sâu hồ).
- Nhiệt độ nguồn nước	> 20° C
- Chiều sâu cột nước	<< 0,9 m

- Tải lượng nước	< 800 m ³ /ha.ngày
- Hình dạng bể	hình chữ nhật, tỷ lệ dài: rộng > 1: 3
- Diện tích lớn nhất (bể đơn)	< 0,4 ha
- Kiểm soát muỗi	cần thiết
- Thống kê kết quả	mỗi tuần

Nguồn: Clifford W. Randall, James L. Barnard, H. David Stensel.

7.5 THÔNG SỐ VẬN HÀNH

Hồ kỵ khí: hiệu quả giảm BOD vào khoảng 65 – 80% trong mùa hè và 45 – 65% trong mùa đông. [3]

Bảng 7. 5 Hiệu quả xử lý

Vị trí	BOD, mg/l		SS, mg/l		Tổng N, mg/l		Tổng P, mg/l	
	Dòng vào	Dòng ra	Dòng vào	Dòng ra	Dòng vào	Dòng ra	Dòng vào	Dòng ra
VT1	110	7	97	10	12	3,4	3,7	1,6
VT2	161	23	125	6	-	-	-	-
VT3	50	14	49	15	-	-	-	-
VT4	46	6	91	8	7,7	3,3	7	5,7
VT5	13	3	-	3	22,4	1,0	11	3,6

- VT1: hồ tùy tiện đơn, sâu 122cm, 2ha, thời gian lưu 54 ngày, tải lượng nước vào 240 m³/ha.ngày, tải lượng chất hữu cơ vào 26 kg BOD/ha.ngày.

- VT2: hồ tùy tiện đơn, sâu 173cm, 3,6ha, thời gian lưu 67 ngày, tải lượng nước vào 260 m³/ha.ngày, tải lượng chất hữu cơ vào 44 kg BOD/ha.ngày.

- VT3: hồ thông khí 2 ô, sâu 183cm, 0,3ha, thời gian lưu 7 ngày, tải lượng nước vào 3570 m³/ha.ngày, tải lượng chất hữu cơ vào 179 kg BOD/ha.ngày.

- VT4: hồ tùy tiện 4 ô, sâu 85cm, 0,06ha, thời gian lưu 4,5ngày, tải lượng nước vào 109 m³/ha.ngày, tải lượng chất hữu cơ vào 89 kg BOD/ha.ngày.

- VT5: hồ tùy tiện 5 ô, sâu 38cm, 0,5ha, thời gian lưu 11 ngày, tải lượng nước vào 378 m³/ha.ngày, tải lượng chất hữu cơ vào 113 kg BOD/ha.ngày.

7.6 ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG

Hồ sinh học được ứng dụng rộng rãi để xử lý nước thải. Hiện có khoảng gần 5.000 hồ xử lý nước thải sinh hoạt ở Mỹ, trong tổng số 12.500 hồ xử lý trên thế giới. Ngoài ra, chúng cũng được sử dụng để xử lý một số loại nước thải công nghiệp.

Hồ kỵ khí thường được dùng để tiền xử lý nước thải công nghiệp và sinh hoạt, nhưng chủ yếu là xử lý nước thải công nghiệp có nồng độ chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học cao. Ngoài ra, hồ kỵ khí còn dùng để tiền xử lý nước thải chăn nuôi trước khi được đưa vào môi trường đất.

Hồ tùy tiện trước đây thường dùng để xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp. Hiện nay, hồ tùy tiện được dùng nhiều trong xử lý nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý, hoặc xử lý các dòng thải thứ cấp từ các hệ thống xử lý khác như các thiết bị lọc, hồ hiếu khí, hồ kỵ khí, ... Nhiều hồ xử lý tùy tiện thường có kích thước nhỏ. Trên thực tế người ta thường sử dụng kết hợp hệ thống hồ tùy tiện/hiếu khí, đôi khi kết hợp với hồ kỵ khí thường dùng trong xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp ở những nước phát triển do giá thành thấp và khả năng kiểm soát các sinh vật gây hại có hiệu quả.

Hồ hiếu khí lúc đầu được dùng để xử lý nước thải bột giấy và ngành công nghiệp sản xuất giấy, sau đó nó được sử dụng rộng rãi trong xử lý các loại nước thải công nghiệp khác nhau. Kể từ 1960, hồ hiếu khí lại được ứng dụng trong xử lý nước thải sinh hoạt. Nhiều hệ thống thật ra là hồ tùy tiện/hiếu khí bởi vì năng lượng thông khí thông thường không đủ để hòa tan hoàn toàn các chất rắn sinh học, khiến cho chất lượng dòng ra kém. Hiện nay, hồ hiếu khí ngày càng đạt hiệu quả cao trong xử lý nước thải sinh hoạt trước khi xả thải ra môi trường nước mặt.

Hồ thực vật được sử dụng với mục đích xử lý nước thải sinh hoạt, khu du lịch, các cụm dân cư nhỏ, nước thải công nghiệp và xử lý bậc 3 đối với nước thải công nghiệp, với chi phí đầu tư, vận hành, bảo trì thấp và có khả năng khử pathogen (các vi sinh vật gây hại) cao. Nước sau xử lý thích hợp cho tưới tiêu phục vụ nông nghiệp.[2]

CHƯƠNG VIII: CÔNG NGHỆ SINH HỌC LAI HỢP

8.1. CƠ SỞ LÝ THUYẾT

Sau giai đoạn ra đời của các hệ thống sinh học kỵ khí, vào năm 1968, cùng với sự hình thành hệ thống lọc sinh học kỵ khí, một số hệ thống hybrid kỵ khí đã được bắt đầu nghiên cứu. Mục tiêu chính là tận dụng những ưu điểm của một số hệ thống hệ thống hiện có, kết hợp và sử dụng chúng hiệu quả sao cho chi phí đầu tư thấp, thu gọn hệ thống, vận hành đơn giản, khắc phục được những nhược điểm của các hệ thống riêng rẽ, đặc biệt là tăng hiệu quả xử lý, chịu sốc tải tốt và ngăn ngừa sự suy giảm của hệ vi sinh vật hiện diện. [9]

Đa số các hệ thống hybrid được hoạt động theo công nghệ:

- Kết hợp sinh trưởng lơ lửng và sinh trưởng bám dính trên cùng một hệ thống xử lý kỵ khí hoặc hiếu khí. Tại đây, mật độ vi sinh vật cao, tăng cường hiệu quả xử lý dẫn đến thiết kế các hệ thống sinh học có thể tích nhỏ hơn đáng kể.
- Kết hợp sinh học và hấp phụ, sử dụng các chất mang có diện tích bề mặt riêng lớn. Tăng cường hiệu quả xử lý, loại bỏ các hợp chất khó phân hủy sinh học và khử các chất dinh dưỡng có nồng độ cao.
- Kết hợp sinh học và các phương pháp công nghệ bậc cao như màng lọc, thẩm thấu ngược nhờ vậy giảm khối tích công trình, xử lý triệt để các chất ô nhiễm, đơn giản hoá quy trình vận hành.
- Kết hợp sinh học kỵ khí, thiếu khí và hiếu khí trong cùng một hệ thống xử lý. Cho phép các phản ứng thủy phân, cắt mạch các hợp chất phức tạp được xảy ra đồng thời với các phản ứng sinh học hiếu khí chuyển hoá thành CO₂ và nước. Phản ứng diễn ra một chiều với tốc độ cao. Đặc biệt là quá trình khử nitơ sinh học như nitrat hoá, khử nitrat hay anammox xảy ra trực tiếp trong cùng một hệ thống xử lý.

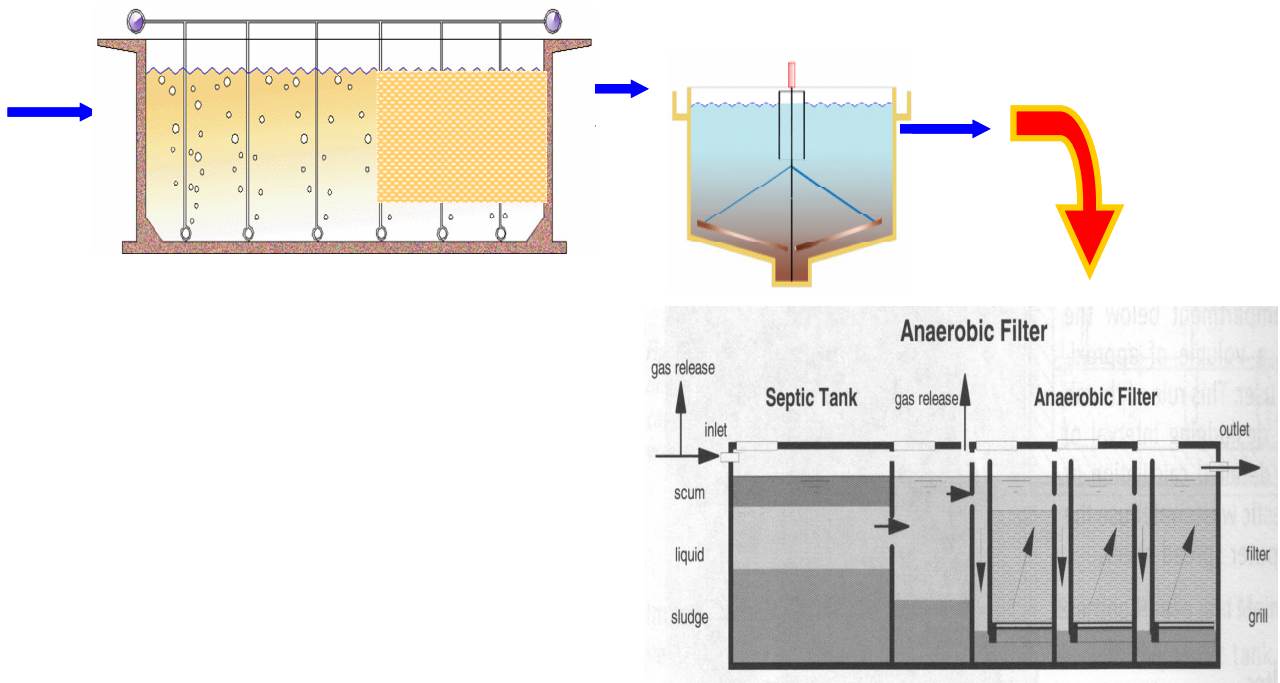
8.2 CÁC DẠNG HỆ THỐNG SINH HỌC LAI HỢP

Ưu điểm của công nghệ lai hợp: Khắc phục những bất lợi của công nghệ cổ điển, nhờ kết hợp 2-3 công trình đơn vị trên cùng một hệ thống xử lý, tận dụng ưu điểm của từng công trình. [9]

8.2.1 Công nghệ kỵ khí hai giai đoạn (acid hóa + lọc kỵ khí)

M. Van der Merwe and T. J. Britz đã nghiên cứu Công nghệ lai hợp: acid hoá kết hợp lọc kỵ khí để xử lý nước thải nhà máy sản xuất men bánh mì, với tải trọng vận hành $10 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{ngày}$, thời gian lưu nước 3 ngày. Hiệu quả xử lý COD đạt trên 85%.

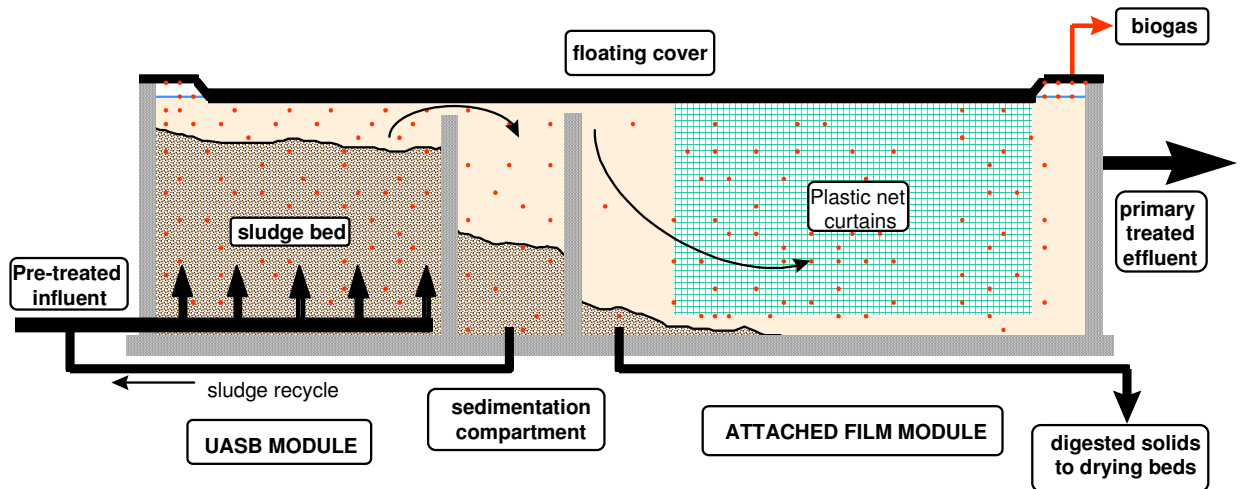
Ứng dụng: Xử lý nước thải khó phân hủy phân hủy, Nước thải có hàm lượng chất hữu cơ cao: Nước thải chế biến phomai, sữa, tinh bột mì.



Hình 8.1 Mô hình lai hợp kỵ khí hai giai đoạn

8.2.2 UASB + lọc kỵ khí

Được nghiên cứu bởi Guiot and Van den Berg (1984). Sau đó tiếp tục phát triển bởi (Lo *et.al.* 1994, James 2000). Công nghệ Hybrid này đang được triển khai mạnh với ưu điểm chính là chịu tải cao và ít bị sốc tải.



Hình 8.2 Mô hình UASB + lọc kỵ khí

Nước thải sau xử lý sơ bộ (lắng, tách dầu, keo tụ) sẽ được đưa vào hệ thống lai hợp xử lý qua UASB và lọc sinh học kỵ khí. Trong đó:

- Bể UASB làm nhiệm vụ khử các chất hữu cơ phức tạp, dạng rắn khó phân hủy (cần thời gian dài để phân hủy).
- Bể lọc sinh học kỵ khí: Nhờ lớp vi sinh phát triển trên bề mặt vật liệu lọc có khả năng phân hủy tiếp phần lớn các chất hữu cơ dạng keo và hòa tan

Ưu điểm của hệ thống:

- Không cần lớp bùn dày đặc hoặc bùn dạng hạt
- Ổn định và chịu sốc tải tốt, chịu độc tính cao
- Chất lượng nước ổn định, hàm lượng cặn lơ lửng thấp
- Chịu được tải trọng vận hành cao

Tận dụng những ưu điểm trên, nhiều nghiên cứu trên hệ thống lai hợp UASB và lọc kỵ khí đã được thực hiện.

8.2.3 Hệ Hybrid Lọc Màng, Kỵ Khí

Quá trình MBR kỵ khí đã được ứng dụng thành công cho xử lý nước thải chứa nồng độ chất hữu cơ cao hoặc cặn lơ lửng cao. Hai mô hình pilot kỵ khí với màng ngoài UF được áp dụng cho xử lý nước thải chưng cất rượu có nồng độ COD 37g/l (Ross,

1990). Môđun UF hoạt động dưới áp suất đầu vào là 400kPa. Khử được 93% COD ở những tải trọng là 4 – 12kgCOD/m³.ng.đ và MLSS là 30g/l. Dòng thấm ra không có cặn lơ lửng.

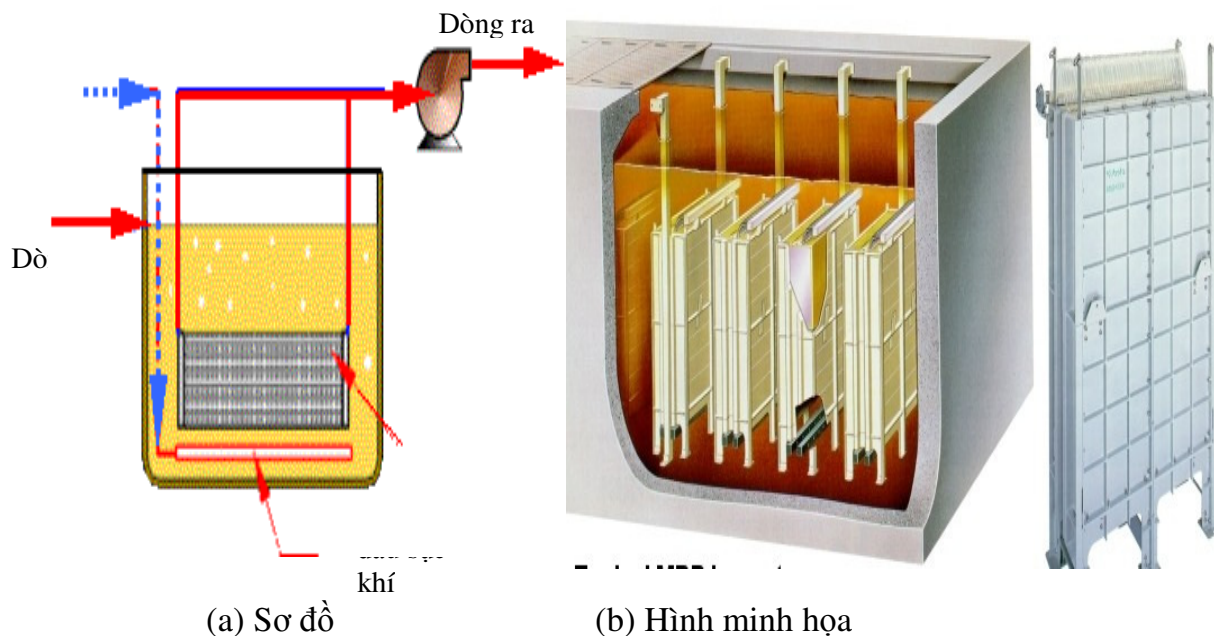
Nagano (1992) đã chứng tỏ rằng quá trình MBR kỵ khí có hiệu quả rất tốt trong sự phân hủy của cặn lơ lửng và những hợp chất hữu cơ, dòng ra sự chưng cất rượu còn chứa 40gCOD/L và 13gSS/L. Khử trên 98% COD ở tải trọng 7kgCOD/m³.ngày. COD và BOD₅ dòng ra tương ứng là 600mg/l và 100mg/l.

Harada (1994) đã nghiên cứu xử lý kỵ khí của nước thải chứa nồng độ chất hữu cơ không tan cao bằng MBR với màng UF chảy xiên. Hơn 98% COD được khử ở tải trọng 2,5 kgCOD/m³.ngày. MLSS tối đa đạt được là 15g MLSS/L.

Bảng 8.1: Kết quả thực nghiệm ứng dụng MBR trong xử lý nước thải

Các thông số	Nước thải sinh hoạt	Nước thải đô thị	Nước thải sinh hoạt	Nước thải nhà máy kem	Bùn hoạt tính thông thường
Loại màng	MF 0,1 μm	MF 0,1 μm	MF0,1 μm	UF hình ống	Xáo trộn hoàn toàn
kgBOD/m ³ .ngày	1,35			6,2	
kgCOD/m ³ .ngày	1,5	1,2	0,47	12,8	0,8 – 1,9
HRT	4h	-	24h	5,8 ngày	6 – 8 h
F/M, g/g.ngày	0,1	0,1	0,2	-	0,2 – 0,6
MLSS , g/l	14	11	2,5 – 3,0	16	2,5 – 4,0
SRT	50 – 100	50	25		5 – 10
COD khử (%)	> 95%	96	96	97	99
DO	-	0,5 – 1,5	> 3	-	≥ 2,0
Nguồn	Yamamoto cùng cộng	Buission cùng cộng	Trouve cùng cộng	Scott and Smith,	Metcalf and Eddy

	sự.(1989)	sự (1998)	sự (1994)	1997	(1991)
--	-----------	-----------	-----------	------	--------



Hình 8.3 Mô hình lọc màng, kỵ khí

8.2.4 Hệ thống hybrid kỵ khí tăng trưởng lơ lửng.

Đây là một phương pháp cổ điển đã được áp dụng cho xử lý nước thải có hàm lượng ô nhiễm cao, lượng cặn lơ lửng lớn, pH ban đầu thấp khoảng 4,5 – 6.

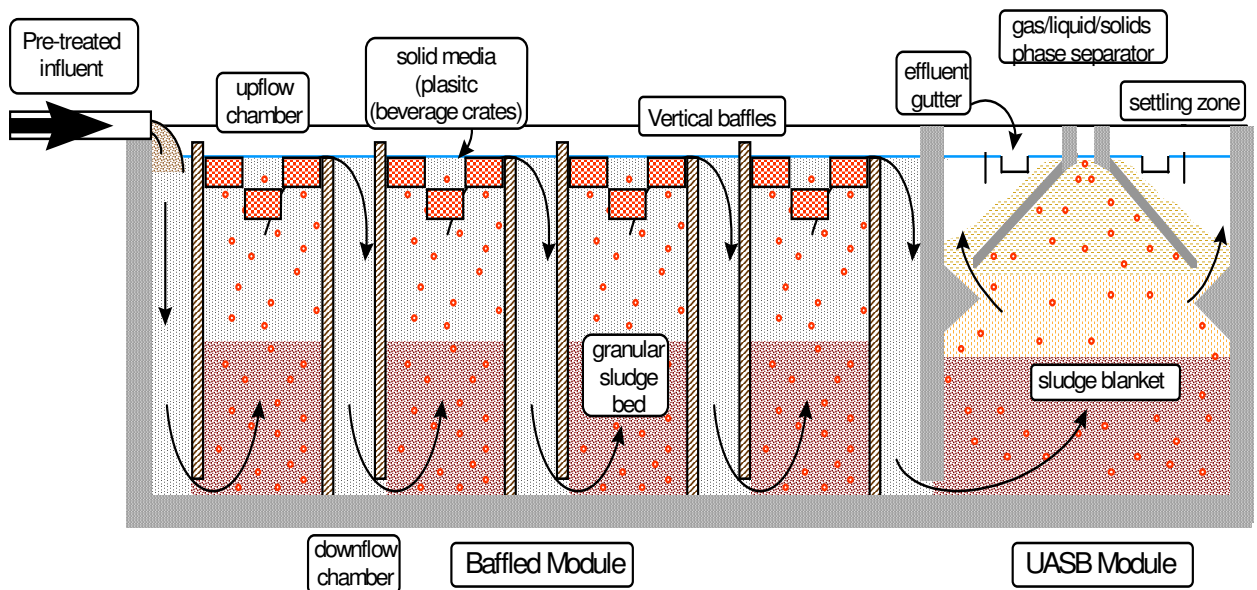
8.2.4.1 Hybrid Baffled /UASB reactor:

Nghiên cứu của trường đại học Andes ở Bogot cho thấy việc phát triển công nghệ hybrid kỵ khí bằng sự kết hợp giữa mô hình dòng chảy nút (Baffler) và mô hình UASB cho hiệu quả xử lý COD cao trên 70%.

Trong hệ thống trên, ở những khoang đầu baffled reactor lưu giữ sinh khối khá tốt, gia tăng hiệu quả khử cơ chất còn UASB có tác dụng khử chất hữu cơ còn lại và tách bùn, gas, nước thải.

Hệ thống loại bỏ trường hợp thất thoát bùn từ UASB trong những trường hợp xóc tải đồng thời tăng cường quá trình phân hủy kỵ khí, giảm đến mức có thể chấp nhận được các hợp chất khó phân hủy sinh học.

Trong hệ thống BUR, bùn hạt được ưa thích cho vận hành hệ thống. Bùn hạt có tính lắng tốt và hiệu quả xử lý cao.



Hình 8.4 Mô hình Hybrid Baffled /UASB

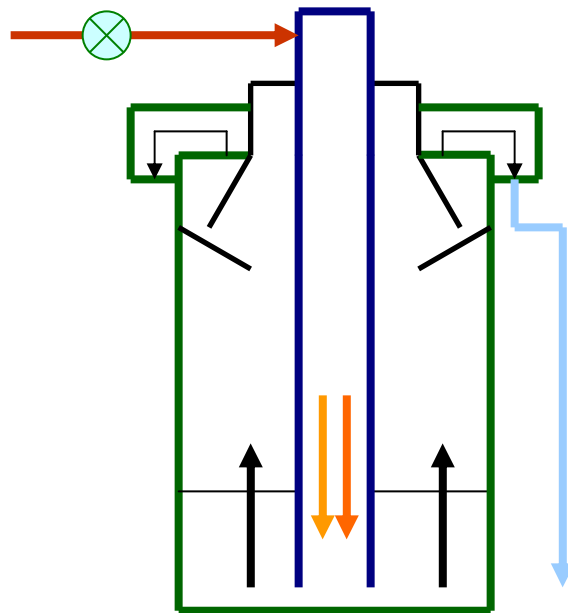
8.2.4.2 Hybrid UASB – septic tank

Kết quả nghiên cứu của Kuyawa – Rocleved et al., 2005 áp dụng trên mô hình hybrid septic tank cho xử lý nước thải đô thị. Mô hình hoạt động theo quy trình nước thải được cho vào bể từ trên xuống qua lớp bùn sau đó lại chảy ngược lên tiếp xúc với lớp bùn đáy. Theo phương pháp này, hiệu quả xử lý sẽ tốt hơn khi nước thải được lọc qua lớp bùn đáy.

Kết quả nghiên cứu bởi K.V. Rajeshwari et al. cho thấy đối với nước thải chế biến phomai hệ thống xử lý hoạt động ổn định với tải trọng lên đến 9- 15 kg COD/m³.ngđ. Hiệu quả khử COD đạt 91-97%, thời gian lưu nước 2 ngày

Ưu điểm của hệ thống:

- Thời gian lưu nước ngắn hơn so với UASB
- Vận tốc cho phép nhỏ hơn 0,5 m/s (Halalshen 2002)
- Thời gian lưu bùn dài hơn, có thể tách quá trình thành nhiều pha

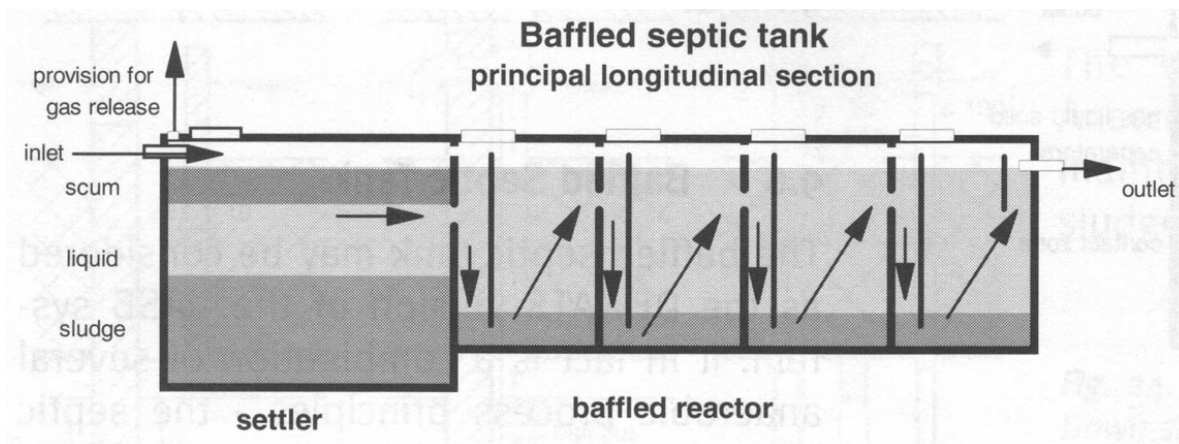


Hình 8.5 Mô hình UASB – septic tank

F Malaspina, L.stante, C.M.Cellamare and A Tilche, Italia- 1995 nghiên cứu xử lý nước thải chế biến sữa chua, phomai áp dụng hệ kị khí chảy xuôi, chảy ngược.

Vật liệu lọc chiếm thể tích 2/5 bể; nước thải tuần hoàn lại với tỉ lệ 2,5 lần nhằm xử lý triệt để cơ chất và nâng, ổn định pH trong khoảng 6,5 - 7. COD vào lên đến 10.000 mg/l. Hiệu quả xử lý COD đạt 90%.

8.2.4.3 Hybrid septictank – Baffler



Hình 8.6 Mô hình Hybrid septictank – Baffler

Áp dụng cho xử lý nước thải có hàm lượng chất hữu cơ cao, cần giai đoạn thủy phân, tách cặn. Tận dụng ưu điểm của hệ baffler reactor giảm lượng bùn, vi sinh bị thất thoát nhờ vậy hệ thống xử lý hoạt động ổn định.

Nguyên tắc hoạt động: Nước thải ban đầu được dẫn vào khoang septic sau đó chảy đến bể baffler qua nhiều ngăn. Tại đây bùn và nước thải được tiếp xúc đều. Trong những ngăn đầu do hàm lượng cơ chất và mật độ vi sinh cao, hiệu quả xử lý đáng kể. Tại các ngăn cuối, mật độ vi sinh thấp, bùn lắng tốt, loại SS cho nước sau xử lý.

8.2.5 Bùn hoạt tính + lọc màng

P. Artiga a, V. Oyanedel a'b, J.M. Garrlido , R. Mendeza đã kết hợp lọc màng và hệ hybrid tăng trưởng lơ lửng và tăng trưởng bám dính trên cùng một hệ thống xử lý.

Ưu điểm của hệ thống là áp dụng lọc màng cho phép giảm thể tích bể, tách cặn sinh học tốt, cho phép thời gian lưu bùn dài cho quá trình nitrat hóa phát triển đồng thời tăng tải trọng vận hành. Hệ thống lọc màng hoạt động ổn định, khả năng chịu xóc tải tốt.

Ứng dụng cho xử lý nước thải thuộc da với COD: 1300 mg/l. Kết quả nghiên cứu cho hiệu quả khử COD đạt 95%; thời gian lưu nước : 2,5 ngày. Tải trọng vận hành 4- 6,5 kg COD/m³.ngđ.

Nghiên cứu trên nước thải chế biến cá hộp, với tải trọng N tăng dần từ 0,22 – 1,7 kg N-NH₄/m³.ngày. N-NH₃= 100mg/l. Thời gian lưu bùn là 50 ngày. Hiệu quả xử lý COD đạt trên 98%; N-NH₃ sau xử lý < 1 mg/l.

G.T.Seo, T.S. Lee; B.H.Moon , Hàn Quốc-1997 đã ứng dụng lọc màng và bùn hoạt tính cho xử lý thành phần hữu cơ trong nước thải nhiễm dầu. Chọn loại màng lọc ultrafiltration, áp suất 2 kg/cm². Thời gian lưu bùn: 10 ngày cho hiệu quả xử lý COD đạt trên 90%.

Pierre côté, Hervé Busson, Mathieu Praderie đã áp dụng hệ hybrid lọc màng cho xử lý nước thải đô thị. Kết quả nghiên cứu với hàm lượng sinh khối bùn 15 – 25 g VSS/l; tải trọng vận hành 1,2 – 2,3 kg COD/m³.ngày. Hiệu quả khử COD và nitơ là 96% và 95%.

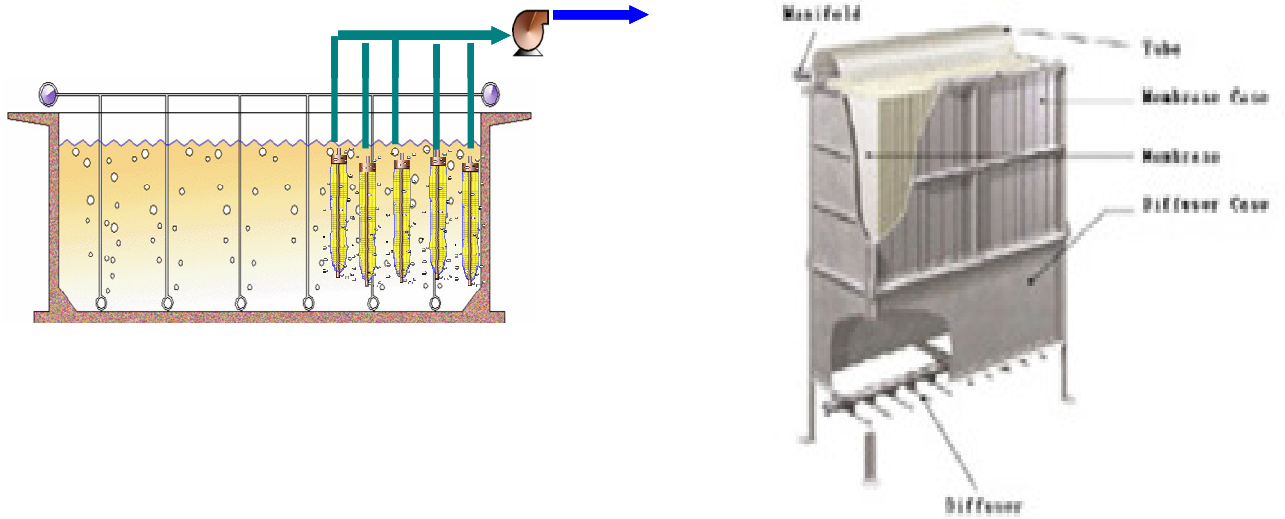
Ueda and Hata(1999) đã nghiên cứu xử lý nước thải đô thị bằng mô hình pilot kết hợp hệ thống kỵ khí/hiếu khí với màng đặt ngập. Điều kiện hoạt động của hệ thống này được duy trì là: thời gian lưu nước 13,5 giờ; thời gian lưu bùn 72 ngày; MLSS 10g/l; tải trọng BOD₅ 0.25 kg/m³.ngày; tải trọng TKN 0,06 kg/m³.ngày và tỉ số F/M là 0,2. Chất lượng nước sau xử lý rất tốt, có thể đạt được: 1,3 mgBOD₅/L; không có cặn lơ lửng; 0,6MPK coliform/100ml; 7,1mgT-N/L; 0,3N-NH₃/L và 4,6mg N-NO₃/L.

Ưu điểm:

- + Hệ thống nhỏ, gọn, lượng bùn sinh ra thấp, vận hành đơn giản, dễ bảo trì
- + Nồng độ bùn đậm đặc nên được thải trực tiếp không cần lắng bùn
- + Chất lượng nước sau xử lý tốt
- + Loại bỏ chất dinh dưỡng, tiết kiệm năng lượng

Ueda and Hata (1999) đã nghiên cứu xử lý nước thải đô thị bằng hệ thống kỵ khí/hiếu khí với màng đặt ngập.

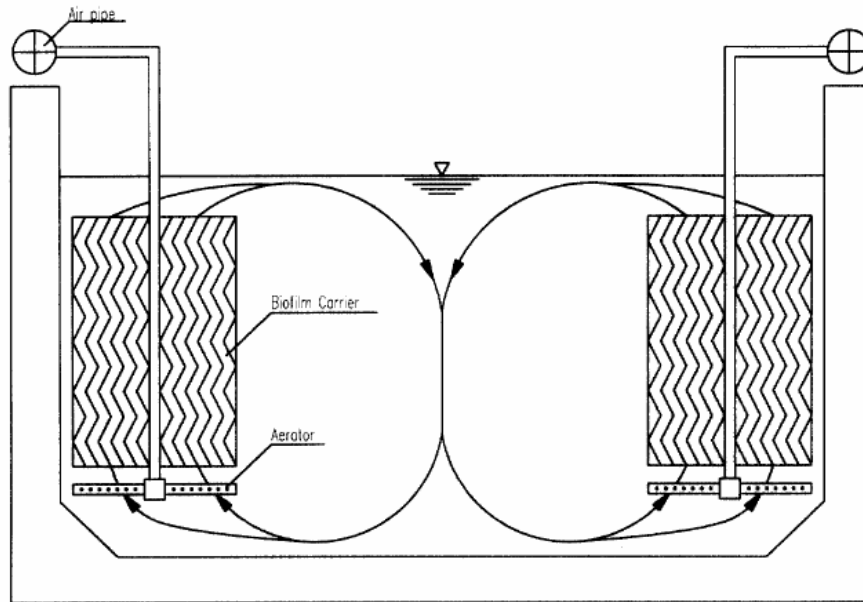
Thời gian lưu nước 13,5giờ; thời gian lưu bùn 72ngày; MLVSS 10g/l; tải trọng BOD₅ 0,25kg/m³.ngày; 1,3mgBOD₅/l; không có cặn lơ lửng; ; 7,1mgT-N/l; 0,3N-NH₃/l



Hình 8.7 Mô hình hybrid septictank – Baffler

8.2.6 Bùn hoạt tính + lọc sinh học

N Muller – 1998 – Đức đã ứng dụng 7 mô hình hybrid hiếu khí cho xử lý nước thải ở miền nam nước Đức. Hệ hybrid trên được nghiên cứu từ năm 1982 – 1988 bởi weber Ingenieur với tên gọi là quá trình bio 2 sludge, kết hợp lọc sinh học và bùn hoạt tính. Mục đích chính của hệ hybrid là khử C và N.



Hình 8.8 Mô hình hybrid Bùn hoạt tính + lọc sinh học

Bio 2 được ứng dụng cho xử lý nước thải các khu dân cư 10.000 – 25.000 dân. Việc kết hợp hai hệ thống trên cho phép hàm lượng SS lên đến 11 g/l. Đồng thời trong hệ thống các quá trình nitrat hoá và khử nitrat cùng diễn ra đồng thời.

Nhìn chung hệ thống hybrid hiếu khí trên được áp dụng phổ biến trong trường hợp yêu cầu nâng cấp công suất của các hệ thống xử lý nước thải do một số ưu điểm sau:

- Mật độ Vi sinh vật cao, tăng tải trọng vận hành
- Các chủng vi khuẩn đa dạng tham gia vào quá trình khử cơ chất và dinh dưỡng
- Chịu được biến động về nhiệt độ và tải lượng ô nhiễm
- Hạn chế lượng bùn sinh ra, giảm chi phí xử lý bùn

Ưu điểm của hệ thống:

- Giảm khối tích công trình
- Dễ vận hành
- Vi sinh cố định trên lớp vật liệu lọc có tuổi bùn cao hơn nên cho phép gia tăng quá trình nitrat hoá đồng thời hệ vi sinh vật đa dạng trong phát triển theo chiều dày lớp màng sinh học cũng góp phần đẩy nhanh quá trình khử nitrat.

- Bùn hoạt tính trong hệ thống khác bùn hoạt tính thông thường với hàm lượng hữu cơ thấp hơn do một phần cơ chất đã được sử dụng trong hệ thống lọc sinh học. Kết quả là chỉ số bùn thấp, khả năng lắng tốt hơn.
- Khả năng chịu sốc tải do biến động và tải lượng ô nhiễm và nhiệt độ sẽ tốt hơn
- Hạn chế lượng bùn sinh ra, giảm chi phí xử lý bùn, giảm 50% so với hệ thống bùn hoạt tính
- Quá trình nitrat hoá ở tải 0,2 – 0,25 kg COD/kg bùn.ngđ
- Tỷ lệ VSS/SS thấp do bùn màng sinh học có thời gian lưu dài

Hệ thống thường được áp dụng cho các nhà máy hiện hữu đã bị quá tải và muốn gia tăng công suất với chi phí đầu tư thấp và điều kiện hạn chế về mặt bằng.

Các nghiên cứu gần đây của Emori *et al.*, 1994; Mishima *et al.*, 1996 kết hợp vi khuẩn bùn hoạt tính lơ lửng (khử P) và vi khuẩn lọc sinh học bám dính (cải thiện quá trình nitrat hoá)

W. Jianlong *et al.* :Process Biochemistry 36 (2000) 297–303 nghiên cứu trên hệ Bio 2 sludge cho thấy:

- Tải trọng vận hành: Lượng sinh khối có thể tăng 4,3 – 5,75 g/l, thể tích vật liệu lọc 15-30%. Hiệu quả xử lý COD > 80%.

FADI GEBARA (Libang) Wat. Res. Vol 33. No 1

Các thông số vận hành: với tải trọng bùn: 0,07 – 0,3 kgCOD/kg bùn. ngđ. SVI dao động từ 46 – 130 ml/g. nồng độ bùn: 3-7,6 g/l.

Từ hệ thống trên, một số công trình nghiên cứu khác trên hệ thống sinh học hiếu khí cũng được phát triển.

8.3 ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH

8.4 THÔNG SỐ TÍNH TOÁN

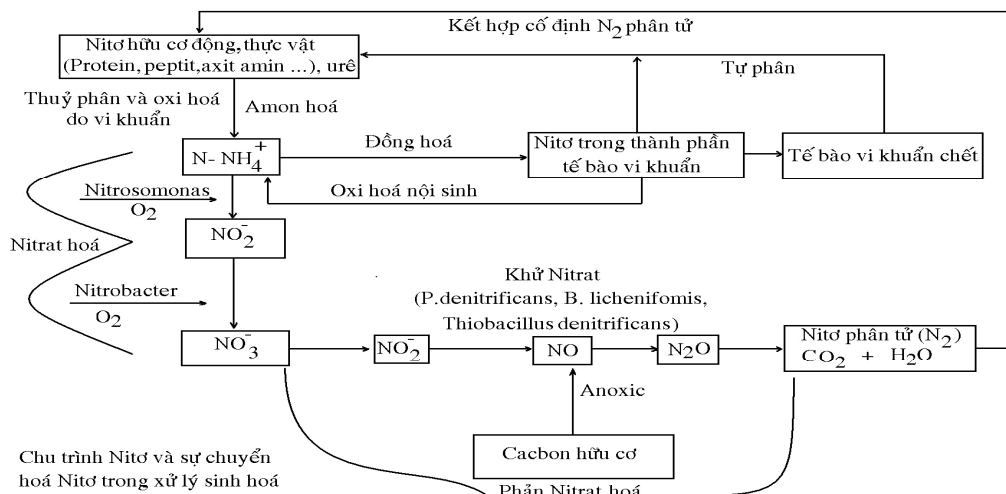
8.5 CÁC ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG

CHƯƠNG IX: XỬ LÝ CÁC CHẤT DINH DƯỠNG (N,P) BẰNG CÔNG NGHỆ SINH HỌC

9.1 CƠ SỞ LÝ THUYẾT CỦA QUÁ TRÌNH

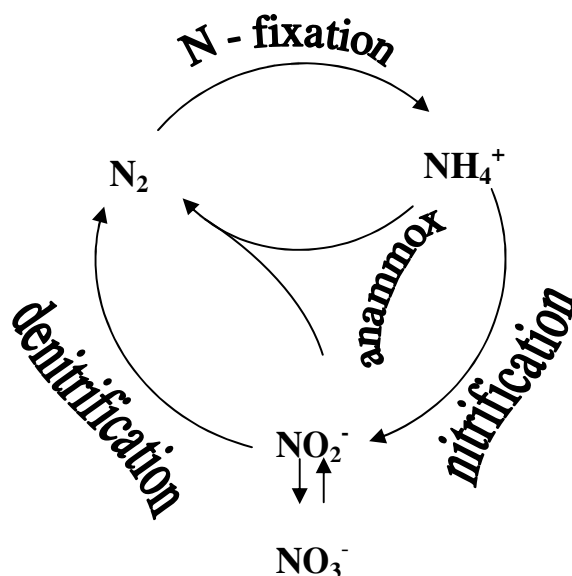
Cùng với sự ô nhiễm nguồn nước ngày càng trở nên nghiêm trọng do các chất hữu cơ, các kim loại nặng, thuốc bảo vệ thực vật, hóa chất công nghiệp, ... từ các nguồn thải do các hoạt động nông nghiệp, công nghiệp, sinh học, du lịch, giao thông vận tải,... thì sự ô nhiễm môi trường do các chất dinh dưỡng N, P cũng là một vấn đề mang tính chất đặc thù hiện nay. Khi hàm lượng N-NH₃, N-NO₃⁻, P trong nước dư thừa sẽ gây nên hiện tượng “phú dưỡng hoá” nguồn nước làm cho rong tảo và một số thực vật nước “bùng nổ”, sinh trưởng và phát triển quá độ gây ảnh hưởng xấu đến chất lượng nước sinh hoạt và các thủy vực nuôi trồng thủy sản. N-NO₃⁻ có thể gây bệnh thiếu máu cho người ở nồng độ cao và nó là một tiền chất của N-nitroso, Nitrosamin là những chất có khả năng gây ung thư mạnh nhất hiện nay.

Phương pháp thực tiễn duy nhất và hiệu quả nhất để kiểm soát quá trình phú dưỡng hóa là tập trung kiểm soát hàm lượng Phosphor và Nitơ trong nước. Xử lý sinh hóa nước thải chứa N, P cũng là một biện pháp quản lý chất lượng nguồn nước. Cơ sở của phương pháp này là căn cứ vào quá trình chuyển hóa của N và P trong nước thải. [8]; [20]



Hình 9.1 Quá trình chuyển hoá Nitơ trong nước thải khi xử lý sinh học

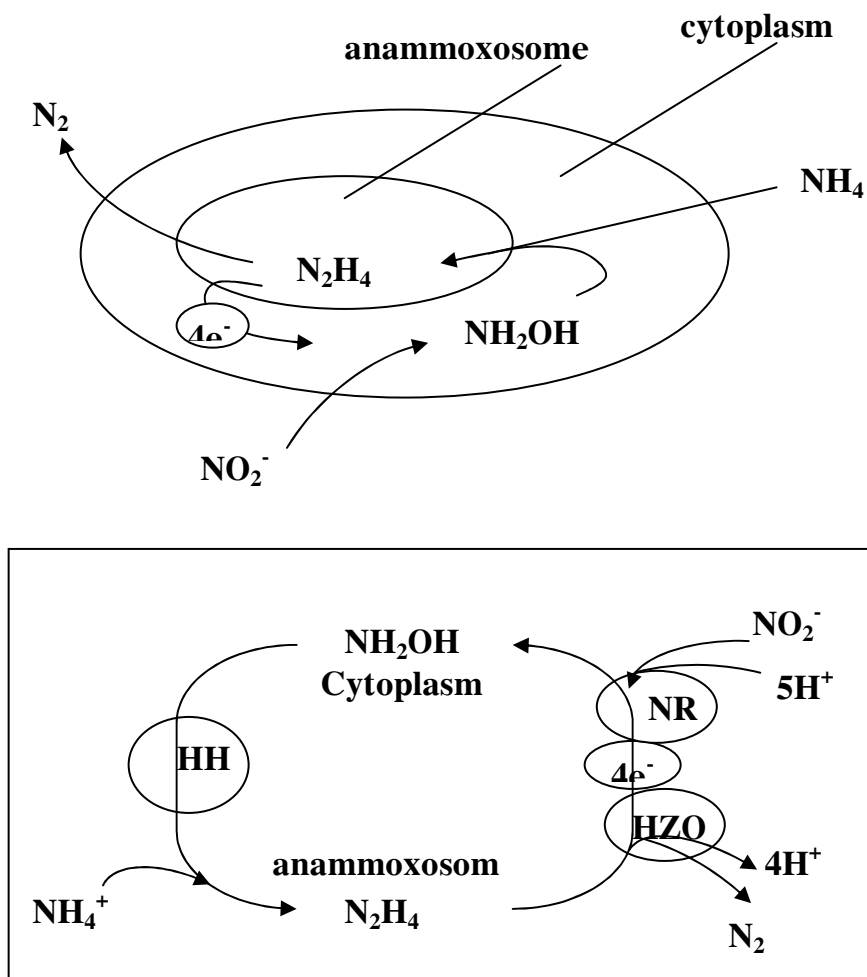
Các hệ thống xử lý nước thải bậc 2 thông thường được thiết kế để loại bỏ các chất hữu cơ (đánh giá qua các thông số COD, BOD₅), và thường chỉ loại được một phần N mà thôi. Do vậy, việc loại N thường phải được tiến hành ở giai đoạn tiếp theo sau – tức xử lý bậc cao. Năm 1995, một phản ứng chuyển hóa N mới chưa từng được biết đến trước đó về cả lý thuyết lẫn thực nghiệm đã được phát hiện; đó là phản ứng oxy hóa kỵ khí Ammonium (**Anaerobic Ammonium Oxidation**, viết tắt là **anammox**) trong đó ammonium được oxy hóa bởi nitrit trong điều kiện kỵ khí, không cần sự cung cấp chất hữu cơ, để tạo thành N phân tử. [6]



Hình: Chu trình N mới có thêm mắt xích anammox

Hóa sinh học của quá trình anammox:

Cơ chế chuyển hóa nội bào của phản ứng anammox đến nay vẫn chưa được làm sáng tỏ hoàn toàn. Sử dụng phương pháp đồng vị ¹⁵N đã đề cập một cơ chế sinh hóa của anammox như hình dưới đây:



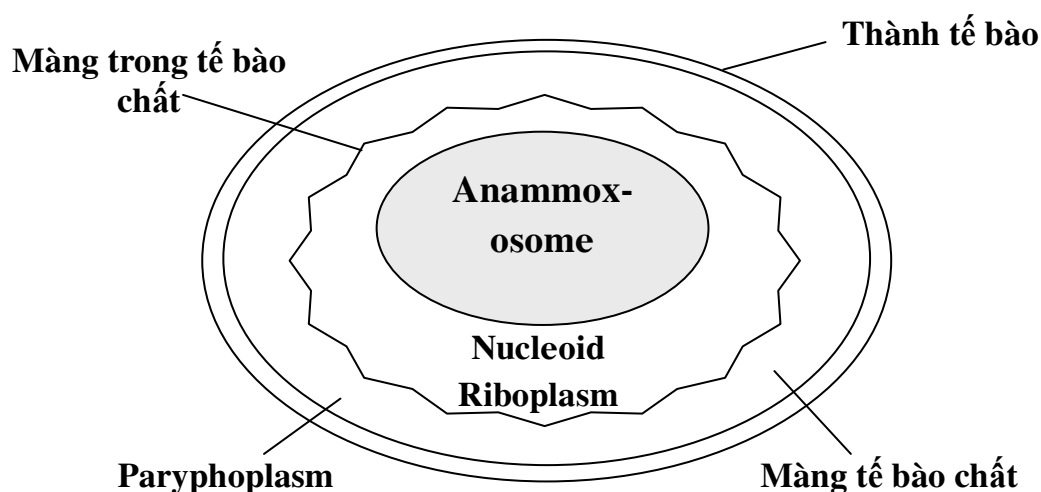
Hình Sinh hóa của quá trình anammox

*NR: enzyme khử nitrit (sản phẩm giả thiết là NH_2OH), HH: hydrazine hydrolase (xúc tác phản ứng tạo hydrazine từ amoni và hydroxylamine), HZO: enzyme oxy hóa hydrazine (tương tự enzyme hydroxylamine oxido – reductase tức là HAO ở *Nitrosomonas*).*

Theo đó, quá trình đi qua sản phẩm trung gian là hydrazine (N_2H_4). HZO – một enzyme tương tự như enzyme HAO tham gia trong quá trình oxy hóa hiếu khí amoni, sẽ xúc tác cho sự oxy hóa hydrazine thành nito phân tử ($G^\circ = -288 \text{ kJ/mol}$). Các điện tử từ quá trình oxy hóa này ($4e^-$) sẽ được chuyển cho sự khử nitrit thành hydroxylamine với sự xúc tác của một enzyme được tạm gọi là NR ($G^\circ = -22,5$

kJ/mol). Hydroxylamine tạo ra sẽ phản ứng ngưng tụ với ammoni để tạo ra hydrazine mới (xúc tác bởi enzyme HH, $G^{\circ} = -46$ kJ/mol). Chu trình xúc tác cứ thế sẽ được lặp lại nhiều lần.

Các bằng chứng ban đầu cho thấy phản ứng ngưng tụ ammonium với hydroxylamine và oxy hóa hydrazine xảy ra bên trong một thể gọi là anammoxosome. Anammoxosome nằm trong tế bào chất, bao bọc bởi màng lipid ladderane, và có thể tách nguyên vẹn từ tế bào anammox.



Hình Sơ đồ phân khoang tế bào anammox

Một điểm khá thú vị liên quan đến enzyme HZO của vi khuẩn anammox là có cấu trúc tương tự Hao trong các vi khuẩn Nitrosomonas, tức là chứa các cytochrome c (cyt c) với nhân haem c hấp thụ mạnh ở $\lambda 468$ nm. Vì ion trung tâm của các haem này là sắt nên các vi khuẩn anammox có màu đỏ đặc trưng khi quần tụ ở mật độ lớn. Xuất hiện màu đỏ trong bùn hoạt tính là một chỉ thị tốt về sự hiện diện của vi khuẩn anammox.

Vi sinh học của quá trình anammox:

Định danh và phân loại vi khuẩn anammox

Đến nay, đã có 3 chi của vi khuẩn anammox được phát hiện, gồm Brocadia, Kuenenia, Scalindua. Về mặt phân loại, các vi khuẩn này là những thành viên mới

và tạo thành phân nhánh sâu của ngành Planctomycetes, bộ Planctoycetales (Schmid et al., 2005).

Ở trường hợp phát hiện đầu tiên, bùn kỵ khí được nuôi cấy làm giàu bằng phương pháp mẻ liên tục (SBR), vi khuẩn được tách bằng kỹ thuật ly tâm gradient tỷ trọng, chiết xuất DNA, rồi tiến hành phân tích trình tự 16S rDNA. Kết quả phân tích trình tự cho thấy thuộc phân nhánh Planctomycetes sâu và được đặt tên là *Candidatus Brocadia anammoxidans*. Trên cơ sở kết quả phân tích trình tự phân tử 16S rDNA vào năm 2000, các vi khuẩn anammox phát hiện ở hệ xử lý RBC ở Stuttgart (Đức) được xác định là mới (độ tương tự dưới 90% so với *B. anammoxidans*) và được đặt tên là *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis* (Schmid et al., 2000). Sau đó, vi khuẩn anammox được phát hiện ở Thụy Sĩ, Bỉ và cũng được xác nhận là *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*.

Ở phòng thí nghiệm thuộc Đại học tổng hợp Kumamoto (Nhật Bản), trong quá trình nuôi cấy liên tục ở điều kiện kỵ khí tự dưỡng trên vật liệu bám là một dạng polyester được thiết kế đặc biệt (non-woven), phản ứng anammox và dấu hiệu màu đỏ đặc trưng của bùn sinh khối vi khuẩn anammox đã được phát hiện (Furukawa et al., 2002). Kết quả phân tích trình tự 16S rDNA trên vi sinh vật từ màng lọc sinh học sau đó đã phát hiện các vi khuẩn anammox này cũng có độ tương đồng khá cao với *Candidatus Brocadia anammoxidans* (92,2%) và tương đồng rất thấp với các nhóm khác đã biết trước đó. Trên cơ sở đó, một dòng vi khuẩn anammox mới ký hiệu là KSU-1 trong hàng ngũ các Planctomycetes (Fujii et al., 2002).

Lần đầu tiên vi khuẩn anammox cũng được phát hiện trong hệ sinh thái tự nhiên ở vùng nước nghèo oxy ở Biển Đen. Kết quả phân tích trình tự 16S rDNA cho thấy 87,9% và 87,6% tương tự với các vi khuẩn *Kuenenia* và *Brocadia* đã biết, như thế có nghĩa là vi khuẩn phát hiện này thuộc một chi khác và được đặt tên là *Candidatus Scalindua sorokinii* (Kuypers et al., 2003).

Các loài anammox khác đã được phát hiện từ đĩa quay sinh học nitrat hóa tại một nhà máy xử lý nước thải ở Pitsea (Anh). Kết quả mô tả và phân tích trình tự 16S

RNA cho thấy chúng thuộc cùng chi Scalindua và đã được đặt tên là Candidatus Scalindua brodae, Candidatus Scalindua wagneri. Độ tương tự về trình tự 16S rRNA giữa 2 loài là 93%.

Một trong các vấn đề đáng lưu ý là vi khuẩn anammox sinh trưởng rất chậm (thời gian nhân đôi khoảng hơn 3 tuần), nên việc nuôi cấy, phân lập gặp nhiều khó khăn. Tuy nhiên, nhờ vào kỹ thuật sinh học phân tử, việc phát hiện trực tiếp trên mẫu sống (in situ) nên việc định danh các vi khuẩn anammox phân lập được tiến hành thuận lợi.

Đặc điểm sinh lý của vi khuẩn anammox

Vi khuẩn anammox có thể hoạt động trong khoảng nhiệt độ từ 20 – 43°C (tối ưu 40°C), pH 6,4 – 8,3 (tối ưu pH 8,0). Ở điều kiện tối ưu, tốc độ tiêu thụ cơ chất riêng cực đại là 55 $\mu\text{mol NH}_4\text{-N/g protein/min}$. Ái lực với các cơ chất ammonium và nitrit rất cao (hằng số ái lực dưới 10 μM). Ở nồng độ 100 μM , và nitrat không bị ức chế bởi nitrit ở nồng độ trên 20 μM . khi tiếp xúc với nồng độ nitrit trên 5 μM trong thời gian dài (12h), hoạt tính anammox bị mất hoàn toàn. Tuy nhiên hoạt tính sẽ phục hồi khi thêm lượng vết (50 μM) một trong các sản phẩm trung gian của phản ứng anammox là hydrazin hay hydrolamin. Hoạt tính anammox bị ức chế hoàn ở nồng độ oxy trên 0,5% bão hòa không khí (Strous et al., 1999).

Bảng 9.1 Một số đặc trưng sinh lý của vi khuẩn và phản ứng anammox

Thông số	Đơn vị	Anammox $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$	AOB $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2^- \rightarrow \text{N}_2$
ΔG°	kJ/mol	-357	-275
Y	mol C/mol N	0,006	0,08
q_{max} hiếu khí	nmol/min/mg/protein	0	200 – 600
q_{max} kỵ khí	nmol/min/mg/protein	60	2
μ_{max}	/h	0,003	0,04
DT	Ngày	10,6	0,73
$K_s (\text{NH}_4^+)$	μmol	5	5 – 2600

$K_s (\text{NO}_2^-)$	μmol	< 5	K.A
$K_s (\text{O}_2)$	μmol	K.A	10 - 50

Nguồn: Kenji Furukawa , Pham Khac Lieu, Hiroyuk Tokitoh, Ritsuko Hatozaki, Takao Fujii; 10/2005.

Chú thích: ΔG^o – năng lượng tự do, Y – hiệu suất tạo sinh khối, q_{max} – hoạt tính cực đại, μ_{max} – tốc độ sinh trưởng cực đại, DT – thời gian nhân đôi, K_s – hệ số ái lực, K.A – không áp dụng. (Jetten et al., 2001).

Nghiên cứu xử lý P thực sự bắt đầu vào giữa những năm 60 của thế kỷ XX, với công trình của Shapiro và Levin. Các ông nhận thấy rằng, vi sinh vật trong bùn đã sử dụng P trong quá trình tổng hợp tế bào và vận chuyển năng lượng. Khi bùn hoạt tính không được sục khí thì giải phóng P và khi nồng độ oxi tăng lên thì bùn sẽ hấp thụ lại P. Điều này có nghĩa là trong điều kiện kỵ khí/Anoxic - P được giải phóng từ bùn vào nước thải ở dạng muối hoà tan và ngược lại trong điều kiện hiếu khí - P được bùn hấp thụ. Loài vi khuẩn *Acinetobacter* phân giải axit béo dễ bay hơi ở điều kiện kỵ khí bằng cách giải phóng P đã tích lũy được. P không chỉ được sử dụng cho tế bào hoạt động, tổng hợp tế bào, vận chuyển năng lượng mà còn được tích lũy, dự trữ để vi sinh vật sử dụng khi cần thiết. [8]

9.2 ĐỘNG HỌC CỦA QUÁ TRÌNH

9.2.1 Động học quá trình Nitrat hóa sinh học

Thời gian lưu bùn trong hệ thống xử lý với quá trình Nitrat hóa sinh học được xác định như sau (Poduska, 1973): [1]; [2]; [16]

$$\text{SRT}_d = \text{S.F.}(\text{SRT})$$

Trong đó:

SRT_d : Thời gian lưu bùn thiết kế, ngày

S.F : thiết kế các yếu tố an toàn = peak/tải lượng $\text{NH}_3\text{-N}$ trung bình

SRT : Thời gian lưu bùn cần thiết, ngày.

Thể tích bể hiếu khí với sự pha trộn hoàn toàn bùn hoạt tính có thể được tính toán theo thời gian lưu bùn thiết kế:

$$V = [Y_{nH}(S_0 - S) + X_1 + Y_{nN}(N_{ox})]Q(SRT_d)/X \quad (9.1)$$

Trong đó:

V : thể tích bể hiếu khí, m³

Q : lưu lượng dòng vào, m³/ngày

X : Nồng độ hỗn hợp chất lỏng trong bể hiếu khí, mg/l

S₀ : BOD₅ dòng vào, mg/l

S : BOD₅ dòng ra, mg/l

N_{ox} : Ammonia dòng vào bị oxy hóa, mg/l

Y_{nN} : **Net yield** của các vi sinh vật tự dưỡng khi thiết kế SRT bao gồm cả sự phân rã nội sinh, g TSS/g BOD₅ bị loại bỏ.

Y_{nH} : **Net yield** của các vi khuẩn nitrat hóa, g TSS/g N bị oxy hóa.

X₁ : nồng độ chất rắn lơ lửng không bị phân hủy sinh học ở dòng vào, mg/l

Phương trình (9.1) cho thấy thiết kế thời gian lưu bùn là một trong những yếu tố để xác định thể tích bể hiếu khí. Thời gian lưu bùn cần thiết có quan hệ qua lại với sự tăng trưởng đặc trưng của các vi sinh vật nitrat hóa.

$$SRT = \frac{1}{\mu_n - K_{nd}} \quad (9.2)$$

Trong đó:

μ_n : Tốc độ tăng trưởng đặc trưng của các vi sinh vật nitrat hóa, g tế bào mới/g tế bào, ngày.

K_{nd} : Tốc độ phân hủy nội sinh của các vi khuẩn nitrat hóa, g tế bào bị phân hủy/g tế bào, ngày.

Tuy nhiên, nhiều kinh nghiệm cho thấy tốc độ tăng trưởng đặc trưng của vi khuẩn vẫn gia tăng mà không cần phải tính tốc độ phân hủy nội sinh hay bất kỳ một yếu tố quan trọng nào khác. Vì vậy, thời gian lưu bùn cần thiết chỉ có quan hệ mật thiết với tốc độ tăng trưởng đặc trưng, được xác định bằng phương trình động học Monod:

$$\mu_n = \frac{(\mu_n, \max)N}{K_n + N} \quad (9.3)$$

Trong đó:

μ_n, \max : Tốc độ tăng trưởng đặc trưng tối đa của các vi sinh vật nitrat hóa, g tế bào được tạo thành/g tế bào, ngày.

K_n : Hệ số bán bão hòa, mg/l.

N : Nồng độ $\text{NH}_3\text{-N}$, mg/l.

Trong các hệ thống nitrat hóa chủ động, nồng độ của nitrit thường rất thấp so với nồng độ của Amoni, do tốc độ oxy hóa nitrit bởi *Nitrobacter* cao hơn so với tốc độ oxy hóa Ammonia bởi *Nitrosomonas*. Vì vậy, quá trình động học thường dựa vào tốc độ sử dụng ammonia-nitrogen hoặc hoạt động của vi khuẩn *Nitrosomonas*. Chú ý rằng trong suốt thời gian bắt đầu quá trình nitrat hóa, nồng độ Nitrit sẽ luôn cao hơn cho đến khi số lượng các vi khuẩn *Nitrobacter* giảm xuống ở mức cân bằng.

Giá trị μ_n, \max chịu ảnh hưởng của nhiệt độ. Những nghiên cứu khác nhau đã được tiến hành và xác định được thông số động học μ_n, \max là một hàm phụ thuộc nhiệt độ.

Bảng 9.2 Ảnh hưởng của nhiệt độ lên tốc độ tăng trưởng đặc trưng tối đa của quá trình nitrat hóa.

Nguồn	μ_n, \max theo nhiệt độ, °C	μ_n, \max (ngày ⁻¹)		
		10°	15°	20°
Downing (1964a)	$(0,47)e^{0,098(T-15)}$	0,29	0,47	0,77
Downing (1964b)	$(0,18)e^{0,116(T-15)}$	0,10	0,18	0,32
Hultman (1971)	$(0,50)10^{0,033(T-20)}$	0,23	0,34	0,50
Barnard (1975)	$0,33(1,127)^{T-20}$	0,10	0,18	0,37
Painter (1983)	$(0,18)e^{0,0729(T-15)}$	0,12	0,18	0,26
Beccan (1979)				0,27
Bidstrup (1988)				0,65
Hall (1980)				0,46
Lawrence (1976)				0,50

Nguồn: Washington Depart of Health, 1/2005

Hệ số bán bão hòa, K_n , được xác định là một hàm phụ thuộc nhiệt độ (Knowles et al., 1965):

$$K_n = 10^{0,051T - 1,148} \quad (9.4)$$

9.2.2 Động học quá trình khử Nitrat sinh học

Động học quá trình khử Nitrat sinh học thường áp dụng cho thiết kế 3 loại hệ thống chuyển hóa N sau: [16]

- + Hệ thống với vùng thiếu khí ở trước vùng hiếu khí, nơi đây dòng thải đầu vào cung cấp nguồn C tạo ra nhu cầu sinh hóa cần cho Nitrat.
- + Bể phản ứng post-aeration nơi nhu cầu oxy cần cho hô hấp nội bào của vi khuẩn được sử dụng để làm giảm nitrat.
- + Hệ thống phản ứng post-nitrification có bể lọc riêng, nơi methanol được cung cấp cho sự tăng trưởng của vi sinh vật và tạo ra nhu cầu chất nhận điện tử Nitrat.

Động học quá trình khử Nitrat Pre-Anoxic

Nhu cầu oxy cần thiết trong hệ thống sinh học làm chức năng chuyển hóa chất nền và phân hủy nội sinh (Metcalf và Eddy, 1990) được trình bày trong phương trình (9.5) để khử Nitrat:

$$R_{no} = AR_{su} + \frac{1,42}{2,86} K_d X (F_{DN}) \quad (9.5)$$

Trong đó:

R_{no} : tốc độ giảm Nitrat, mg/l-ngày

R_{su} : tốc độ loại bỏ các chất nền, mg/l-ngày

A : $\text{NO}_3\text{-N}$ sử dụng loại bỏ các chất nền hữu cơ để tổng hợp tế bào, g/g.

Giá trị A có thể được xác định như sau:

$$A = \frac{1 - 1,42Y}{2,86} \quad (9.6)$$

Trạng thái ổn định cân bằng của các chất nền trong giai đoạn thiếu khí của hệ thống thiếu-hiếu khí được thể hiện ở phương trình:

$$O = QS_o + rQSe + RQSe - (Q + rQ + RQ)S_1 - R_{su}V \quad (9.7)$$

Với tốc độ sử dụng chất nền:

$$R_{su} = \frac{R_{xn}}{Y}$$

$$R_{su} = \frac{\mu_m}{Y}(F_{DN}) \left[\frac{S_1}{K + S_1} \right] \left[\frac{K_o}{K_d + O_1} \right] \left[\frac{NO_1}{NO_s + NO_1} \right] \quad (9.8)$$

Trong đó:

R_{xn} : tốc độ tăng trưởng của các vi sinh vật khử Nitrat, mg/l-ngày

μ_m : tốc độ tăng trưởng đặc trưng tối đa của các vi sinh vật dị dưỡng, g/g-ngày

F_{DN} : tỷ lệ các vi sinh vật dị dưỡng sử dụng Nitrat làm chất nhận điện tử, g/g

S : nồng độ chất nền dễ bị phân hủy sinh học, mg/l

K_s : Hệ số bán bão hòa của các chất nền dễ bị phân hủy sinh học, mg/l

K_o : Hệ số ức chế DO, mg/l

O : nồng độ DO, mg/l

NO : nồng độ Nitrat nitrogen, mg/l

NO_s : hệ số bán bão hòa của nồng độ Nitrat nitrogen, mg/l

Giá trị R_{no} có thể được sử dụng trong trạng thái ổn định cân bằng Nitrat tiếp theo ở giai đoạn 1 để xác định nồng độ nitrat nitrogen trong dòng chảy vào giai đoạn 2:

$$O = RQNO + rQNO - (Q + rQ + RQ)NO_1 - R_{no}V \quad (9.9)$$

Tốc độ khử Nitrat đặc trưng - SDNR (mg NO_3 -N/mg VSS-ngày) được xác định:

$$SDNR = \frac{R_{no}}{X_H} \quad (9.10)$$

hoặc:

$$SDNR = \frac{A(R_{su})}{X_H} + \frac{1,42K_d F_{DN}}{2,86} \quad (9.11)$$

Nhiệt độ cũng có ảnh hưởng đến tốc độ khử nitrat trong vùng pre-anoxic:

$$SDNR_T = (SDNR_{20}) \theta^{T-20} \quad (9.13)$$

Tốc độ khử Nitrat Post-Anoxic – sự hô hấp nội sinh:

Tiếp theo sau quá trình nitrat hóa, vùng khử nitrat cũng có thể được kết hợp chặt chẽ vào hệ thống bùn hoạt tính trước khi lọc thứ cấp. Sau khi nitrat hóa, nồng độ các chất nền hữu cơ ở mức thấp nhất và tốc độ khử nitrat phụ thuộc vào tốc độ hô hấp của các vi khuẩn sử dụng thức ăn dự trữ từ quá trình phân hủy nội bào. Nhiều nghiên cứu từ phòng thí nghiệm đã được tiến hành với hệ thống bùn hoạt tính luân phiên hiếu-thiếu khí, và SDNR có liên quan đến hoạt động của SRT và tốc độ hấp thu oxy Carbonaceous đặc trưng (SCOUR). Giá trị SDNR tỷ lệ nghịch với giá trị của SRT ở nhiệt độ 20°C, theo phương trình:

$$SDNR = 0,12(SRT)^{-0,706} \quad (9.14)$$

Các điều kiện của bể phản ứng trạng thái ổn định cũng đạt tới ở nhiệt độ 10°C, và tác nhân hiệu chỉnh nhiệt độ (θ) ở phương trình (9.13) là 1,02.

Phương trình (9.14) được khai triển cho điều kiện nước thải đặc trưng, và tốc độ SDNR cũng thay đổi tùy thuộc vào tính chất nước thải.

$$SCOUR = \frac{An}{Y_{NT}} \left(\frac{1}{SRT} \right) \quad (9.15)$$

Trong đó:

SCOUR : tốc độ hấp thu oxy Carbonaceous đặc trưng, g O₂/g BOD₅ bị loại bỏ.

Y_{NT} : TSS thực được tạo ra, bao gồm cả chất rắn lơ lửng và sinh khối, g TSS/g BOD₅ bị loại bỏ.

An : Oxy carbonaceous thực cần thiết, g O₂/g BOD₅ bị loại bỏ.

SDNR có thể được biến đổi từ SCOUR như bên dưới:

$$SDNR = \left(\frac{F}{2,86} \right) \left(\frac{An}{Y_N} \right) \left(\frac{1}{SRT} \right) \quad (9.16)$$

Trong đó:

F : tỷ lệ tốc độ hấp thụ oxy carbonaceous khi sử dụng Nitrat thay cho các phân tử oxy, g/g.

2,86 : cân bằng oxy trong nitrat, g/g.

Giá trị An và Y_{NT} có thể được tính toán cho nước thải:

$$A_n = 1,5 - 1,42Y + \frac{1,42K_d Y \cdot SRT}{1 + K_d SRT} \quad (9.17)$$

$$Y_{NT} = \frac{Y}{1 + K_d SRT} + \frac{X_1}{S_o} \quad (9.18)$$

Trong đó:

Y: hệ số synthesis yield, g TSS/g BOD₅ bị loại bỏ.

X₁ : nồng độ các chất rắn lơ lửng không bị phân hủy sinh học ở dòng vào, mg/l

S_o : nồng độ BOD₅ dòng vào, mg/l

Khử Nitrat với nguồn C từ bên ngoài:

Trước đây, methanol đã được sử dụng như nguồn C bên ngoài cung cấp cho quá trình khử Nitrat trong các hệ thống bùn hoạt tính riêng biệt ngay sau quá trình Nitrat hóa. Methanol cũng được bổ sung thêm vào vùng post-anoxic tiếp theo quá trình nitrat hóa để cung cấp chất nền hữu cơ cần thiết hoặc góp phần đẩy nhanh tốc độ khử Nitrat.

Bảng 9.3 Hệ số động học cơ bản của quá trình khử Nitrat cho các hệ thống sử dụng methanol.

Thông số	20°C	10°C
Hệ số synthesis yield , Y gr VSS/gr COD đã dùng.	0,18	0,17
Hệ số phân hủy nội sinh, K ₂ , g/g.	0,04	0,05
Tốc độ sử dụng các chất nền đặc trưng tối đa, K g COD/g VSS	10,3	3,1
Hệ số half-velocity , K _s , mg/l	9,1	12,6

Nguồn: Clifford W. Randall, James L. Barnard, H. David Stensel

Phương pháp thiết kế trạng thái ổn định cho hệ thống khử Nitrat pha trộn hoàn toàn dùng methanol sẽ được trình bày ngay sau đây. Bước đầu tiên là phải xác định nồng độ methanol COD cần thêm vào dòng vào, thông qua phương trình

$$\frac{COD}{N} = \frac{2,86}{-1,134Y_N}, \text{ và xác định nồng độ COD hòa tan ở dòng ra:}$$

$$S_o - S = \frac{2,86}{1 - 1,134Y_N} (N_o - N) \quad (9.19)$$

Trong đó:

S_o : nồng độ COD methanol dòng vào, mg/l

S : nồng độ COD methanol dòng ra, mg/l

N_o : nồng độ $\text{NO}_3\text{-N}$ dòng vào, mg/l

N : nồng độ $\text{NO}_3\text{-N}$ dòng ra, mg/l

Đối với các bể phản ứng pha trộn hoàn toàn, S có thể được xác định như một hàm của SRT và các hệ số động học của hệ thống thiết kế (Lawrence và McCarty, 1970):

$$S = \frac{K_s [1 + K_d SRT]}{SRT [YK - K_d] - 1} \quad (9.20)$$

Các giá trị nồng độ sinh khối khử Nitrat và thời gian lưu nước có thể được xác định từ cân bằng khối lượng trong bùn (Lawrence và McCarty, 1970):

$$(X)HRT = \frac{Y(S_o - S)SRT}{(1 + K_d SRT)} \quad (9.21)$$

Trong đó:

HRT : thời gian lưu nước, ngày

X : nồng độ sinh khối khử Nitrat, mg/l.

Tốc độ khử Nitrat đặc trưng có thể được tính toán theo phương trình:

$$SDNR = \frac{N_o - N}{(X)(HRT)} \quad (9.22)$$

Phương trình cho thấy nếu có quá nhiều methanol được thêm vào quá mức cần thiết, giá trị $X(HRT)$ sẽ tăng lên và kết quả là SDNR sẽ bị giảm xuống.

Bảng cho thấy ảnh hưởng của thiết kế SRT trong tổng hợp SDNR và thời gian lưu cần thiết để làm giảm $\text{NO}_3\text{-N}$ trong dòng vào đối với hệ thống khử Nitrat riêng biệt sử dụng methanol, thường là từ 30,0 mg/l đến 1,0 mg/l.

**Bảng 9.4 Ảnh hưởng của SRT lên thiết kế bể phản ứng khử Nitrat ($T = 20^\circ\text{C}$)
($\text{NO}_3\text{-N}$ bị loại bỏ là 29,0 mg/l)**

SRT, ngày	2	3	4	5	6	8
S, mg/l	3,7	2,3	1,7	1,4	1,1	0,9
S _o , mg/l	105,8	103,6	102,3	101,3	100,0	99,0
X HRT, mg/l-ngày	35,3	50,0	63,5	74,9	87,1	108,0
Thời gian lưu ($MLVSS = 2.000$ mg/l), giờ	0,4	0,6	0,8	0,9	1,0	1,3
SDNR, g/g-ngày	0,82	0,58	0,46	0,40	0,33	0,27

Nguồn: Clifford W. Randall, James L. Barnard, H. David Stensel

9.3 CÁC YẾU TỐ ẢNH HƯỞNG

Có nhiều nhân tố ảnh hưởng đến hiệu quả hoạt động của quá trình chuyển hóa sinh hóa các chất dinh dưỡng. [2]

Trước hết, quá trình này chịu ảnh hưởng bởi thời gian lưu bùn trong hệ thống. Đối với quá trình chuyển hóa P nên sử dụng thời gian lưu bùn trong môi trường kỵ khí từ 1 – 1,5 ngày, tùy thuộc vào điều kiện nhiệt độ; thời gian lưu bùn trong môi trường hiếu khí được áp dụng thích hợp nhất là 1,5 ngày. Còn đối với quá trình chuyển hóa N, thời gian lưu bùn trong môi trường thiếu khí ban đầu phải tối thiểu từ 1 – 1,5 ngày (tùy vào điều kiện nhiệt độ), nhưng thời gian này có thể lớn hơn nếu có hoạt động thủy phân chậm của các chất hữu cơ lơ lửng bị dễ bị phân hủy sinh học. Đối với quá trình chuyển hóa đồng thời N và P, thời gian lưu bùn trong cả môi trường kỵ khí/thiếu khí nên tối thiểu là từ 2 – 3 ngày, thời gian này có thể lớn hơn nếu có hoạt động thủy phân chậm của các chất hữu cơ lơ lửng dễ bị phân hủy sinh học, còn trong môi trường hiếu khí thời gian chỉ nên tối thiểu là 0,5 ngày.

Chất hữu cơ bị dễ phân hủy đóng vai trò rất quan trọng trong quá trình chuyển hóa các chất dinh dưỡng. Đối với quá trình chuyển hóa N, chất hữu cơ đóng vai trò quan trọng là nhu cầu oxy hóa học (COD) và nhu cầu oxy sinh hóa (BOD). Thực tế cho thấy, tỷ lệ giữa các chất hữu cơ so với N càng cao thì hiệu suất của quá trình chuyển hóa càng tăng.

Bảng 9.5 *Mối quan hệ giữa hiệu suất chuyển hóa N và tỷ lệ giữa các chất hữu cơ so với N*

Hiệu suất quá trình chuyển hóa N	COD/N tổng	BOD₅/N-NH₃	BOD₅/N tổng
Kém	< 5	< 4	< 2,5
Trung bình	5 – 7	4 – 6	2,5 – 3,5
Tốt	7 – 9	6 – 8	3,5 – 5
Cực tốt	> 9	> 8	> 5

Nguồn: C. P. Leslie Grady, Jr. ; Glen T. Daigger; Henry C. Lim.

Đối với quá trình chuyển hóa P, chỉ tiêu để đánh giá hiệu suất chuyển hóa P trong nước thải là COD/ Δ P, BOD₅/ Δ P (trong đó Δ P = P tổng ở quá trình chuyển hóa dòng vào – P hòa tan ở quá trình chuyển hóa dòng ra). Tuy nhiên, trái với quá trình chuyển hóa N, khi tỷ lệ này càng cao thì hiệu suất chuyển hóa P càng thấp.

Bảng 9.6 *Mối quan hệ giữa hiệu suất chuyển hóa N và tỷ lệ giữa các chất hữu cơ so với P*

Hiệu suất quá trình chuyển hóa P	BOD₅/ΔP	COD/ΔP
Cao	15 – 20	26 – 34
Trung bình	20 – 25	34 – 43
Thấp	> 25	> 43

Nguồn: C. P. Leslie Grady, Jr. ; Glen T. Daigger; Henry C. Lim.

Thành phần các chất hữu cơ trong nước thải cũng ảnh hưởng đến quá trình này. Ngoài ra, những ảnh hưởng không tốt của chất rắn lơ lửng lên nồng độ của N và P trong nước thải cũng là điều cần quan tâm khi sử dụng hệ thống này. Thực tế cho thấy, số lượng N và P trong nước thải sẽ tăng lên nếu nồng độ tổng chất rắn lơ lửng trong nước thải gia tăng, (lượng P sẽ tăng 1 mg/l nếu trong nước thải nồng độ chất

rắn lơ lửng lên đến 10 mg/l, và N sẽ tăng 1 – 2 mg/l nếu nồng độ chất rắn lơ lửng từ 10 – 30mg/l).

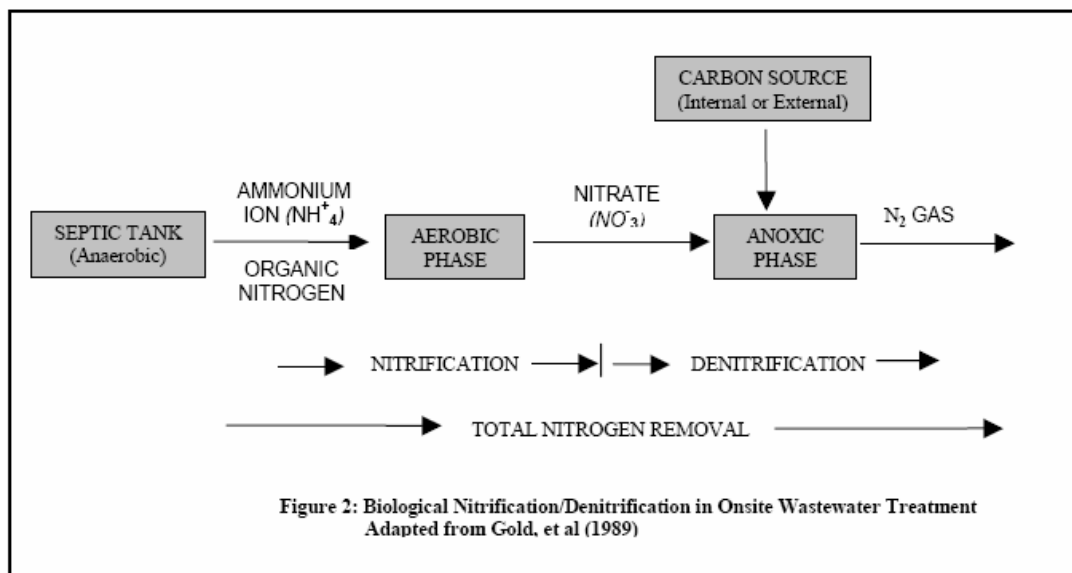
Một số nhân tố môi trường khác cũng ảnh hưởng đến hiệu quả của quá trình này, có thể kể đến là nhiệt độ, pH, nồng độ oxy hòa tan (DO). Nhiệt độ ảnh hưởng mạnh nhất đến loài vi khuẩn nitrat hóa. Giảm nhiệt độ có thể làm cho tốc độ khử nitrat giảm xuống, kết quả là làm giảm hiệu quả của quá trình chuyển hóa N. Giảm nhiệt độ của hệ thống cũng làm tốc độ lên men của các vật chất hữu cơ và làm thay đổi thành phần nước thải trong hệ thống xử lý. Ngoài ra, hoạt động của vi khuẩn nitrat hóa cũng giảm khi pH giảm xuống dưới 6,5; còn trong khoảng pH từ 6,5 – 7, quá trình nitrat hóa vẫn có thể thích nghi tốt với môi trường và ít bị giảm hoạt tính. Nồng độ oxy hòa tan ảnh hưởng đến quá trình nitrat hóa, khử nitrat và chuyển hóa P theo nhiều cách khác nhau. Nồng độ DO ở vùng hoạt động hiếu khí xuống dưới 2mg/l có thể không đủ để thúc đẩy quá trình nitrat hóa và chuyển hóa P, trong khi lại đẩy mạnh quá trình khử nitrat. Nồng độ DO thấp cũng góp phần làm tăng trưởng các vi khuẩn lên men. Việc thêm DO vào các vùng thiếu và kỵ khí cần phải hạn chế vì nó sẽ ảnh hưởng đến quá trình khử nitrat.

9.4 TÍNH TOÁN THIẾT KẾ

9.4.1 Nitrat hóa và khử nitrat kết hợp

Về mặt kỹ thuật, các hệ thống xử lý Nitơ dạng này có thể được thiết kế theo trình tự nitrat hóa – denitrat hóa (post-denitrification) hay ngược lại (pre-denitrification). Trong trường hợp thứ nhất, nguồn cacbon bên ngoài phải được cung cấp cho bể denitrat hóa; còn trong trường hợp thứ hai, phải cần một dòng hồi lưu lớn hơn ($R = 2 - 3$) từ bể nitrat hóa. Trong các quá trình này, hoạt động hiếu khí được sử dụng trước tiên để loại bỏ BOD và nitrat hóa các chất hữu cơ và $N-NH_3$; sau đó là đến quá trình thiếu khí với vai trò chuyển Nitrat sang dạng khí N_2 , đồng thời sử dụng nước thải như một nguồn cung cấp C hoặc sử dụng nguồn C từ bên ngoài. Mặc dù có nhiều dạng mô hình chuyển hóa, nhưng quá trình nitrat hóa/khử nitrat sinh học được

chứng minh là khả thi nhất, cả về kinh tế lẫn kỹ thuật. Hình 9.2 dưới đây sẽ đưa ra mô hình của quá trình nitrat hóa và khử nitrat trong hệ thống xử lý nước thải.



Hình 9.2 Quá trình Nitrat hóa/khử Nitrat sinh học trong hệ thống xử lý nước thải
Phân loại các hệ thống chuyển hóa sinh học N

Quá trình tăng trưởng lơ lửng là quá trình xử lý sinh học trong đó các vi sinh vật xử lý được duy trì trong điều kiện lơ lửng trong chất lỏng, bằng cách làm thoáng khí cơ học hoặc khuếch tán không khí vào hệ thống.

Quá trình tăng trưởng bám dính là quá trình xử lý sinh học trong đó các vi sinh vật xử lý được gắn kết vào các môi trường đệm trợ như cát, sỏi, lớp plastic, và có thể được đặt ngập nước hoàn toàn hoặc không ngập nước (Crites and Tchobanoglous, 1998; Metcalf & Eddy, 1991).

Bảng 9.7 Hiệu suất chuyển hóa N của các quá trình sinh hóa

Các quá trình	Hiệu suất chuyển hóa tổng N, %	Tổng N ở dòng ra, mg/l
<i>Tăng trưởng lơ lửng</i>		
Hiếu khí	25 – 61	37 – 60
Bề phản ứng theo từng ngăn	60	15,5

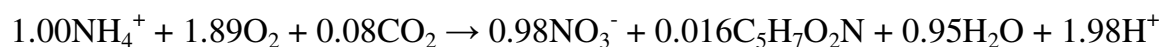
<i>Tăng trưởng bám dính</i>		
Bể lọc cát đơn (SPSF)	8 – 50	30 – 65
Bể lọc cát tuần hoàn (RSF)	15 – 84	10 – 47
Bể lọc đôi vật liệu sợi	14 – 38	9 – 83
Bể RSF lọc thiếu khí	40 – 90	7 – 23
Bể RSF thiếu khí với nguồn C bên ngoài	74 – 80	10 – 13
Hệ thống RUCK	29 – 54	18 – 53
Nitrex	96	2,2

Nguồn: Washington Depart of Health, 1/2005

Nitrat hóa sinh học

Quá trình hóa học: Như đã trình bày ở trên, nitrat hóa là một quá trình tự dưỡng 2 giai đoạn (sự nitrat hóa sử dụng CO₂ thay cho nguồn C hữu cơ như nguồn cung cấp C cho việc tổng hợp tế bào) để chuyển hóa NH₄⁺ thành Nitrat. Trong suốt quá trình phản ứng tạo năng lượng này, một vài ion NH₄⁺ được tổng hợp trong các mô tế bào gây ra toàn bộ quá trình oxy hóa và phản ứng tổng hợp:

Vi khuẩn tạo những tế bào vi khuẩn mới:



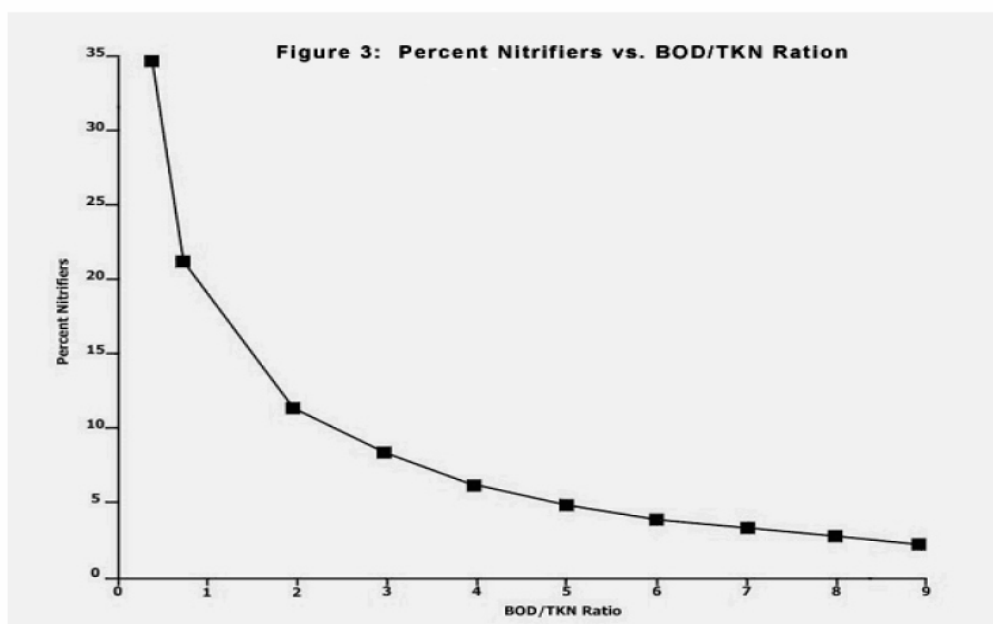
Nói chung, cần khoảng 4,32 mg oxy để oxy hóa mỗi mg NH₄⁺, và sau đó sẽ mất 7,1 mg chất kiềm (CaCO₃) trong nước thải và tạo ra 0,1 mg mỗi tế bào vi khuẩn. Nói cách khác, để oxy hóa 20 mg/l NH₄⁺ cần tiêu thụ 84,6 mg/l oxy hòa tan, phá hủy 141,4 mg/l chất kiềm như CaCO₃, và tạo ra 2,6 mg/l các vi sinh vật nitrat hóa.

Vì vậy, quá trình nitrat hóa có thể sử dụng nhu cầu oxy sinh hóa ở pha N (NBOD) rất cao ngoại trừ nhu cầu oxy sinh hóa ở pha C (CBOD) đã biết. Theo phương trình phản ứng trên, để có 40 mg/l NH₄⁺ ở dòng ra thì cần phải có 184 mg/l NBOD, ngoại trừ phần CBOD. Sự nitrat hóa cũng kéo theo sự giảm pH nếu không có đủ lớp đệm xử lý trong nước thải.

Quá trình vi sinh: Các sinh vật tự dưỡng tham gia vào quá trình nitrat hóa (sử dụng CO₂ như nguồn C để hình thành các mô tế bào) có tốc độ tăng trưởng thấp hơn so với các vi sinh vật dị dưỡng (sử dụng C hữu cơ để hình thành tế bào). Vì vậy, tốc độ nitrat hóa được kiểm soát bởi quá trình oxy hóa bởi CBOD của các sinh vật dị dưỡng.

Vì vậy hệ thống nitrat hóa phải được thiết kế sao cho thời gian lưu trong hệ thống đủ để các vi khuẩn nitrat hóa có thể tăng trưởng. Các vi khuẩn dị dưỡng cũng đóng vai trò quan trọng trong việc hạn chế cung cấp oxy cho các vi khuẩn nitrat hóa, đặc biệt là trong hệ thống tăng trưởng bám dính. Sau khi cạnh tranh với các vi khuẩn dị dưỡng, tốc độ nitrat hóa sẽ bị giới hạn do nồng độ NH₄⁺ sẵn có trong hệ thống.

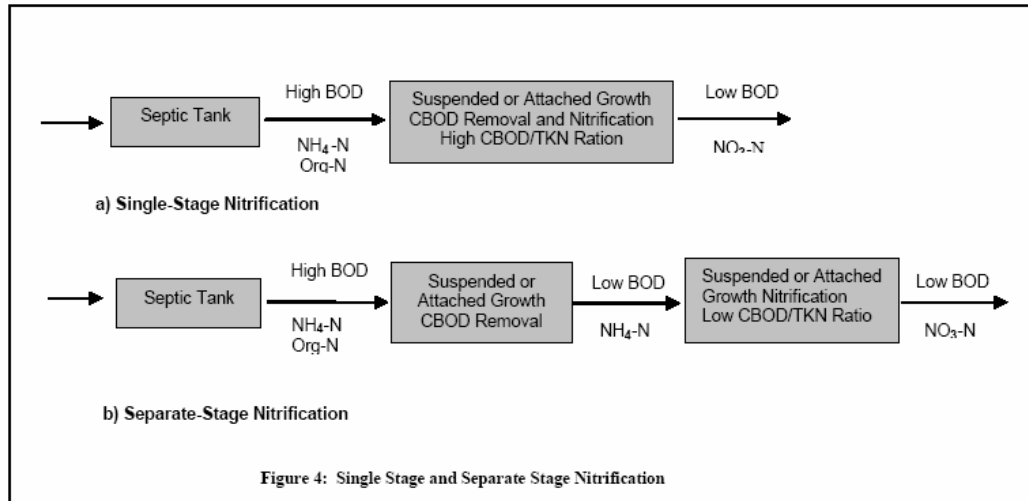
Nhiệt độ, pH và các chất ức chế hóa học cũng đóng vai trò quan trọng trong quá trình.



Hình 9.3 *Mối quan hệ giữa các vi sinh vật nitrat hóa trong hệ thống xử lý nước thải với tác nhân tăng trưởng lơ lửng (bùn hoạt tính) và tỷ lệ BOD₅/TKN*

Khi tỷ lệ này thấp (0,5 – 3) thì số lượng vi khuẩn nitrat hóa khá nhiều, và như vậy sự nitrat hóa sẽ không bị ảnh hưởng bởi các vi khuẩn dị dưỡng oxy hóa; quá trình này gọi là quá trình nitrat hóa riêng biệt. Khi tỷ lệ BOD₅/TKN cao, số lượng các vi

khuẩn nitrat hóa sẽ giảm xuống do các vi khuẩn dị dưỡng cạnh tranh do sự oxy hóa của CBOD; quá trình này gọi là quá trình nitrat hóa single-stage.



Hình 9.4 Quá trình nitrat hóa riêng biệt và single-stage.

Nhu cầu oxy hòa tan và tải lượng chất hữu cơ dòng vào

Hệ thống tăng trưởng lơ lửng: nồng độ oxy hòa tan có ảnh hưởng quan trọng trong sự nitrat hóa trong xử lý nước thải. Kinh nghiệm thực tế cho thấy, nồng độ DO phải được duy trì ở mức xấp xỉ 2 mg/l trong hệ thống hiếu khí sinh trưởng lơ lửng, nhất là khi tải lượng NH_4^+ luôn dao động lên xuống khá nhiều.

Hệ thống tăng trưởng bám dính, bao gồm cả trường hợp đặt ngập nước hay không, thì nồng độ DO phải được duy trì ở mức tối thiểu là gấp 2,7 lần so với nồng độ NH_4^+ để chống lại sự di chuyển oxy qua màng sinh học làm hạn chế tốc độ nitrat hóa. Nhưng trên thực tế số liệu này thường lớn hơn do việc sử dụng tải lượng chất hữu cơ bề mặt thấp hơn so với nồng độ thường cung cấp cho chuyển hóa CBOD để các vi sinh vật tăng trưởng; mặt khác, các vi sinh vật dị dưỡng sẽ chiếm ưu thế hơn so với lớp màng vi sinh trong lớp giá đỡ tăng trưởng bám dính. Việc tái tuần hoàn của dòng thải ra qua lớp giá đỡ tăng trưởng bám dính, cũng như việc sử dụng các vật liệu giá đỡ đặc biệt, như giá đỡ plastic trong bể lọc nhỏ giọt với diện tích tiếp xúc bề mặt

khá lớn có tác dụng làm giảm tải lượng chất hữu cơ bề mặt và thúc đẩy tốc độ truyền oxy.

Ảnh hưởng của pH và độ kiềm: Khoảng pH thuận lợi nhất cho sự Nitrat hóa là từ 6,5 – 8. Do sự nitrat hóa tiêu thụ khoảng 7,1 mg kiềm (CaCO_3) cho mỗi mg NH_4^+ bị oxy hóa, vì vậy khi độ kiềm trong nước thải có nguy cơ xuống thấp thì sự nitrat hóa sẽ làm pH cũng giảm xuống. Ví dụ, để nitrat hóa khoảng 40 mg/l NH_4^+ cần phải có khoảng 284 mg/l kiềm để duy trì hàm lượng pH.

Ảnh hưởng của nhiệt độ: Nhiệt độ có ảnh hưởng quan trọng trong sự nitrat hóa, nên nó phải được cân nhắc kỹ khi đưa vào thiết kế. Nhìn chung, nhiệt độ thấp sẽ đòi hỏi có thời gian lưu trong hệ thống dài hơn đối với tác nhân tăng trưởng lơ lửng và tốc độ nạp nước thấp hơn trong tác nhân tăng trưởng bám dính, do tốc độ tăng trưởng chậm hơn của các vi khuẩn nitrat hóa.

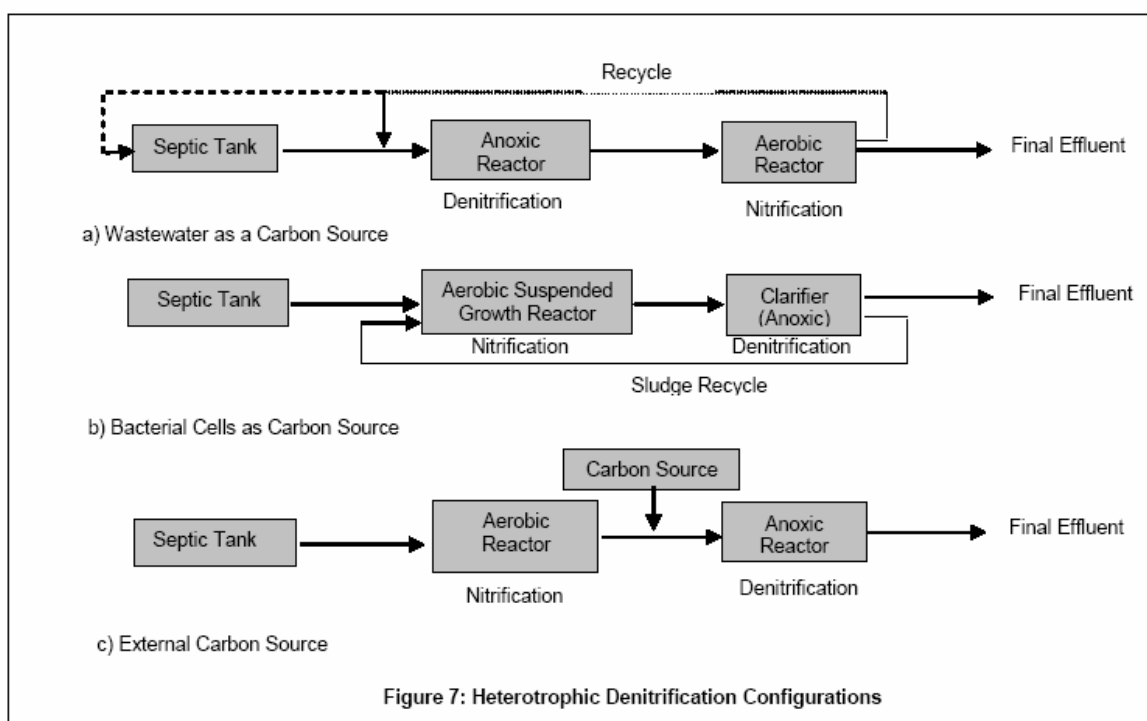
Ảnh hưởng của chất ức chế: Các vi khuẩn nitrat hóa thường nhạy cảm hơn các vi khuẩn dị dưỡng và dễ bị ảnh hưởng bởi các thay đổi khác nhau của các chất ức chế hữu cơ và vô cơ.

<u>Inorganic Compounds</u>		<u>Organic Compounds</u>
Zinc	Thiocyanate	Acetone
Free Cyanide	Sodium cyanide	Carbon Disulfide
Perchlorate	Sodium azide	Chloroform
Copper	Hydrazine	Ethanol
Mercury	Sodium cyanate	Phenol
Chromium	Potassium chromate	Ethylenediamine
Nickel	Cadmium	Hexamethylene diamine
Silver	Arsenic	Aniline
Cobalt	Fluoride	Monoethanolamine
Lead	Free Ammonia	
Free Nitrous Acid		

Hình 9.5 Ví dụ về các chất ức chế quá trình Nitrat hóa

Khử nitrat sinh học

Quá trình hóa học: Khử nitrat là một quá trình sinh học sử dụng nitrat như một nguồn cung cấp điện tử, ngoại trừ oxy, để oxy hóa các chất hữu cơ (khử nitrat dị dưỡng) hay các chất vô cơ như S hay H (khử nitrat tự dưỡng). Trong suốt quá trình, Nitrat sẽ giảm dần và chuyển thành khí N_2 . Cả quá trình này sẽ xảy ra trong điều kiện thiếu khí. Các vi sinh vật khử nitrat hóa là các sinh vật ưa khí tùy nghi (chúng có thể chuyển đổi giữa hô hấp trong điều kiện có oxy và trong điều kiện có nitrat). Khử nitrat tự dưỡng thường sử dụng trong xử lý nước nhiều hơn là trong xử lý nước thải. Đối với quá trình khử nitrat tự dưỡng, nguồn C có thể lấy từ nước thải, các tế bào vi khuẩn hoặc từ nguồn C bên ngoài như CH_4 hay acetat.



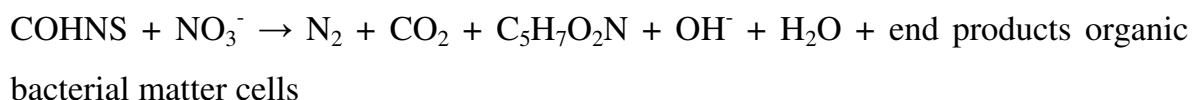
Hình 9.6 *Quá trình khử Nitrat dị dưỡng với các nguồn C khác nhau*

Quá trình vi sinh của sự khử nitrat dị dưỡng

Quá trình khử nitrat dị dưỡng xảy ra với tốc độ nhanh, thích nghi tốt với các hợp chất ức chế, đòi hỏi nồng độ hữu cơ cao và nồng độ DO thấp hoặc có thể không có. Các vi khuẩn hiện diện trong hệ thống là các vi khuẩn hiếu khí tùy nghi, việc thiết kế vùng thiếu khí là một trong những nhân tố quan trọng nhất trong quá trình khử nitrat hóa.

Nguồn C từ nước thải

Các vi khuẩn dị dưỡng



Theo lý thuyết, 3,57 mg kiềm (CaCO_3) được tạo ra khi mỗi mg nitrat bị chuyển sang dạng khí N_2 , khi nước thải được sử dụng như nguồn cung cấp C. Vì vậy, sự khử Nitrat hóa có thể lấy lại được khoảng một nửa lượng kiềm đã mất trong quá trình nitrat hóa và có thể khắc phục được tình trạng giảm pH trong môi trường nước kiềm. Do các vi sinh vật khử nitrat là các sinh vật dị dưỡng, nên chúng dễ bị ảnh hưởng bởi sự thay đổi pH của môi trường. Nhìn chung, tốc độ khử nitrat sẽ bị giảm sút khi pH xuống dưới 6 hoặc trên 8.

Trong trường hợp CBOD trong nước thải không đủ để cung cấp C cho quá trình khử nitrat, thì nguồn C bên ngoài phải được cung cấp thêm, chủ yếu là methanol và acetat. Và như vậy, độ kiềm đã mất có thể hoặc có thể không được thu hồi lại, phụ thuộc vào tính chất hóa học của nguồn C được sử dụng.

Ảnh hưởng của nhiệt độ: Tốc độ của quá trình khử nitrat hóa có thể chịu ảnh hưởng quan trọng khi nhiệt độ giảm xuống dưới 20°C (68°F), tốc độ nitrat hóa ở 10°C (50°F) chỉ bằng 20 – 40% so với khi ở 20°C .

Ảnh hưởng của các chất ức chế: Nhìn chung, các sinh vật trong khử nitrat hóa thường thích nghi tốt hơn so với các sinh vật nitrat hóa.

Hai giai đoạn nitrat hóa và denitrat hóa xảy ra với hai điều kiện ngược nhau: hiếu khí – kỵ khí, tự dưỡng – dị dưỡng. Do vậy, hai giai đoạn phải tiến hành trong các bể phản ứng riêng biệt và sự vận hành, kiểm soát quá trình của hệ thống xử lý nitơ truyền thống trở nên phức tạp. Ví dụ, trong khi ở giai đoạn nitrat hóa cần duy trì DO tối thiểu là 2mg/lít thì ở giai đoạn denitrat hóa phải khống chế DO dưới 0,3mg/lít.

Bảng 9.8 cho phép so sánh một vài thông số vận hành đặc trưng của các hệ thống xử lý nitơ truyền thống và cải tiến khác nhau.

Bảng 9.9 So sánh một số hệ thống xử lý nitơ khác nhau

Hệ thống	Tải lượng (kg-N/ha/d)	Tiêu thụ năng lượng (kWh/kg-N)	COD/N	Tạo sinh khối (kgkhô/kg-N)	Hiệu suất loại tổng N (%)
N/DN bùn hoạt tính truyền thống	200 – 700	2.3 ¹⁾	3 – 6	1 – 1.2	> 75
SNBR bùn hoạt tính	200 – 700	1.7 ¹⁾	2 – 4	0.8 – 0.9	> 75
Bùn hoạt tính hoàn tự dưỡng	> 200-700	0.9	0	< 0.1	> 75
Ao nuôi tảo	15 – 30	0.1 – 1	6 – 7	10 – 15	23 – 78
Ao nuôi bèo	3 – 4	< 0.1	28	20 – 26	74 – 77
Cánh đồng ngập nhân tạo	3 – 26	< 0.1	2 – 7	-	30 – 70

¹⁾Chỉ tính điện năng tiêu thụ cho không khí với hiệu suất 2 kg O₂/kWh (Mulder, 2003)

9.4.2 Nitrat hóa và khử nitrat riêng biệt

Hệ thống tách riêng 2 quá trình nitrat hóa và khử nitrat riêng biệt, có thể được thiết kế bởi các thành phần giống như trong quá trình hiếu khí. Tuy nhiên, trong trường hợp này, do chất nhận điện tử (NO₃-N) hiện diện ở dòng thải đầu vào nên cần cung cấp năng lượng cho quá trình.

9.4.3 Khử P

Đặc điểm chung của phương án sinh học xử lý P là sự luân phiên thay đổi quá trình kỵ khí và quá trình hiếu khí. Như vậy việc khử P đòi hỏi phải sử dụng cả hai loại bể phản ứng kỵ khí/Anoxic và hiếu khí. Hai vùng này có thể thuộc 2 bể xử lý riêng biệt hoặc bố trí cả 2 vùng ở trong cùng một bể như quá trình A/O (Anaerobic/oxic); quá trình Phostrip.

Quá trình chủ đạo (quá trình A/O): là quá trình chủ yếu sử dụng loại bể phản ứng kỵ khí/Anoxic. Việc lựa chọn thời gian lưu bùn trong bể kỵ khí chịu ảnh hưởng mạnh của

số lượng và tính chất của các chất lơ lửng dễ bị phân hủy trong nước thải. Các vi khuẩn tích lũy P bị cô lập bởi các axit béo trong vùng kỵ khí, vì vậy phải cung cấp cho chúng một năng lượng để tăng trưởng và duy trì P trong vùng hiếu khí. Để chuyển hóa 1mg P phải cần khoảng 7 – 10 mg axit acetic, tương ứng với 7,5 – 10,7 mg COD tính theo các axit béo cho mỗi mg P được chuyển hóa. Nếu cần một lượng các axit béo hiện diện trong nước thải, thời gian lưu nước trong bể kỵ khí phải ngắn hơn 0,5 ngày ở 20°C. Nếu không có các axit béo trong dòng chảy đầu vào, nhưng để tạo ra một lượng các chất lơ lửng dễ bị phân hủy cần thiết do sự lên men, thì thời gian lưu nước trong bể kỵ khí phải gần 1,5 ngày ở 20°C. Trong trường hợp vẫn có sự hiện diện của các axit béo, nhưng vẫn cần có sự lên men thì thời gian lưu nước trong bể kỵ nằm trong khoảng 0,5 – 1,5 ngày, tùy vào lượng các axit béo có trong đó.

Do những ảnh hưởng không tốt của quá trình Nitrat hóa, hệ thống A/O nên thiết kế sao cho thời gian lưu bùn ở vùng hiếu khí ngắn lại để có thể giảm đến tối thiểu sự Nitrat hóa; đồng thời điều này cũng sẽ thúc đẩy mạnh sự sản xuất sinh khối, từ đó quá trình chuyển hóa P có thể đạt hiệu quả cao nhất. Đồng thời, cần thiết kế sao cho kích thước của vùng hiếu khí và kỵ khí tỷ lệ với thời gian lưu bùn trong chúng.

Quá trình phụ (quá trình Phostrip): về cơ bản, việc thiết kế quá trình này cũng gần giống như ở quá trình chủ đạo. Điểm khác biệt lớn nhất là ở chỗ vùng kỵ khí được đặt ở một vị trí riêng biệt, do đó mà quá trình chuyển hóa P được thực hiện 2 lần, một đi vào dòng bùn dư như ở các quá trình chuyển hóa P thông thường khác, và một ở trong dòng chảy tràn từ bể tách kỵ khí.

9.5 ỨNG DỤNG ĐẶC TRƯNG

Khả năng chuyển hóa các chất dinh dưỡng bằng công nghệ sinh học có thể được kết hợp vào thiết kế một số bể bùn hoạt tính. Khi đó, ban đầu vùng thiếu khí và vùng kỵ khí làm chức năng như một thiết bị lọc để làm tăng khả năng lắng của bùn thông qua việc kiểm soát sự tăng trưởng của vi khuẩn hình sợi. Ngay cả khả năng khử nitrat trong hệ thống bùn hoạt tính khử nitrat cũng giảm độ kiềm và sự tiêu thụ năng lượng và làm giảm khả năng tách bùn ở hệ thống lọc thứ cấp thông qua việc làm giảm

nồng độ $\text{NO}_3\text{-N}$ trong hệ thống. Trong một số trường hợp, sự kết hợp này đem lại những lợi ích to lớn: hiệu quả kinh tế hơn, làm tăng khả năng hoạt động của bùn hoạt tính.

Sự lên men các chất rắn ngày càng được sử dụng rộng rãi để làm tăng hiệu suất của quá trình chuyển hóa sinh hóa P. Quá trình Phostrip đã từng được ứng dụng khá rộng rãi trước đây, nhưng hiện nay quá trình chủ đạo (A/O) lại được sử dụng phổ biến hơn.

CHƯƠNG X: ỨNG DỤNG CÔNG NGHỆ SINH HỌC CHO XỬ LÝ CÁC LOẠI NƯỚC THẢI

10.1 BẢN CHẤT CỦA QUÁ TRÌNH XỬ LÝ

Bản chất của phương pháp sinh học trong xử lý nước thải là sử dụng khả năng sống và hoạt động của vi sinh vật để khoáng hóa các chất hữu cơ trong nước thải thành các chất vô cơ các chất khí đơn giản và nước. Tất cả các chất hữu cơ có trong tự nhiên và nhiều chất hữu cơ tổng hợp nhân tạo là nguồn dinh dưỡng cho các vi sinh vật. Vi sinh vật có thể phân huỷ chúng hoàn toàn hoặc không hoàn toàn. Quá trình xử lý sinh học nước thải nhằm khử các chất hữu cơ (BOD hoặc COD hoặc TOC), nitrat hoá, khử nitrat, khử Phospho và ổn định chất thải nhờ quá trình chuyển hoá hợp chất hữu cơ thành pha khí và thành vỏ của tế bào vi sinh vật tạo ra các bông bùn cặn sinh học và loại các bông bùn cặn sinh học này ra khỏi nước thải.

Các quá trình xử lý nước thải nhân tạo đều xuất phát từ các quá trình xảy ra trong tự nhiên bao gồm 2 kiểu sinh trưởng: Sinh trưởng lơ lửng đồng nghĩa với bùn hoạt tính ở điều kiện hiếu khí (làm thoáng khí, sục hay thổi khí và khuấy đảo) và điều kiện kỵ khí (sục CO₂ hoặc khuấy đảo hoặc cho dòng chảy ngược). Sinh trưởng gắn kết đồng nghĩa với màng sinh học ở điều kiện hiếu khí và điều kiện kỵ khí. Nhờ các biện pháp nhân tạo hoạt tính của các vi sinh vật được tăng cường và hiệu quả làm sạch chất bẩn không ngừng được tăng lên. [8]

10.2 CƠ SỞ LỰA CHỌN CÔNG NGHỆ

Phương pháp sinh học thường dùng để loại các chất phân tán nhỏ, keo và hòa tan hữu cơ (đôi khi cả vô cơ) khỏi nước thải. Phương pháp này dựa vào khả năng sống của vi sinh vật. Chúng sử dụng các chất hữu cơ có trong nước thải làm nguồn dinh dưỡng như carbon, nitơ, photpho, kali... Trong quá trình dinh dưỡng các vi sinh vật sẽ nhận các chất để xây dựng tế bào và sinh năng lượng nên sinh khối của nó tăng lên.

Tất cả các phương pháp xử lý nước thải có thể chia ra làm hai nhóm: nhóm các phương pháp phục hồi và nhóm các phương pháp phân huỷ. Đa số các phương pháp

hóa lý được dùng để thu hồi các chất quý trong nước thải và thuộc nhóm các phương pháp phục hồi. Còn các phương pháp hóa học và sinh học thuộc nhóm các phương pháp phân hủy. Gọi là phân hủy vì các chất bẩn trong nước thải sẽ bị phân hủy chủ yếu theo các phản ứng oxi hóa và một ít theo các phản ứng khử. Các sản phẩm tạo thành sau khi phân hủy sẽ được loại khỏi nước thải ở dạng khí, cặn lắng hoặc còn lại trong nước nhưng không độc.

Những phương pháp phục hồi và cả phương pháp hóa học thường chỉ dùng để xử lý các loại nước thải đậm đặc riêng biệt, còn đối với các loại nước loãng với số lượng nhiều thì dùng các phương pháp đó không thích hợp. Nước thải công nghiệp sau khi xử lý bằng phương pháp sinh hóa có thể xả ra nguồn sông hồ nếu bảo đảm được các tiêu chuẩn vệ sinh và nuôi cá. Nhiều khi có thể dùng lại được trong các dây chuyền sản xuất.

Hỗn hợp nước thải sinh hoạt và sản xuất có thể xử lý bằng phương pháp sinh hóa nhưng trước đó phải qua xử lý sơ bộ bằng phương pháp cơ học. Có thể xử lý sơ bộ chung hoặc riêng đối với từng loại nước thải đó. Nhất thiết phải xử lý sơ bộ riêng biệt nếu nước thải sản xuất chứa chủ yếu là các chất vô cơ hoặc chúng phải qua xử lý sơ bộ bằng phương pháp hóa học. Việc tính toán các công trình xử lý cơ học riêng biệt đối với nước thải sản xuất và nước thải sinh hoạt được thực hiện theo các chỉ dẫn thiết kế thoát nước bên ngoài của xí nghiệp công nghiệp. Trong đó còn phải xét đến hiện tượng dao động lưu lượng và nồng độ nước thải và phải đặt các bể điều hòa nếu cần thiết. Việc xử lý nước thải sinh hoạt và sản xuất chỉ có lợi khi nước thải sản xuất tương tự như nước thải sinh hoạt chứa chủ yếu là các chất hữu cơ dễ bị oxy hóa, không đòi hỏi phải xử lý sơ bộ đặc biệt gì. Đôi khi phải dùng nước thải sinh hoạt để pha loãng nước thải sản xuất, tạo điều kiện cho quá trình sinh hóa sau đó diễn ra bình thường.

Trong mọi trường hợp phải chọn phương pháp xử lý và sử dụng nước thải một cách hiệu quả nhất về xây dựng và quản lý. [14]

Điều kiện nước thải phải đưa vào xử lý sinh học:

Các loại nước thải sinh hoạt, nước thải đô thị, nước thải một số ngành công nghiệp (thực phẩm, thủy sản, chế biến nông sản, lò mổ, chăn nuôi, ... và có thể cả công nghiệp giấy) có chứa nhiều chất hữu cơ hòa tan gồm hydratcacbon, protein và các hợp chất chứa N phân hủy từ protein, các dạng chất béo, ... cùng một số chất vô cơ như H₂S, các sulfit, amoniac và các hợp chất chứa N khác ... có thể đưa vào xử lý theo phương pháp sinh học.

Phương pháp xử lý sinh học nước thải dựa trên cơ sở hoạt động của vi sinh vật để phân hủy các chất hữu cơ nhiễm bẩn nước. Do vậy, điều kiện đầu tiên và vô cùng quan trọng là nước thải phải là môi trường sống của quần thể vi sinh vật phân hủy các chất hữu cơ có trong nước thải. Muốn đảm bảo điều kiện này, nước thải phải:

Không có chất độc làm chết hoặc ức chế hoàn toàn hệ vi sinh vật trong nước thải.

Trong số các chất độc phải chú ý đến hàm loại kim loại nặng. Theo mức độ độc hại của các kim loại, sắp xếp chúng theo thứ tự:

Sb>Ag>Cu>Hg>Co>Ni>Pb>Cr³⁺>V> Cd>Zn>Fe

Muối của các kim loại này ảnh hưởng nhiều đến đời sống của các vi sinh vật, nếu quá nồng độ cho phép, các vi sinh vật không thể sinh trưởng được và có thể bị chết. như vậy, không thể tiến hành xử lý sinh học. nồng độ muối của chúng nhỏ hơn giới hạn sẽ bị hạn chế tốc độ làm sạch nước. trong trường hợp nước thải chứa nhiều hợp chất độc thì tính toán dựa vào chất có mức độ độc nhất.

Chất hữu cơ có trong nước thải phải là cơ chất dinh dưỡng nguồn C và năng lượng cho vi sinh vật. các hợp chất hydratcacbon, protein, lipid hòa tan thường là cơ chất dinh dưỡng và rất tốt cho vi sinh vật.

Nước thải đưa vào xử lý sinh học có 2 thông số đặc trưng là BOD và COD. Tỉ số của 2 thông số này phải là: $COD/BOD \leq 2$ hoặc $BOD/COD \geq 0,5$; mới có thể đưa vào xử lý sinh học (hiếu khí). Nếu COD lớn hơn BOD nhiều lần, trong đó gồm có xenlulozo, hemixenlulozo, protein, tinh bột chưa tan thì phải qua xử lý sinh học kỵ khí.

Bên cạnh các chất dễ bị phân hủy như hydratcacbon, protein, còn rất nhiều chất chỉ bị oxy hóa một phần hoặc thậm chí hầu như hoàn toàn không bị phân hủy. các chất hữu cơ tự nhiên có lignin là khó bị phân hủy, kitin hầu như không bị phân hủy, sừng móng, tóc, ... cũng vậy. các chất hữu cơ tổng hợp từ hidrocarbon, alcol, andehyt, ...có chất bị phân hủy chậm, có chất hầu như không bị phân hủy.

10.3 CƠ SỞ THIẾT KẾ HỆ THỐNG XỬ LÝ

Nói chung, khi thiết kế các hệ thống xử lý nước thải cần căn cứ vào các yếu tố cơ bản sau:

- + Quy mô (công suất) của hệ thống XLNT: thời hạn thiết kế, tiêu chuẩn cấp nước, sự phát triển của thành phố...
- + Mức độ xử lý nước thải cần thiết: đặc điểm và khả năng làm sạch nguồn nước, điều kiện vệ sinh khi xả nước thải ra nguồn...
- + Điều kiện tự nhiên: khí hậu, địa hình, địa chất công trình và địa chất thủy văn...
- + Đặc điểm kinh tế xã hội: nguồn tài chính, khả năng cung ứng nguyên vật liệu để xây dựng và vận hành công trình...
- + Sự tham gia của cộng đồng: sự chấp nhận của cộng đồng, đóng thuế nước thải, giám sát hoạt động của dự án...

Các thông số cần thiết cho thiết kế trạm xử lý nước thải (đầu vào): BOD₅, COD, SS, pH, Tổng N, tổng P.

10.4 YÊU CẦU THIẾT KẾ

10.4.1 Những yêu cầu thiết bị của trạm xử lý

Những thiết bị để phân phối nước đều trong từng công trình, cụ thể là những ngăn, giếng phân phối nước trước các bể lắng đợt một và các bể Meetan khi cho cạn liên tục vào bể; các bộ phận phân phối nước trước bể Aerotank và bể lắng đợt hai.

Những thiết bị để ngắt khi cần thiết không cho công trình làm việc vì lý do rửa công trình, đường ống hoặc khi sửa chữa hoặc vì lý do nào khác.

Thiết bị để xả nước thải trước và sau các công trình xử lý cơ học khi có sự cố.

Các kênh, mương máng chính của trạm xử lý phải tính với lưu lượng giầy lớn nhất của nước thải, có tính đến khả năng mở rộng công trình.

Ngoài các công trình sản xuất chính, tùy thuộc vào điều kiện địa phương, trong phạm vi trạm xử lý còn phải có các công trình phục vụ khác như: lò hơi, xưởng cơ khí, trạm biến thế, nhà để xe, ...

Xung quanh trạm xử lý phải có hàng rào ngăn cách. Bên trong trạm trồng nhiều cây xanh, chiếu sáng tốt, đường cấp phối và đường qua lại giữa các công trình đầy đủ,...[4]

10.4.2 Mặt bằng tổng thể và cao trình của trạm xử lý

Khi lập mặt bằng tổng thể của trạm xử lý phải xét đến khả năng mở rộng (theo mặt bằng, cao trình và tiết diện các kênh mương).

Mặt bằng tổng thể trạm xử lý, tùy thuộc vào kích thước thường lập theo tỷ lệ 1:500 hoặc 1:1000. Trên mặt bằng thể hiện các công trình chính và phụ để xử lý nước thải, đồng thời cả các đường ống dẫn nước, điện, đường đi,...

Cao độ của từng công trình ảnh hưởng lớn đến sơ đồ trạm xử lý, vì nó quyết định công tác đất. Các cao trình có chiều cao lớn (bể lắng đứng, bể lắng hai vò, bể Meetan) nên đặt nửa chìm nửa nổi so với mặt đất, để giảm khối lượng công tác đất và lượng đất phải chuyên chở đi.

Đất đào lên lại để đắp cho các công trình cần đắp và các công trình cách nhiệt. Nước thải phải tự chảy qua các công trình. Thường dùng bơm để bơm cạn từ bể lắng đợt một về bể Meetan, bùn hoạt tính từ bể lắng đợt hai về bể Aerotank, bùn dư về bể lắng đông tụ hoặc bể nén bùn trước khi đưa lên bể Metan. Để nước thải tự chảy qua các công trình, mực nước ở công trình đầu của trạm xử lý phải cao hơn mực nước cao nhất ở nguồn một giá trị bằng tổng tổn thất áp lực qua các công trình và cộng thêm áp lực dự trữ 1 – 1,5m (để nước tự chảy từ miệng cống xả ra sông).

Trong tính toán sơ bộ, có thể chọn tổn thất áp lực qua công trình (không kể tổn thất cục bộ ở kênh máng vào và ra khỏi công trình) như sau:

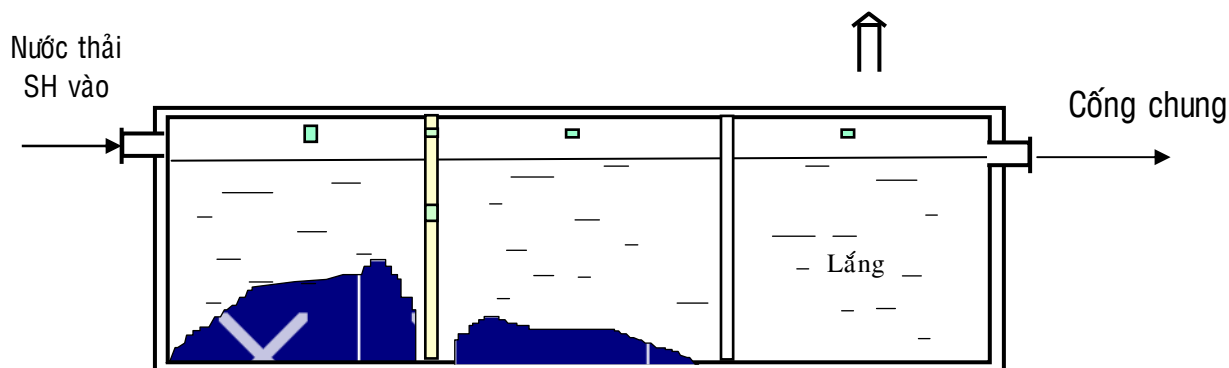
Bể Biophin, tưới nước phản lực $H + 150 \text{ cm}$ (H – chiều cao lớp vật liệu lọc)

Bể Biophin, vòi phun bất động	H + 250 cm
Bể Aerotank	25 – 40 cm
Bể tiếp xúc	40 – 60 cm
Bể trộn	10 – 30 cm

Tổng số tổn thất áp lực ở trạm xử lý phụ thuộc cách bố trí các công trình – tức là phụ thuộc khoảng cách giữa chúng. Đối với trường hợp xử lý bằng phương pháp sinh học trên bể Aerotank là 4,0m, trên bể Biophin là 10m. [4]

10.5 CÔNG NGHỆ XỬ LÝ SƠ BỘ NƯỚC THẢI SINH HOẠT (CHO KHU DÂN CƯ)

Hiện nay, hầu hết nước thải sinh hoạt đều được tiến hành xử lý cục bộ bằng bể tự hoại trước khi xả thải ra cống chung. Sơ đồ hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt bằng bể tự hoại được trình bày như sau:



Hình 10.1 . Sơ đồ hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt qua bể tự hoại

Thuyết minh:

Lượng nước thải sinh hoạt được xử lý qua bể tự hoại 3 ngăn. Ngăn đầu tiên có chức năng tách cặn ra khỏi nước thải. Nước thải và cặn lơ lửng theo dòng chảy sang ngăn thứ hai. Ở ngăn này, cặn tiếp tục lắng xuống đáy, nước được vi sinh yếm khí phân hủy, làm sạch các chất hữu cơ trong nước.

Sau đó, nước chảy sang ngăn thứ ba để lắng toàn bộ sinh khối cũng như cặn lơ lửng còn lại trong nước thải trước khi chảy vào hệ thống thoát nước chung.

10.6 XỬ LÝ NƯỚC THẢI CÓ TÍNH CHẤT NGUY HẠI

10.6.1 Xử lý nước thải dệt nhuộm

Ngành dệt nhuộm là một trong những ngành có truyền thống lâu đời ở TPHCM. Đây là ngành mang lại nhiều lợi ích kinh tế nhưng cũng gây ô nhiễm môi trường nặng nề do trong thành phần nước thải có chứa nhiều loại hoá chất độc hại như phẩm nhuộm, chất hoạt động bề mặt, chất tạo môi trường, hồ, men, chất oxy hoá...

- Nước thải nhuộm bao gồm các loại chính:
- Nước thải phẩm nhuộm hoạt tính.
- Nước thải phẩm nhuộm sunfua.
- Nước thải tẩy.

Kết quả phân tích khảo sát mức độ ô nhiễm các loại nước thải trên được trình bày trong bảng sau.

Bảng 10.1 Thành phần tính chất nước thải nhuộm

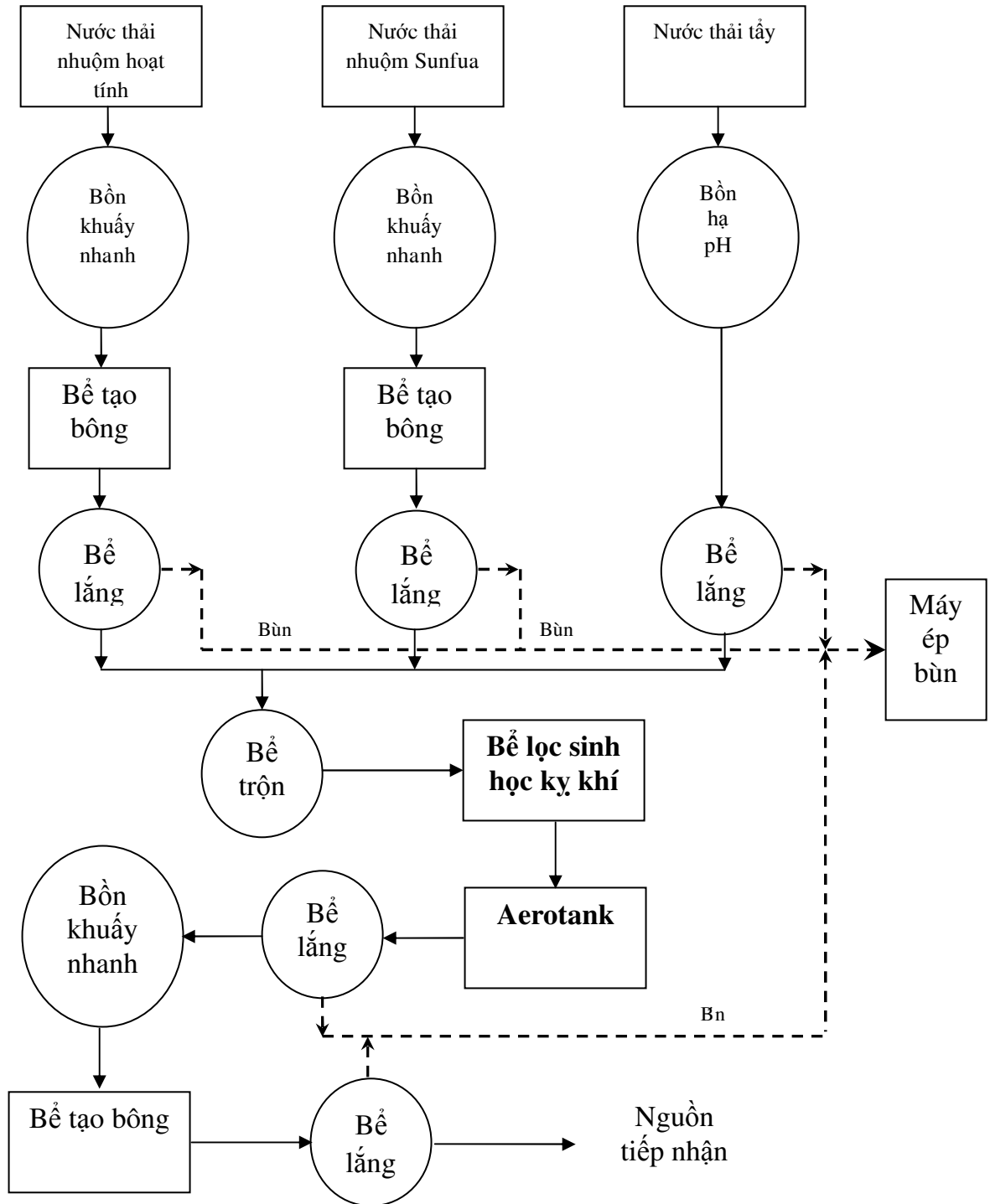
Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả		
		Nước thải hoạt tính	Nước thải sunfua	Nước thải tẩy
pH		10-11	>11	>12
COD	mg/l	450-1.500	10.000-40.000	9.000-30.000
BOD ₅	mg/l	200-800	2.000-10.000	4.000-17.000
N tổng	mg/l	5-15	100-1.000	200-1.000
P tổng	mg/l	0.7-3	7-30	10-30
SS	mg/l	-	-	120-1300
Màu	Pt-Co	7.000-50.000	100.000-50.000	500-2.000
Độ đục	FAU	140-1.500	8.000-200.000	1.000-5.000

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TPHCM]

Vì mỗi loại nước thải có thành phần và tính chất đặc trưng rất khác nhau nên công nghệ xử lý tương ứng cũng khác nhau. Do đó, các loại phải tách riêng và xử lý sơ bộ loại trừ các tác nhân độc hại đối với vi sinh rồi nhập chung xử lý bằng sinh học.

Nước thải nhuộm vải có nồng độ chất hữu cơ cao, thành phần phức tạp và chứa nhiều hợp chất vòng khó phân hủy sinh học, đồng thời có các chất trợ trong quá trình nhuộm có khả năng gây ức chế vi sinh vật. Hơn nữa, nhiệt độ nước thải rất cao, không thích hợp đưa trực tiếp vào hệ thống xử lý sinh học. Vì vậy, ta phải tiến hành xử lý hoá lý trước đưa vào các công trình sinh học nhằm loại trừ các yếu tố gây hại và tăng khả năng xử lý của vi sinh.

Công nghệ xử lý :



Hình 10.2 Sơ đồ quy trình công nghệ tổng quát xử lý nước thải nhuộm vải

Thuyết minh công nghệ:

Trong công nghệ này, nước thải nhuộm từ các công đoạn sẽ được thu gom tại các bể riêng. Nước thải hoạt tính được tiến hành keo tụ bằng phèn sắt với pH là 10 - 10,5, hiệu quả khử COD là 60 - 85%. Nước thải sunfua keo tụ ở pH khoảng 6, hiệu quả khử COD là 70%. Riêng nước thải tẩy sẽ được tiến hành trung hoà nhằm đưa pH về 6,5. Khi đó, H₂O₂ sẽ bị phân hủy thành O₂ bay lên gây ra bọt đồng thời hồ sẽ được tách ra khỏi nước. Từ đây, nước tẩy sẽ được đưa vào bể trộn cùng với nước sau lắng của nước thải hoạt tính và nước thải sunfua. Bể trộn vừa đóng vai trò điều hoà chất lượng nước thải, vừa là nơi hiệu chỉnh pH cho quá trình lọc sinh học kỵ khí tiếp theo. Ở bể lọc kỵ khí, một phần chất hữu cơ bị phân hủy thành khí biogas hoặc chuyển hoá thành những hợp chất dễ phân hủy hơn và sẽ được tiếp tục oxy hoá sinh học trong bể aerotank. Hiệu quả khử COD của quá trình sinh học khoảng 80-90%. Nước thải sau xử lý sinh học vẫn chưa đạt tiêu chuẩn nên phải tiến hành xử lý bậc cao bằng biện pháp keo tụ. Phần bùn thải ra từ các bể lắng được đưa vào máy ép bùn. Nước tách bùn được quay trở lại bể trộn, bùn sau ép được đem đi chôn lấp.

10.6.2 Xử lý nước thải thuộc da

Nước thải thuộc da chứa nhiều hoá chất tổng hợp như thuốc nhuộm, dung môi hữu cơ, hàm lượng TS, độ màu, chất rắn lơ lửng SS, chất hữu cơ cao.

Bảng 10.2 Đặc tính của nước thải thuộc da

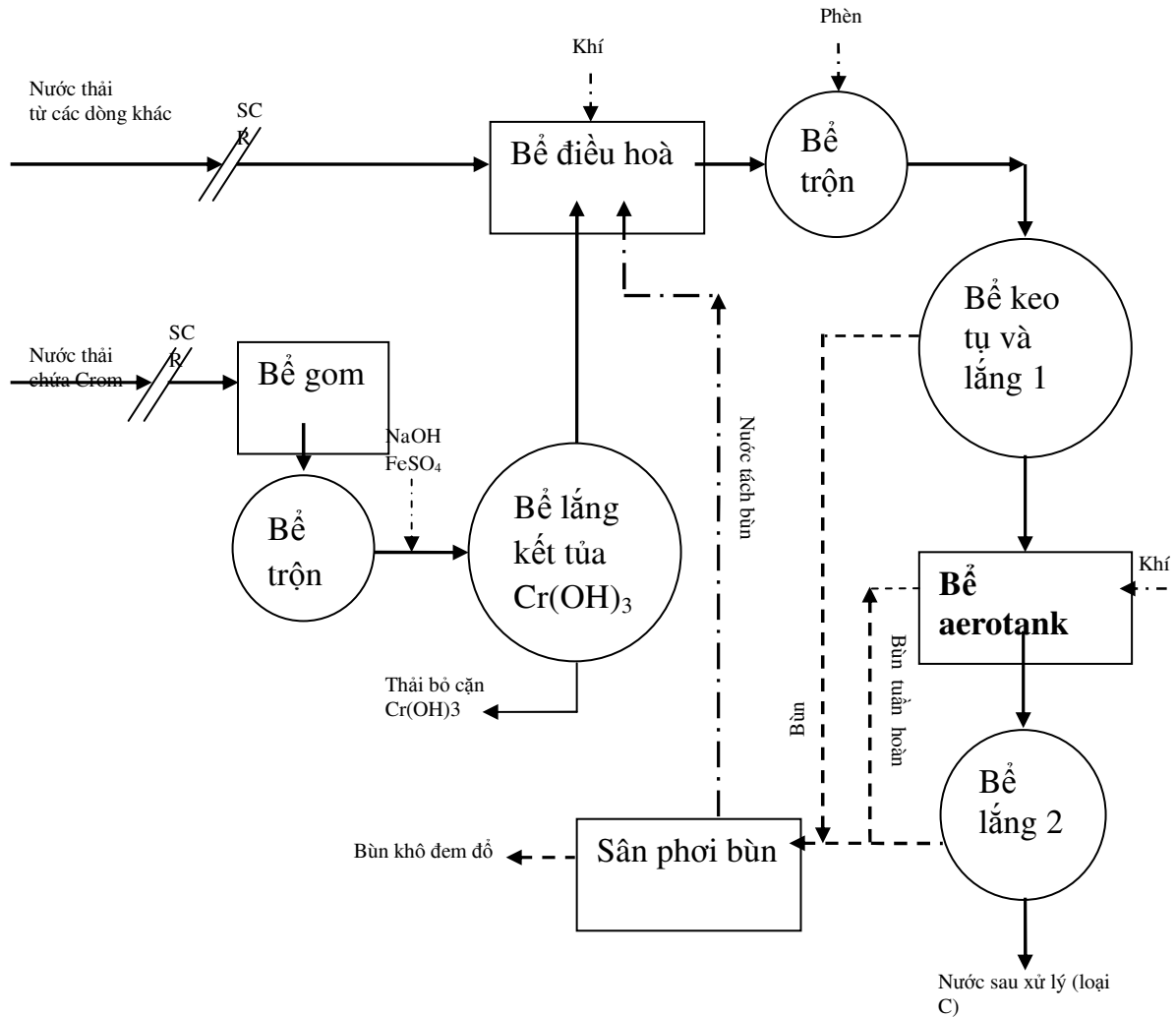
Chỉ tiêu	Đơn vị	Công đoạn		
		Ngâm vôi	Thuộc Crom	Khác
<i>pH</i>		11.7	3.82	7.2
<i>COD</i>	<i>mg/l</i>	3700	2400	3450
<i>BOD₅</i>	<i>mg/l</i>	2320	1000	2000
<i>SS</i>	<i>mg/l</i>	3120	2070	3200
<i>TKN</i>	<i>mg/l</i>	760	1257	1060
<i>S²⁻</i>	<i>mg/l</i>	25	-	-

Cr^{3+}	mg/l	-	5000	-
-----------	------	---	------	---

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TP HCM]

Nhìn chung, nước thải thuộc da phức tạp do đặc tính của nó là tập hợp của nhiều dòng thải có tính chất khác nhau, có thể phản ứng với nhau. Các dòng thải mang tính kiềm là nước thải từ công đoạn hồi tươi, ngâm vôi, khử lông. Nước thải của công đoạn làm xấp, thuộc mang tính axit. Do đó, chúng ta cần phải phân riêng dòng thải trước khi xử lý chung, cụ thể là tách riêng dòng ngâm vôi chứa sunfit và dòng thải thuộc da chứa Crom. Bên cạnh đó, COD của nước thải khá cao, tỷ lệ BOD/COD lớn, có thể áp dụng biện pháp xử lý sinh học. Tuy nhiên, cần tiến hành xử lý hoá lý (keo tụ-tạo bông) nhằm loại SS và các chất độc hại trước khi vào công trình xử lý sinh học.

Quy trình công nghệ xử lý :



Hình 10.3 Sơ đồ quy trình công nghệ xử lý nước thải thuộc da

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải được phân thành 2 dòng:

- Dòng thải chứa Crom: theo hệ thống thoát nước riêng đi qua song chắn rác thô để loại cặn bản, đưa thẳng đến bể tiếp nhận, trộn với FeSO_4 để khử Cr^{6+} thành Cr^{3+} và NaOH để tăng pH tạo môi trường kiềm. Từ đây, nước thải được đưa vào bể lắng nhằm loại kết tủa $\text{Cr}(\text{OH})_3$, phần nước trong được đưa qua bể điều hoà để tiếp tục được xử lý.

- Dòng thải khác: được đưa qua song chắn rác để loại bỏ thịt mỡ, và được đưa trực tiếp đến bể điều hòa. Ở đây, nước thải ngầm vô cơ có hàm lượng sunfit không cao nên có thể nhập chung vào các dòng thải khác để xử lý.

Ở bể điều hòa, tiến hành hoà trộn 2 dòng thải và sục khí nhằm oxy hoá sunfit thành sunphat và điều hoà chất lượng nước thải. Tiếp theo nước thải được đưa vào bể keo tụ tạo bông với chất keo tụ là phèn nhôm để khử SS. Hiệu quả của quá trình này là SS giảm trên 90%, COD giảm 50-65%. Nước thải tự chảy sang bể aerotank. Ở đây, các vi sinh hiếu khí sẽ phân hủy các chất hữu cơ có trong nước thải. Sau thời gian lưu nước ở bể bùn hoạt tính, nước thải được đưa qua bể lắng 2 để tách bùn ra khỏi nước.

Phần bùn từ các bể lắng đợt 1, đợt 2 sẽ được dẫn ra sân phơi bùn. Bùn sau khi phơi được thải bỏ, phần nước tách bùn sẽ quay trở lại bể điều hòa.

10.6.3 Xử lý nước thải chế biến mũ cao su

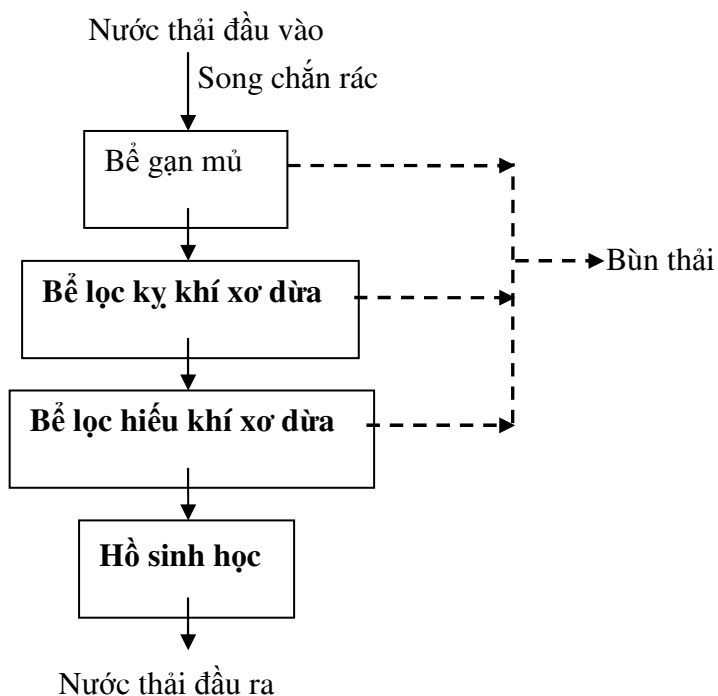
Nước thải chế biến cao su được hình thành chủ yếu từ các công đoạn khuấy trộn, làm đông, gia công cơ học và nước rửa máy móc, bồn chứa. Đặc tính ô nhiễm của nước thải ngành sản xuất mũ cao su được cho trong bảng 10.4.

Bảng 10.4 Thành phần chất ô nhiễm trong nước thải chế biến mũ cao su

STT	Thành phần	Đơn vị	Công đoạn			Cống chung
			Sản xuất mũ cốm		Sản xuất ly tâm	
			Đánh đông	Cán cắt cốm		
1.	pH		4.70-5.49	5.27-5.59	4.50-4.81	5.90-7.50
2.	COD	mg O ₂ /l	4358-13127	1986-5793	3560-28450	3790-13000
3.	BOD ₅	mg O ₂ /l	3859-9780	1529-4880	1890-17500	3200-8960
4.	SS	mg/l	360-5700	249-1070	130-1200	286-1260
5.	N – NH ₃	mg/l	649-890	152-214	123-158	138-320

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TP HCM]

Nước thải chế biến cao su có pH thấp, trong khoảng 4.2 - 5.2 do việc sử dụng axit để làm đông tụ mủ cao su. Các hạt cao su tồn tại trong nước ở dạng huyền phù với nồng độ rất cao. Các hạt huyền phù này là các hạt cao su đã đông tụ nhưng chưa kết lại thành mảng lớn, phát sinh trong giai đoạn đánh đông và cán crep. Nếu lưu nước thải trong một thời gian dài và không có sự xáo trộn dòng thì các huyền phù này sẽ tự nổi lên và kết dính thành từng mảng lớn trên bề mặt nước. Các hạt cao su tồn tại ở dạng nhũ tương và keo phát sinh trong quá trình rửa bồn chứa, rửa các chén ly tâm, nước tách từ mủ ly tâm và cả trong giai đoạn đánh đông. Trong nước thải còn chứa một lượng lớn protein hoà tan, axit formic (dùng trong quá trình đánh đông), và N – NH₃ (dùng trong quá trình kháng đông). Hàm lượng COD trong nước thải là khá cao, có thể lên đến 15000mg/l. Tỷ lệ BOD/COD của nước thải là 0.60-0.88 rất thích hợp cho quá trình xử lý sinh học. Dựa vào thành phần tính chất nước thải nêu trên, công nghệ để xử lý nước thải cao su được đề xuất như sau.



Hình 10.5 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải chế biến mủ cao su

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải từ các công đoạn sản xuất được thu gom bởi hệ thống công chung và đưa về hệ thống xử lý tập trung. Nước thải được đưa vào bể gạn mù để loại bỏ các hạt cao su ở dạng huyền phù. Trong bể gạn mù, nước thải đi qua với vận tốc rất chậm, hạn chế tối đa khả năng xáo trộn và các hạt cao su sẽ tự động nổi lên bề mặt do chênh lệch tỷ trọng so với nước. Theo kết quả nghiên cứu cho thấy, hiệu quả khử COD của bể gạn mù bằng phương pháp đông tụ tự nhiên có thể lên đến 70% sau thời gian lưu nước là 20 giờ, hàm lượng SS giảm hơn 90%. Từ đây, nước thải được đưa về pH thích hợp và dẫn vào bể lọc kỵ khí với lớp vật liệu đệm là xơ dừa nhằm phân hủy các chất hữu cơ phức tạp thành những chất đơn giản hơn và chuyển hoá chúng thành CH_4 , CO_2 , H_2O , H_2S ... Nước thải sau khi qua bể lọc kỵ khí xơ dừa có COD dao động từ 500-1200mg/l sẽ tự chảy qua bể lọc hiếu khí. Bể lọc sinh học hiếu khí vừa có nhiệm vụ khử tiếp phần COD còn lại, vừa làm giảm mùi hôi có trong nước thải. Hiệu quả của quá trình này khá cao và khá ổn định, từ 60-80%. Tuy nhiên, nước thải đầu ra phải tiếp tục được xử lý qua hồ sinh học để tiến hành khử phần COD và NH_3 còn lại trong nước thải để đảm bảo tiêu chuẩn xả thải.

10.6.4 Xử lý nước thải sản xuất thuốc trừ sâu

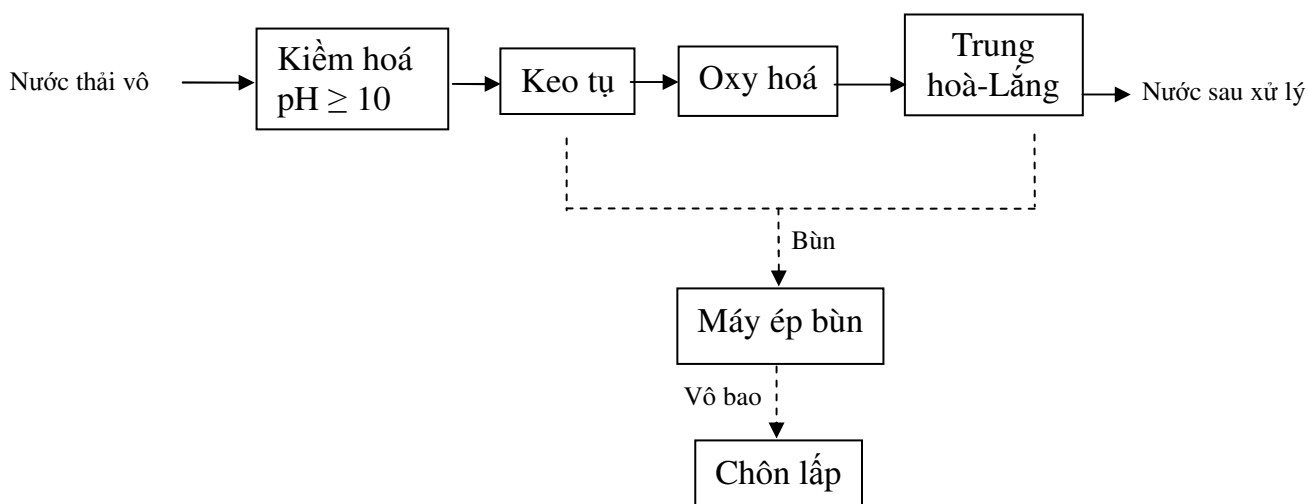
Các chỉ tiêu ô nhiễm của nước thải sản xuất thuốc trừ sâu được cho trong bảng sau.

Bảng 10.5 Thành phần chỉ tiêu ô nhiễm trong nước thải sản xuất thuốc trừ sâu

STT	Thành phần	Đơn vị	Kết quả
1.	pH		6.95
2.	COD	mg O_2 /l	4860
3.	BOD ₅	mg O_2 /l	1375
4.	SS	mg/l	6162
5.	N _{tổng}	mg/l	51.41
6.	P _{tổng}	mg/l	1.57

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TPHCM]

Nước thải sản xuất thuốc trừ sâu có hàm lượng COD khá cao, tỷ lệ BOD₅/COD khoảng 0.3, không thích hợp cho quá trình xử lý sinh học. Các chất hữu cơ trong nước thải sản xuất thuốc trừ sâu hầu hết là những chất khó phân hủy sinh học và độc đối với vi sinh. Tuy nhiên, đa số các thuốc trừ sâu sẽ bị phân hủy trong môi trường kiềm. Do đó, để xử lý loại nước thải này, phải sử dụng kết hợp các biện pháp hoá lý và hoá học.



Hình 10.6 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải sản xuất thuốc trừ sâu

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải sau khi được thu gom bằng hệ thống ống dẫn được đưa vào bể kiểm hoá, với pH > 10 nhằm phân hủy các liên kết với halogen, chuyển hoá chúng thành những hợp chất ít độc hơn. Tiếp theo, nước thải được đưa vào bể keo tụ nhằm tách SS và một phần chất hữu cơ trong nước thải. Chất keo tụ và hoá chất hiệu chỉnh pH được khuấy trộn đều trong bể keo tụ nhằm tạo điều kiện cho quá trình tạo bông diễn ra và nâng cao hiệu quả quá trình keo tụ. Sau đó, nước thải được tiếp tục oxy hoá bằng hệ chất Fenton... nhằm phân hủy phần chất hữu cơ còn lại trong nước thải. Trong bể oxy hoá cũng cần đảm bảo điều kiện khuấy trộn đều nhằm bảo đảm hiệu quả phản ứng.

Nước thải sau quá trình oxy hoá được trung hoà để đưa pH về trung tính và kết tủa sắt dư. Bùn từ bể keo tụ và bể lắng chứa nhiều chất hữu cơ độc hại được đưa vào máy ép bùn nhằm khử một phần nước, giảm khối tích bùn và đưa đi chôn lấp hoặc xử lý triệt để bằng cách đốt.

10.6.5 Xử lý nước thải chế biến hạt điều

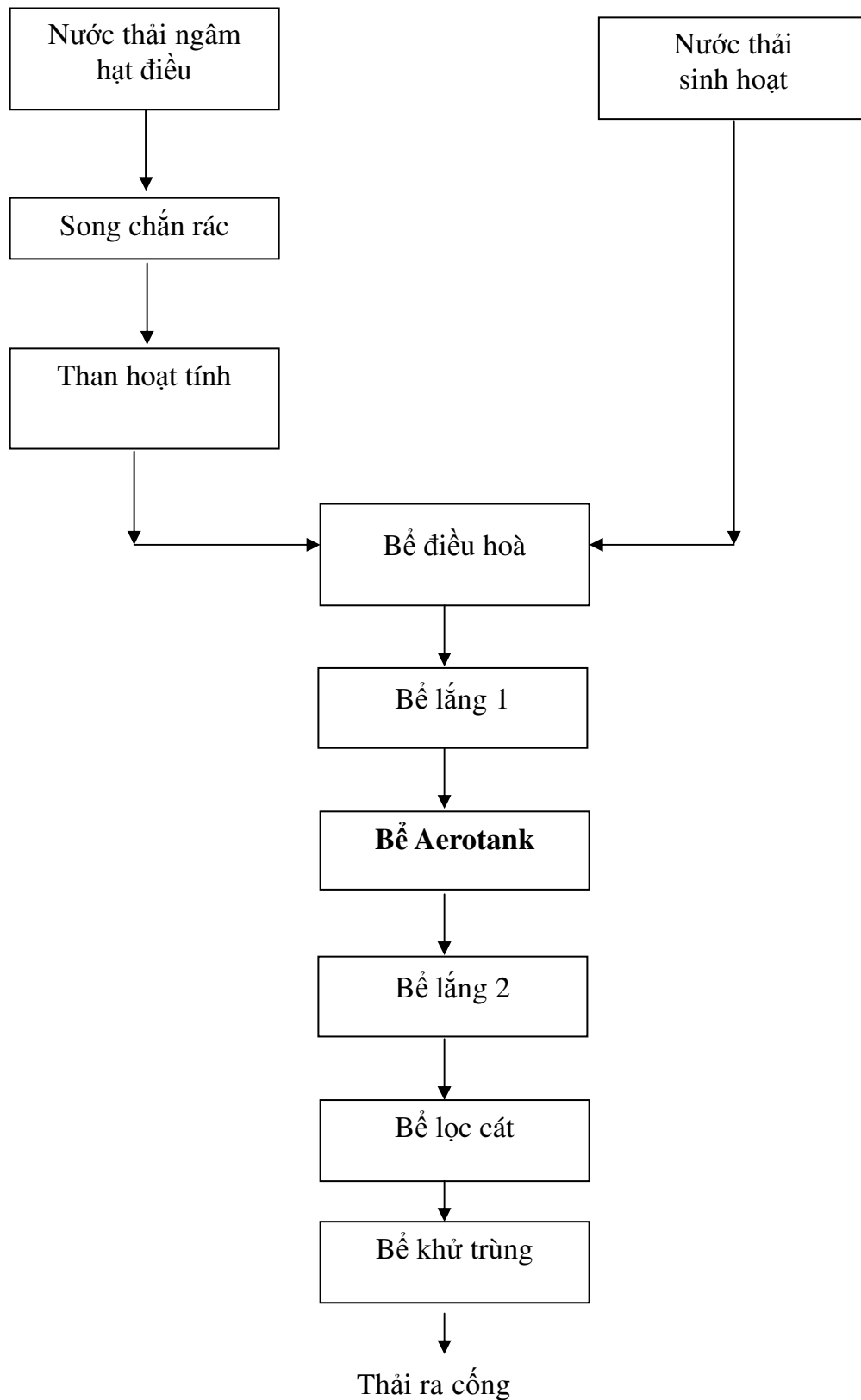
Nước thải sản xuất chủ yếu để ngâm ủ hạt điều, lượng nước này một phần thấm vào trong vỏ hạt điều, các tải lượng ô nhiễm các chỉ tiêu như COD, BOD, SS không cao, riêng chỉ tiêu Phenol cao nên trước thải vào hệ thống xử lý chung sẽ được xử lý bằng than hoạt tính, sau đó được thải vào bể điều hòa cùng với nước thải sinh hoạt để xử lý sinh học. Lượng nước thải $78\text{m}^3 + 20\text{m}^3 = 98\text{m}^3/\text{ngày}$.

Thông số đầu vào sau khi nhập chung các dòng thải:

- Q = $98\text{m}^3/\text{ngày}$.
- pH = 5.94.
- COD = 639 mg/l.
- BOD = 278 mg/l.
- TSS = 218 mg/l.

Thông số cơ bản đầu ra đạt TCVN 5945 – 1995 cột B như sau:

- pH = 5.5 - 9
- COD = 100 mg/l
- BOD5 = 50 mg/l.
- TSS = 100 mg/l.
- Dầu mỡ động vật = 10 mg/l.
- Phenol = 0,05 mg/l.



Hình 10.7 Sơ đồ quy trình công nghệ hệ thống xử lý nước thải

Thuyết minh quy trình công nghệ:

Nước thải ngậm hạt điều được đưa qua song chắn rác, tại đây có bố trí lưới chắn rác để tách các rác thô tránh làm tắc nghẽn bơm, đường ống và ảnh hưởng đến các quá trình xử lý phía sau.

Sau đó nước thải được đưa bể lọc than hoạt tính để loại bỏ một phần Phenol và được cho vào bể điều hòa, đồng thời nước thải sinh hoạt từ bể tự hoại cũng đưa vào bể điều hòa.

Bể điều hòa điều tiết lưu lượng, nhằm tạo sự ổn định và theo đó làm tăng hiệu quả xử lý của bể sinh học. Bể điều hòa được kết hợp sục khí nhằm bổ sung sơ bộ lượng oxy hòa tan, tránh sự lên men yếm khí gây mùi hôi thối.

Từ bể điều hòa, nước thải được đưa sang bể lắng 1 để loại bỏ một phần bùn và cặn lơ lửng trước khi đưa vào bể sinh học hiếu khí sục khí. Không khí được cấp vào bằng máy thổi khí và hệ thống đĩa phân phối khí bố trí ở đáy bể. Tại đây, các chủng vi sinh vật hô hấp hiếu khí sử dụng các chất hữu cơ và vô cơ có khả năng phân hủy sinh học để tổng hợp sinh khối. Hàm lượng các chất ô nhiễm trong nước giảm mạnh do việc hình thành tế bào vi sinh và các chất vô cơ không độc hại. Quá trình oxy hóa cho phép giảm hàm lượng N, P trong nước thải rất tốt, do vậy nước thải khi thải ra nguồn tiếp nhận sẽ không gây ô nhiễm thứ cấp hay gây hiện tượng phú dưỡng.

Sau khi oxy hóa tại bể sinh học hiếu khí, nồng độ các chất giảm đến giới hạn cho phép, hỗn hợp bùn hoạt tính và nước được tách khỏi nhau tại bể lắng 2. Bùn hoạt tính có khả năng lắng rất tốt mà không cần sử dụng các tác nhân trợ lắng hoặc đòi hỏi chế độ thủy động khắc khe do có các nha bào có khả năng liên kết bùn cặn thành các hạt keo có kích thước và trọng lượng tối ưu cho quá trình lắng.

Phần nước trong sau bể lắng thứ cấp cho qua bể lọc cát để loại bỏ một phần cặn lơ lửng và cho vào bể khử trùng tiếp xúc với Chlorine, nhằm loại bỏ các chủng vi sinh gây dịch bệnh làm ô nhiễm vi sinh cho nguồn tiếp nhận. Nước thải sau khi xử lý đạt cấp độ B theo TCVN 5945:1995 sẽ thải vào hệ thống công thoát nước đô thị.

Phần bùn lắng thu được sau quá trình lắng thứ cấp phần lớn được tuần hoàn trở lại bể sục khí nhằm duy trì mật độ vi sinh trong bể sinh học. Phần bùn dư được xử lý bằng cách hộp đồng với đơn vị thu gom chất thải nguy hại rút bùn đáy 2 lần/năm.

10.7 CÔNG NGHỆ XỬ LÝ NƯỚC THẢI KHU CÔNG NGHIỆP

Một số mô hình công nghệ xử lý nước thải tại các KCN, đặc biệt là ở một số khu công nghiệp lớn ở khu vực miền Đông Nam bộ có các đặc điểm :

+ Đa số các quy trình sử dụng biện pháp xử lý nhiều cấp, cấp đầu tiên thường là quá trình xử lý hoá lý (keo tụ, tạo bông), hoặc quá trình xử lý sinh học kỵ khí; cấp cuối cùng là xử lý sinh học hiếu khí bùn hoạt tính làm thoáng kéo dài (mương oxy hóa) hoặc sử dụng biện pháp xử lý hiếu khí bùn hoạt tính làm việc theo mẻ (hệ thống bể SBR, hệ thống Unitank) có kết hợp lọc nước thải đầu ra hoặc sử dụng hồ sinh học ổn định.

+ Khi kết hợp hệ thống xử lý hóa lý và hệ thống xử lý sinh học để xử lý nước thải khu công nghiệp sẽ tránh được những sự cố khi vận hành như chết bùn, xử lý không đạt hiệu quả vì hệ thống xử lý hóa lý sẽ loại bỏ các chất độc hại, nhất là kim loại nặng, đảm bảo điều kiện làm việc an toàn cho xử lý sinh học, hoặc xử lý nối tiếp với hệ thống sinh học trong trường hợp nước thải đầu ra của hệ thống sinh học không đạt tiêu chuẩn. Còn hệ thống sinh học kế tiếp xử lý hóa lý giúp giảm chi phí xử lý vì hệ thống hóa lý không cần phải xử lý đạt đến tiêu chuẩn thải, đỡ tiêu tốn hóa chất.

+ Quá trình xử lý nhiều cấp thường được áp dụng cho các KCN có thành phần nước thải tương đối phức tạp, có sự dao động về tính chất nước thải, nước thải có các thành phần độc hại, khó xử lý triệt để bằng quá trình sinh học bùn hoạt tính hoặc có ảnh hưởng tiêu cực tới hiệu quả xử lý của quá trình này.

10.7.1 Khu công nghiệp Biên Hòa 2

Tính chất dòng thải này tương đối đơn giản, thành phần chủ yếu của nước thải trong khu công nghiệp bao gồm các chất vô cơ từ các nhà máy sản xuất thép, giấy dếp, bản mạch điện tử ... và các chất hữu cơ từ các nhà máy sản xuất đồ hộp, thực

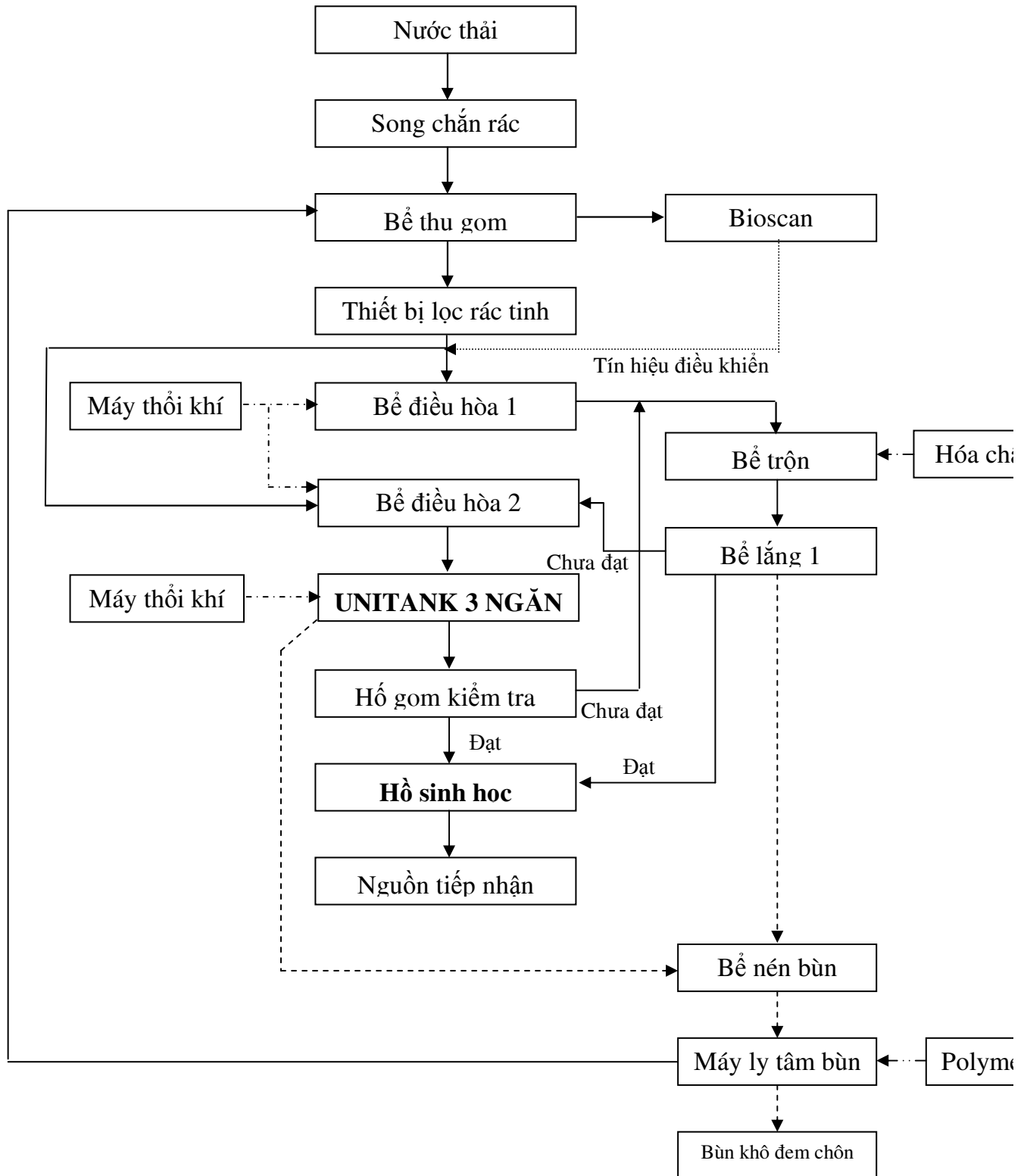
phẩm... Nồng độ nước thải tối đa thải vào trạm xử lý tập trung được cho trong bảng sau.

Bảng 10.6 Thành phần, chỉ tiêu ô nhiễm của nước thải khi thải vào trạm xử lý tập trung của KCN Bin Hòa 2

STT	Thông số	Đơn vị	Giá trị tối đa
1	Nhiệt độ	°C	45
2	pH	-	5-9
3	BOD ₅ (20°C)	mg/l	500
4	COD	mg/l	800
5	Chất rắn lơ lửng-SS	mg/l	300
6	Asenic (As)	mg/l	0,05
7	Cadmium (Cd)	mg/l	0,01
8	Chì (Pb)	mg/l	0,1
9	Clo dư	mg/l	5
10	Chromium (VI) (Cr VI)	mg/l	0,05
11	Chromium (III) (Cr III)	mg/l	0,2
12	Dầu mỡ khoáng	mg/l	3
13	Dầu động thực vật	mg/l	15
14	Đồng (Cu)	mg/l	0,2
15	Kẽm (Zn)	mg/l	1
16	Manganese (Mn)	mg/l	0,2
17	Nickel (Ni)	mg/l	0,2
18	Phospho hữu cơ	mg/l	0,2
19	Phospho tổng số	mg/l	4
20	Sắt (Fe)	mg/l	1
21	Tetraclôetylen	mg/l	0,02
22	Thiếc (Sn)	mg/l	0,2

23	Thủy ngân (Hg)	mg/l	0,005
24	Tổng Nito	mg/l	30
25	Tricloetylen	mg/l	0,05
26	Amonia (NH ₃)	mg/l	20
27	Fluoride (F)	mg/l	1
28	Sulfide	mg/l	0,2
29	Cianid (CN ⁻)	mg/l	0,05
30	Tổng hoạt độ phóng xạ α	Ba/l	0,1
31	Tổng hoạt độ phóng xạ β	Ba/l	1
32	Coliform	MPN/100 ml	5000

Công nghệ xử lý :



Hình 10.8 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải KCN Biên Hòa 2

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải từ hệ thống mương dẫn được tập trung vào hố gom nước thải sau khi qua song chắn rác thô. Nước khi vào đến hố gom đã được loại bỏ phần lớn rác có đường kính tương đối lớn, nhưng trong nước thải vẫn còn các chất nổi chủ yếu là dầu mỡ từ khâu rửa máy móc nhà xưởng của các nhà máy. Lượng chất nổi này sẽ được tích lũy lại cho đến khi tạo thành lớp váng nổi tương đối dày và được công nhân vớt thủ công ra khỏi bể, đưa vào hố gom dầu mỡ. Công trình xử lý tiếp theo có thể là hệ thống sinh học Unitank hoặc hệ thống xử lý hóa lý hoặc kết hợp cả hai hệ thống nếu cần thiết.

Ngay tại hố gom nước thải sẽ đặt một đầu kiểm tra của máy Bioscan Biomaster để kiểm tra độc tính của nước. Nước thải có nồng độ độc tính vượt mức cho phép hoặc độ pH không đạt sẽ được đưa vào bể báo động. Bể báo động có chức năng như là một bể trung gian chứa nước thải trước khi được định lượng cho vào bể keo tụ tạo bông.

Nước từ bể báo động được đưa qua bể đông tụ, ở đây nước thải được hoà trộn hóa chất keo tụ tạo bông và điều chỉnh pH thích hợp; tiến hành khuấy trộn nhằm phân bố đều lượng hóa chất vừa được thêm vào để tăng hiệu quả xử lý của bể lắng phía sau. Nước từ bể keo tụ tạo bông được đưa vào bể lắng, tại đây nước sẽ được lắng tĩnh và các chất bẩn được tách dần qua hố gom bùn và máng thu chất nổi. Phần chất nổi thu từ bể lắng sẽ theo ống dẫn tự động chảy vào bồn thu gom chất thải rắn. Lượng bùn thu được từ bể này sẽ được xả bằng áp lực thủy tĩnh sang bể nén bùn. Nước thải sau khi được xử lý hoá lý sẽ quay trở lại bể điều hòa và được lưu giữ tại đây trước khi cho vào bể chính UNITANK.

Trong trường hợp hệ thống tự động kiểm tra cho thấy nước thải không có chứa độc tố ảnh hưởng đến xử lý sinh học thì nước thải sẽ được bơm trực tiếp từ bể gom vào bể điều hòa và từ đó được dẫn vào bể sinh học.

Nước từ bể điều hòa được bơm vào bể sinh học với lưu lượng cố định. Chế độ hoạt động của 3 bể sinh học hoạt động theo theo một chu kỳ gồm 21 pha: 20 pha đầu vừa

làm chức năng lắng bùn và sục khí, pha thứ 21 được gọi là pha rửa. Nước trong được tách ra từ bể B05 qua các máng tràn răng cưa theo ống dẫn ra hố gom nước thải sau xử lý. Bùn dư từ bể sinh học và bùn keo tụ được dẫn về bể nén bùn, sau đó cho qua máy ly tâm làm khô bùn và được vận chuyển đi chôn lấp.

Hệ thống có nhiều ưu điểm như: quá trình xử lý đơn giản và ổn định, không cần bể lắng I và II, không cần hệ thống tuần hoàn bùn; giảm diện tích đất xây dựng và chi phí đầu tư, quá trình xử lý ít bị ảnh hưởng bởi tải lượng ô nhiễm đầu vào.

Nước thải đầu ra trước khi xả ra nguồn tiếp nhận được cho qua hồ hoàn thiện.

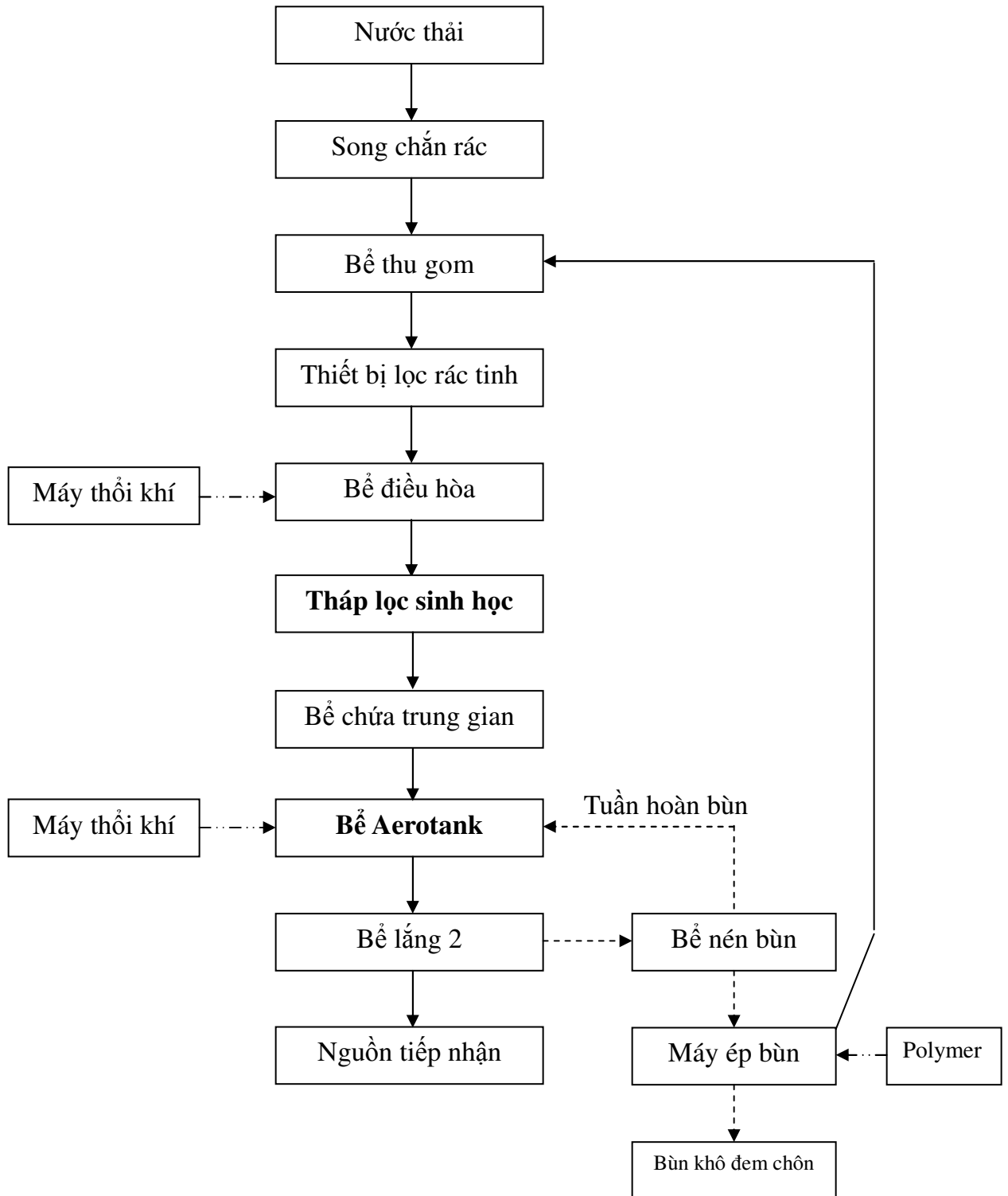
Nhận xét:

Cong nghệ kết hợp xử lý hóa lý và sinh học, phù hợp với tính chất nước thải vào, yêu cầu mức độ xử lý và điều kiện mặt bằng. Hệ thống hiện đại, được tự động hóa bằng PLC. Tuy nhiên, máy li tâm bùn tốn nhiều năng lượng.

10.7.2 Khu công nghiệp Việt Nam - Singapore

Nhà máy xử lý nước thải khu công nghiệp Việt Nam – Singapore được thiết kế với công suất 6000 m³/ngày.

Công nghệ xử lý:



Hình 10.9 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải KCN Việt Nam - Singapore

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải từ các nhà máy trong khu công nghiệp được thu gom về bể thu nước thải sau khi qua song chắn rác nhằm tách bỏ rác thô, có kích thước lớn. Nước thải từ bể gom được bơm lên sàng rác nhỏ dạng trống quay, sau đó đưa vào bể phân phối. Nước thải từ bể phân phối được đưa vào bể điều hòa nhằm điều hòa về nồng độ và lưu lượng trước khi qua các công trình xử lý sinh học tiếp theo.

Từ bể điều hòa, nước thải được dẫn qua bể chứa và từ đây được bơm lên tháp lọc sinh học. Tháp lọc sinh học sử dụng vật liệu đệm là những tấm plastic xếp song song làm giá thể cho vi sinh vật dính bám phát triển. Tháp lọc sinh học đóng vai trò xử lý sinh học bậc 1 do vi sinh vật dạng dính bám tồn tại đồng thời các chủng hiếu khí, tùy nghi và cả kỵ khí, có khả năng xử lý ổn định, chịu được sự thay đổi về tải lượng ô nhiễm đầu vào.

Nước thải sau khi qua tháp lọc sinh học có nồng độ BOD₅ khoảng 120 mg/l được đưa vào bể hoàn lưu. Một phần nhỏ nước thải được tuần hoàn trở lại bể bơm lọc sinh học nhằm duy trì nồng độ vi sinh vật trong tháp lọc sinh học. Từ bể hoàn lưu nước thải được bơm vào bể Aerotank (xử lý sinh học bậc 2) để xử lý tiếp tục. Nước thải sau khi qua aerotank được đưa vào bể lắng 2. Nước thải ra khỏi bể lắng được thải ra ngoài theo hệ thống cống chung.

Bùn hoạt tính lắng ở bể lắng 2 một phần được tuần hoàn trở về bể aerotank nhằm đảm bảo nồng độ bùn hoạt tính trong bể aerotank, còn lại được đưa vào bể nén bùn. Bùn sau khi được xử lý tại bể nén bùn được ép khô bằng máy ép bùn và được đưa đi chôn lấp.

Nhận xét:

Nhà máy xử lý nước thải khu công nghiệp Việt Nam – Singapore áp dụng công nghệ sinh học kết hợp giữa lọc sinh học (xử lý bậc 1) và bùn hoạt tính (xử lý bậc 2). Vi khuẩn trong màng vi sinh bám dính hoạt động hiệu quả hơn vi khuẩn trong môi trường thể tích. Công nghệ xử lý kết hợp tháp lọc sinh học xử lý bậc 1 và aerotank xử lý bậc 2 có ưu điểm: hiệu quả xử lý cao (loại bỏ 96% BOD) và ổn định do lọc

sinh học có tính đệm, có khả năng chịu thay đổi về tải trọng ô nhiễm và có khả năng xử lý chất hữu cơ khó phân hủy sinh học. Ưu điểm này thích hợp để xử lý nước thải tập trung của khu công nghiệp.

Tuy nhiên, tháp sinh học có thể sinh ra mùi do quá trình yếm khí.

10.7.3 Khu chế xuất Linh Trung 1

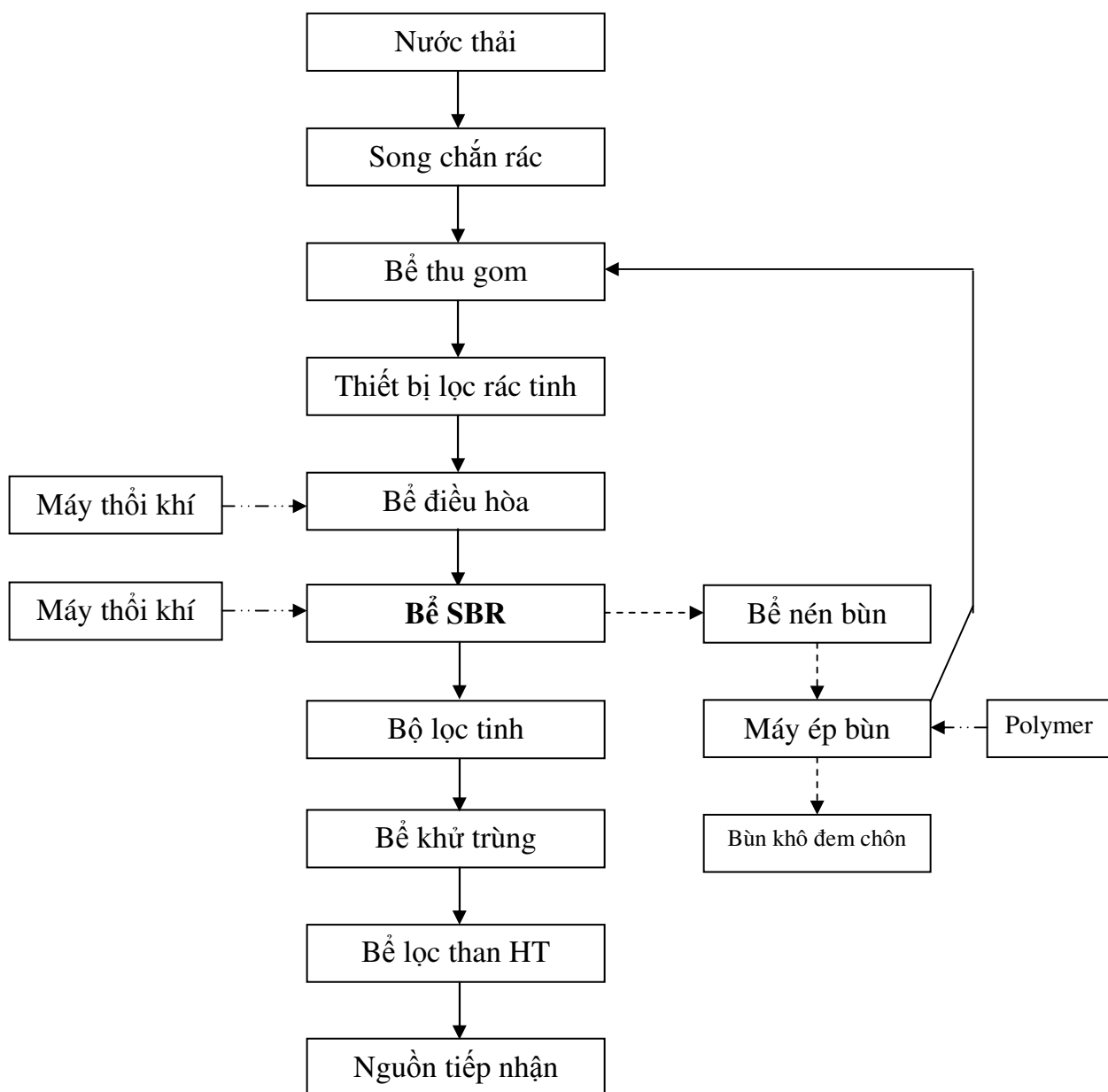
Nước thải từ các nhà máy trong khu chế xuất Linh Trung 1 được đưa vào hệ thống xử lý tập trung sau khi được xử lý sơ bộ theo các chỉ tiêu sau.

Bảng 10.7 Chỉ tiêu ô nhiễm quy định của KCX Linh Trung 1

STT	Thông số	Đơn vị	Giá trị giới hạn	
			Dòng vào	Dòng ra
1	t ⁰	°C	45	40
2	pH		5 – 6	6 – 9
3	BOD (20 ⁰)	mg/l	130	20
4	COD	mg/l	250	50
5	SS	mg/l	170	50
6	Asen	mg/l	0.05	0.05
7	Cadmium	mg/l	0.01	0.01
8	Chì	mg/l	0.1	0.1
9	Clorine dư	mg/l	5	1
10	Chromium (VI)	mg/l	0.05	0.05
11	Chromium (III)	mg/l	0.2	0.2
12	Mỡ và dầu	mg/l	1	0
13	Dầu mỡ động thực vật	mg/l	30	5
14	Copper	mg/l	0.2	0.2
15	Zn	mg/l	1	1
16	Mg	mg/l	0.2	0.2
17	Ni	mg/l	0.2	0.2

18	P hữu cơ	mg/l	0.2	0.2
19	P tổng	mg/l	4	4
20	Sắt	mg/l	1	1
21	Tetra chloethylene	mg/l	0.02	0.02
22	Thiếc	mg/l	0.2	0.2
23	Hg	mg/l	0.005	0.005
24	N tổng	mg/l	30	30
25	Trichlorethylene	mg/l	0.05	0.05
26	Ammonia	mg/l	0.1	0.1
27	Flororide	mg/l	1	1
28	Phenol	mg/l	0.001	0.001
29	Sulfide	mg/l	0.2	0.2
30	Cyanide	mg/l	0.05	0.05
31	Coliform	mg/l	10000	5000
32	Hoạt tính	mg/l	0.1	0.1
33	Hoạt tính	mg/l	1	1

Công nghệ xử lý :



Hình 10.10 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải KCX Linh Trung 1

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải của các nhà máy trong khu chế xuất Linh Trung được đưa về hồ thu gom, tại đây nó sẽ được bơm qua song chắn rác vào bể điều hoà. Bể điều hoà có nhiệm vụ ổn định lưu lượng và nồng độ nước thải, tạo nên chế độ làm việc ổn định cho các

công trình xử lý phía sau, tránh hiện tượng quá tải. Bể điều hoà được lắp đặt hệ thống sục khí để khuấy trộn và giảm một phần BOD.

Nước sau khi trung hòa được bơm luân phiên vào bể SBR. Bể SBR là khâu quan trọng nhất của nhà máy, được điều chỉnh tự động bằng chương trình trong tủ PLC.

Quy trình xử lý của bể SBR (Sequency Batch Reactor) gồm 5 giai đoạn:

- Giai đoạn 1: Bơm nước vào bể
- Giai đoạn 2: Khuấy trộn
- Giai đoạn 3: Sục khí
- Giai đoạn 4: Lắng
- Giai đoạn 5: Xả nước

Sau khi xử lý sinh học, nước thải được đưa vào bể chứa và bơm lên hai bộ lọc tinh. Tại đây phần lớn các tạp chất lơ lửng, keo và vi khuẩn bị loại. Trên bề mặt lọc có thanh gạt, để tránh trường hợp tắc nghẽn trên các thành lỗ rỗng. Bùn cặn từ bể lọc tinh được đưa trở lại bể điều hoà. Nước thải sau khi xử lý được đưa qua bể tiếp xúc để khử trùng bằng chlorine và được đưa ra ngoài theo hệ thống cống rãnh của khu chế xuất.

Độ ẩm của bùn dư từ bể SBR có độ ẩm cao từ 98% – 99.5%. Do đó bùn cần được nén lại ở bể nén bùn trọng lực để giảm độ ẩm xuống còn khoảng 95 – 96%. Nước tách bùn được đưa ngược trở lại bể điều hoà.

Máy làm khô cặn bằng lọc ép băng tải được sử dụng nhằm đưa độ ẩm của bùn về 15-25%. Sau khi được ép, bùn khô được xe chở bùn đưa đi thải bỏ. Nếu nước thải đầu ra chưa đạt yêu cầu thì được đưa trở lại xử lý qua bể than hoạt tính. Bể lọc than hoạt tính có phạm vi hấp phụ rất mạnh, phần lớn các hợp chất hữu cơ hoà tan được giữ lại trên bề mặt, các phân tử phân cực nhẹ thường là các chất tạo ra mùi, vị của nước và các phân tử có trọng lượng tương đối lớn được giữ lại trên bề mặt lớp than hoạt tính.

Nhận xét:

Công nghệ phù hợp với đặc điểm nước thải là có thể xử lý bằng vi sinh.

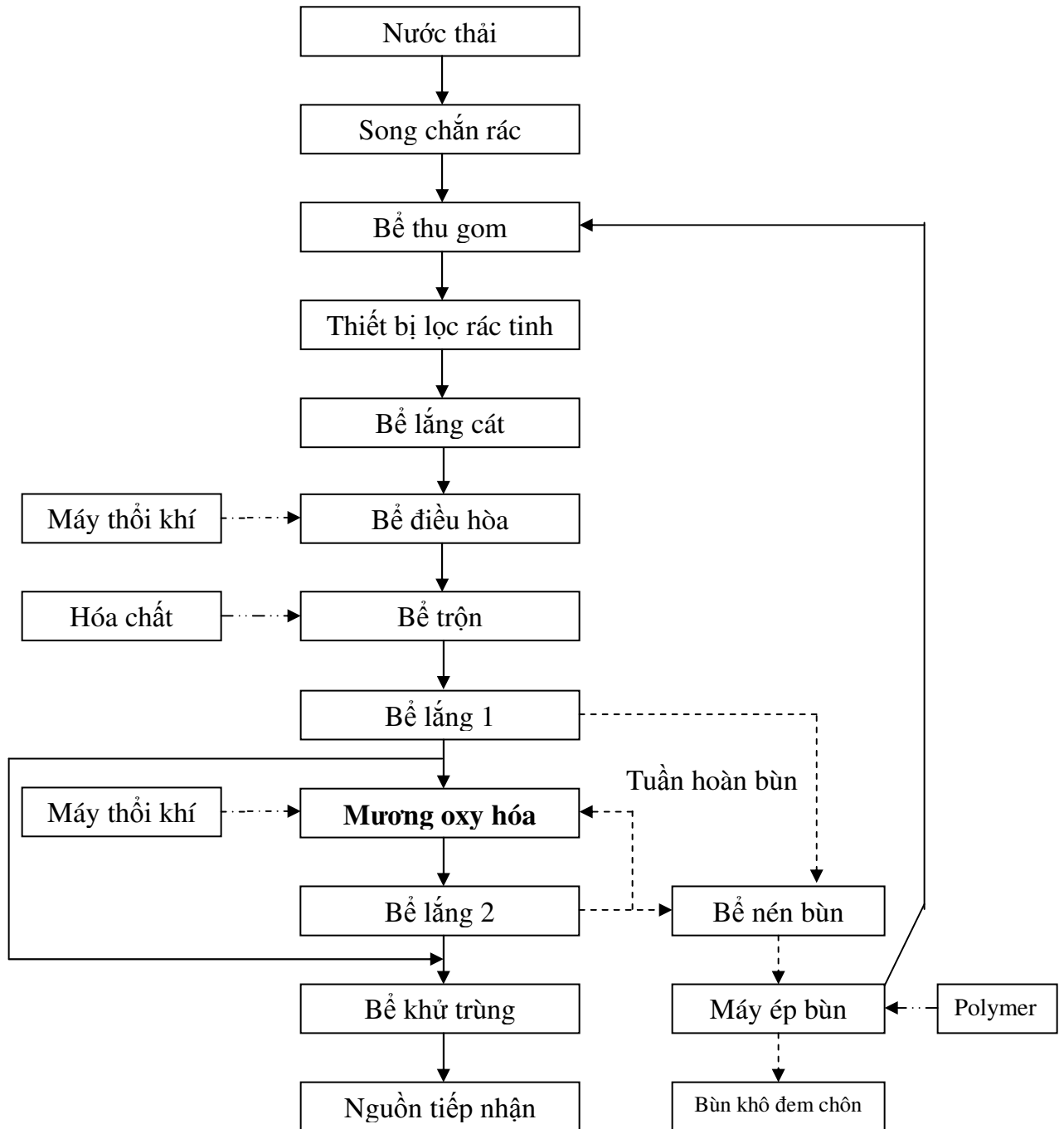
Những ưu điểm chính của công nghệ xử lý này là: Công nghệ SBR kết hợp bể sục khí và bể lắng trong cùng một bể, không cần hoàn lưu bùn, quá trình xử lý đơn giản, không cần bể lắng I và II, không cần hệ thống tuần hoàn bùn, vận hành tự động, giảm diện tích đất xây dựng và chi phí đầu tư, quá trình xử lý ổn định: khi sinh khối thích nghi với một khoảng rộng nồng độ chất nền và DO thì quá trình xử lý không bị ảnh hưởng bởi tải lượng BOD, có khả năng xử lý đạt tiêu chuẩn cao, một bể SBR xử lý nước thải đô thị điển hình có thể xử lý với đầu ra như sau: $BOD \leq 15\text{mg/l}$, $TSS \leq 20\text{mg/l}$, $NH_3-N \leq 2\text{mg/l}$, Nitơ tổng $\leq 10\text{mg/l}$. Khi vận hành đúng các qui trình hiếu khí, thiếu khí và yếm khí thì hệ thống SBR có khả năng khử được các hợp chất chứa Nitơ, Phốt pho. Bùn lọc tinh và than hoạt tính cho phép loại bỏ gần hết COD và SS còn lại sau quá trình bùn hoạt tính.

Tuy nhiên, SBR hoạt động từng mẻ nên đòi hỏi bể điều hòa lớn và chi phí vận hành cho bồn than hoạt tính khá lớn.

10.7.4 Khu chế xuất Tân Thuận

Trạm xử lý nước thải khu chế xuất Tân Thuận được thiết kế liên hợp gồm có 2 hệ thống xử lý là hệ thống xử lý sinh học và hệ thống xử lý hóa học. Hai hệ thống xử lý này có thể vận hành kết hợp hay tách ra vận hành riêng biệt. Công suất thiết kế của nhà máy là $10.000 \text{ m}^3/\text{ngày}$.

Công nghệ xử lý:



Hình 10.11 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải KCX Tân Thuận

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải từ các nhà máy được thu gom về bể tiếp nhận và được bơm lên mương dẫn có đặt song chắn rác thô (10mm) và song chắn rác tinh (0,5mm). Sau đó nước thải đi vào bể lắng cát thổi khí nhằm loại cát ra khỏi nước thải. Từ đây, nước thải được đưa vào bể điều hòa nhằm điều hòa lưu lượng và nồng độ chất ô nhiễm bằng biện pháp sục khí.

Nước thải sau khi qua giai đoạn xử lý cơ học được đưa tiếp qua hệ thống xử lý hóa lý, hoặc xử lý sinh học, hoặc xử lý kết hợp hóa lý – sinh học hoặc sinh học – hóa lý tùy thuộc và lưu lượng và tính chất nước thải trong quá trình vận hành.

Hệ thống xử lý hóa lý bao gồm các công trình đơn vị: bể khuấy trộn, bể phản ứng và bể lắng hóa lý. Nước thải từ bể lắng cát được đưa vào bể khuấy trộn. Tại đây nước thải được bổ sung chất keo tụ PAC và được điều chỉnh pH thích hợp cho quá trình keo tụ xảy ra và được khuấy trộn mạnh nhằm trộn đều nước thải và hóa chất. Sau đó, nước thải được dẫn qua bể phản ứng vách ngăn và được bổ sung polymer nhằm tăng cường khả năng hình thành các bông cặn kết tủa và tăng khả năng keo tụ. Nước thải sau khi đi qua bể phản ứng được đưa vào bể lắng nhằm tách bông cặn ra khỏi nước thải. Nước sau lắng được đưa vào bể thu nước trước khi được đưa vào bể khử trùng và thải ra nguồn tiếp nhận. Bùn được đưa vào hệ thống xử lý bùn.

Hệ thống xử lý sinh học bao gồm các công trình đơn vị là mương oxy hóa và bể lắng 2. Nước thải từ bể điều hòa được dẫn vào mương oxy hóa sử dụng bùn hoạt tính hiếu khí để xử lý chất ô nhiễm hữu cơ làm sạch nước thải. Trong mương oxy hóa được lắp đặt máy sục khí kiểu phun (jet ejector) nhằm tăng cường sự hòa trộn giữa nước thải và bùn hoạt tính, đồng thời định hướng dòng chảy theo mương dẫn. Nước thải sau khi qua mương oxy hóa được đưa vào 2 bể lắng 2 làm việc song song. Nước thải ra khỏi bể lắng được đưa vào bể gom trước khi qua bể tiếp xúc khử trùng và ra nguồn tiếp nhận. Bùn hoạt tính lắng ở bể lắng 2 một phần được tuần hoàn trở lại mương oxy hóa, còn lại được đưa về hệ thống xử lý bùn.

Hệ thống xử lý bùn bao gồm các công trình đơn vị: bể nén bùn và máy ép bùn. Bùn lắng từ bể lắng hóa lý và bể lắng 2 được đưa vào bể nén bùn. Tại đây bùn được cô đặc và được đưa lên máy ép bùn đóng bánh và vận chuyển đi chôn lấp. Phần nước tách bùn được đưa trở lại bể điều hòa.

Hai hệ thống xử lý hóa lý và xử lý sinh học có thể làm việc riêng biệt hay kết hợp làm việc nối tiếp. Trong trường hợp nước thải có hàm lượng độc tố kim loại nặng cao xử lý hóa lý được dùng trước để loại bỏ kim loại nặng trước khi cho qua xử lý sinh học để xử lý chất hữu cơ trong nước thải. Trong trường hợp nước thải đầu ra của xử lý sinh học không đạt yêu cầu thì xử lý hóa lý được sử dụng nối tiếp nhằm xử lý đạt tiêu chuẩn thải yêu cầu.

Nhận xét:

Công nghệ xử lý kết hợp giữa xử lý hóa lý và xử lý sinh học thích hợp cho việc xử lý nước thải tập trung của khu công nghiệp hay khu chế xuất vì nước thải tập trung có tính chất và thành phần phức tạp. Khi kết hợp giữa xử lý hóa lý và xử lý sinh học sẽ đảm bảo hiệu quả xử lý.

10.7.5 Khu công nghiệp Tân Tạo

Nước thải từ các nhà máy trong khu công nghiệp Tân Tạo trước khi đưa vào hệ thống xử lý tập trung có các chỉ tiêu sau.

Bảng 10.8 Thông số mẫu đầu vào KCN Tân Tạo

ST T	Thông số	Đơn vị	Mẫu phn tích	TCVN 5945 -1995 loại C
1	Nhiệt độ			45
2	pH		8.35	5 -9
3	BOD ₅ 20 ⁰ C	mg/l	92	100
4	COD	mg/l	141	400
5	Chất lơ lửng	mg/l	175	200
6	As	mg/l	0.01	0.5

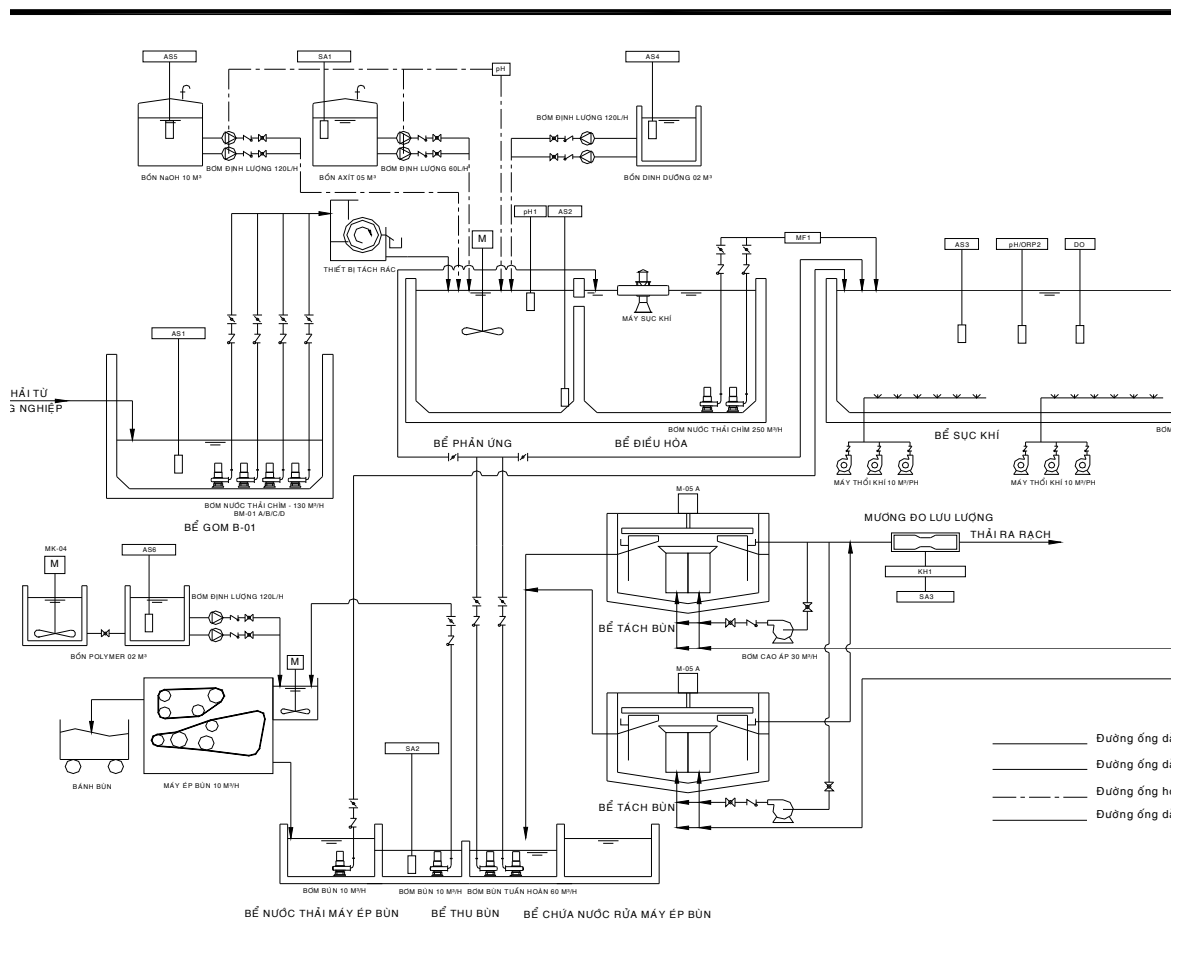
ST T	Thông số	Đơn vị	Mẫu phn tích	TCVN 5945 -1995 loại C
7	Cd	mg/l	0	0.5
8	Pb	mg/l	0.01	1
9	Cl dư	mg/l	0	2
10	Cr ⁶⁺	mg/l	0.42	0.5
11	Cr ³⁺	mg/l	-	2
12	Dầu mỡ không	mg/l	0.5	5
13	Dầu động thực vật	mg/l	0.2	30
14	Cu	mg/l	0.12	5
15	Zn	mg/l	0.01	5
16	Mn	mg/l	0	5
17	Ni	mg/l	0	2
18	P hữu cơ	mg/l	0.17	1
19	P tổng	mg/l	0.74	8
20	Fe	mg/l	0.15	10
21	Tetraclôetylen	mg/l	0.04	0.1
22	Sn	mg/l	0.05	5
23	Hg	mg/l	0	0.1
24	N tổng	mg/l	18.92	60
25	Tricloetylen	mg/l	0.12	0.3
26	NH ₃ (tính theo N)	mg/l	1.25	10
27	F ⁻	mg/l	0.26	5
28	Phenol	mg/l	0.68	1
29	Sunfua	mg/l	0.87	1
30	CN ⁻	mg/l	0.02	0.1
31	Tổng hoạt động phóng	mg/l	-	-

ST T	Thông số	Đơn vị	Mẫu ph tích	TCVN 5945 -1995 loại C
	xạ α			
32	Tổng hoạt động phóng xạ β	mg/l	-	-
33	Coliform	MPN/100ml	11000	

(Nguồn: báo cáo HTMT KCN Tân Tạo, 2003)

Nước sau xử lý sẽ được thải trực tiếp ra rạch Nước Lên với tiêu chuẩn tiếp nhận của nguồn loại B theo TCVN 5945-1995.

Công nghệ xử lý:



Hình 10.12 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải KCN Tân Tạo

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải từ các nhà máy trong khu công nghiệp đã qua xử lý sơ bộ đạt chỉ tiêu thông số thiết kế theo hệ thống ống dẫn vào trạm tăng áp. Sau đó được bơm vào bể gom và đi qua song chắn rác để loại bỏ rác có kích thước lớn. Tại đây có lắp đặt 4 bơm chìm, hoạt động theo chế độ tự động tùy vào lượng nước thải đổ vào bể theo những thời điểm khác nhau để bơm nước vào bể điều hoà.

Nước thải trước khi được bơm vào bể điều hoà được đi qua trống quay để loại bỏ những vật có kích thước nhỏ. Khi lưu lượng nước từ bể gom vào trống quay khá lớn thì một phần sẽ được tháo trực tiếp vào bể điều hoà.

Nước từ trống quay được đưa đến ngăn thứ nhất của bể điều hoà. Tại đây có lắp đặt một máy khuấy, hệ thống trích hóa chất (H_2SO_4 và $NaOH$), dinh dưỡng để tạo điều kiện cho vi sinh vật phát triển. Hệ thống bơm trích hoá chất và dinh dưỡng cùng cánh khuấy sẽ hoạt động đồng thời theo bơm nước thải đặt tại bể gom, riêng bơm hoá chất còn được điều khiển bởi hệ pH – controller được cài đặt theo chế độ tự động.

Nước sau khi khuấy trộn được chuyển sang ngăn thứ hai theo nguyên tắc bình thông nhau. Ngăn này có lắp đặt hai máy sục khí bề mặt và hai bơm chìm hoạt động luân phiên, tự động theo mực nước tại bể. Máy sục khí bề mặt có tác dụng khuấy trộn, cung cấp oxy và ngăn cản quá trình lắng.

Nước thải từ bể điều hoà được bơm vào bể aerotank. Không khí được cấp vào bể thông qua máy thổi khí hoạt động luân phiên và được phân phối đều trong bể nhờ hệ thống phân phối khí dạng xương cá đặt tại đáy bể. Trong quá trình hoạt động của bể, nước thải luôn được giám sát và khống chế các thông số như lưu lượng, pH, DO, MLVSS... tự động. Sau thời gian lưu nước thích hợp, nước thải sẽ được bơm sang bể tách bùn nhờ bốn bơm chìm hoạt động luân phiên. Có hai bể tách bùn tuyển nổi khí hòa tan, mỗi bể có lắp đặt hai bơm cao áp hoạt động luân phiên. Nước từ bể sục khí được bơm qua mỗi bể nhờ hai bơm chìm hoạt động luân phiên.

Hỗn hợp nước – khí – bùn chảy ngược lên phía trên đồng thời tách pha, bùn nổi trên mặt nước sẽ được thu gom vào 4 máng gom bùn nhờ hệ thống cánh gạt bùn. Bùn sẽ được gom ra ngoài theo đường ống vào bể gom bùn.

Phần nước trong sau khi xử lý đạt loại B theo TCVN 5945-1995 được dẫn qua máng đo lưu lượng và thải ra nguồn tiếp nhận.

Bùn tách ra tại bể tách bùn được thu gom vào bể thu bùn. Tại đây, một phần bùn được dẫn hồi lưu về bể aerotank và bể điều hoà, phần bùn dư còn lại được xử lý bằng máy ép băng tải. Bánh bùn sau khi ép sẽ được đơn vị có chức năng thu gom và xử lý.

Nhận xét:

Do lượng nước thải đầu vào không đạt đủ công suất thiết kế của trạm xử lý (400 m³/ngày đêm so với 6.000 m³/ngày đêm) nên nước thải sẽ có thời gian lưu nước tại các công trình đơn vị rất lớn. Điều này sẽ dẫn đến các hiện tượng sau:

Nước thải được xử lý phần lớn tại bể điều hoà (do có sục khí bề mặt – chức năng tương tự như Aerotank).

Nước thải từ bể điều hoà sang Aerotank có nồng độ ô nhiễm (thức ăn cho vi sinh vật) thấp, thời gian lưu nước lâu nên vi sinh vật sẽ cạnh tranh thức ăn dẫn đến sinh khối phát triển ít, bùn hoạt tính hình thành không nhiều. Vì thế, aerotank chỉ xử lý được một phần rất nhỏ chất ô nhiễm trong nước thải.

Hiệu quả xử lý từng công trình đơn vị tại trạm xử lý như sau: Bể điều hoà 50 – 55%, Aerotank 10 – 15%, Bể tách bùn 5 – 10%.

10.7.6 Khu công nghiệp Long Thành (Đồng Nai)

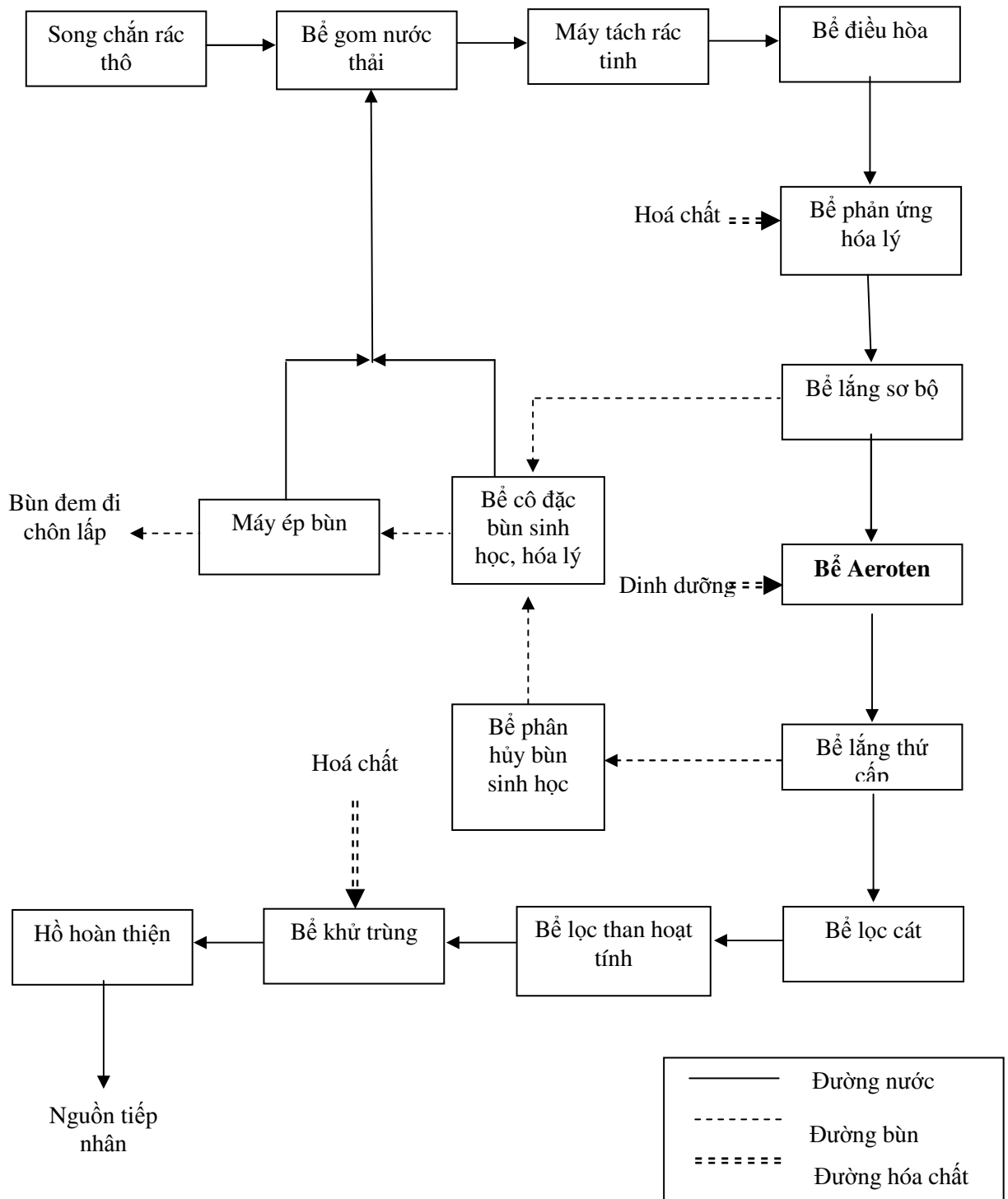
Nước thải đầu vào gồm nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp của các nhà máy trong KCN, đã qua xử lý sơ bộ trước khi đưa vào nhà máy xử lý tập trung.

Tính chất và nồng độ một số chỉ tiêu chính trong nước thải đầu vào và yêu cầu chất lượng nước thải sau xử lý (đầu ra) của NMXLNT quy định tại bảng sau:

Bảng 10.9 Thông số thiết kế xử lý nước thải KCN Long Thành

STT	Các chỉ tiêu	Đơn vị tính	Đầu vào	Đầu ra
1	Màu	Pt-Co	-	50
2	pH	-	5 - 10	6 - 8.5
3	BOD ₅ (20°C)	mg/L	300	20
4	COD	mg/L	500	50
5	Chất rắn lơ lửng	mg/L	300	80
6	Dầu mỡ khoáng	mg/L	20	5
7	Dầu mỡ Động thực vật	mg/L	30	10
8	Phospho tổng số, tính theo P	mg/L	20	4
9	Tổng Nitơ	mg/L	80	60
10	Nitơ N-NH ₃	mg/L	20	1
11	Sunfua (S)	mg/L	3	0.5
12	Coliform	MPN/100mL	20.000	5.000

Công nghệ xử lý:



Hình 10.13 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải KCN Long Thành

Thuyết minh sơ đồ công nghệ:

Nước thải khu công nghiệp được thu gom từ hệ thống thu gom nước thải về bể gom nước thải của nhà máy. Trước khi vào bể gom, nước thải được tách rác sơ bộ bởi song chắn rác thô (tách các loại rác thô như:giẻ, gỗ đá...có kích thước >10 mm ra khỏi nước thải).

Nước thải từ bể gom được bơm vào bể điều hòa. Trước khi vào bể điều hòa, nước thải được dẫn qua máy tách rác tự động (tách các loại rác có kích thước >2.5mm). Bể điều hòa có tác dụng điều hòa lưu lượng cũng như nồng độ chất ô nhiễm trong dòng thải trước khi vào xử lý.

Nước thải từ bể điều hòa được bơm vào các bể khuấy trộn hoá chất. Tại đây, nước thải được hòa trộn với các chất keo tụ (phèn FeCl_2 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$...), chất trợ keo tụ (polymer), hóa chất điều chỉnh pH (H_2SO_4 , NaOH ...). Loại phèn sử dụng có thể thay đổi tùy thuộc vào tính chất nước thải.

Nước thải sau khi được trộn hóa chất keo tụ sẽ chảy tự do vào bể lắng sơ bộ. Bể lắng sơ bộ được thiết kế với hệ thống tấm nghiêng trong ngăn lắng và đáy bể có độ dốc cao, giúp bùn trượt về đáy bể và được bơm về bể làm đặc bùn hoá lý theo định kỳ bằng bơm bùn. Nước thải sau giai đoạn xử lý hóa lý được khử phần lớn độ màu, cặn lơ lửng và COD.

Nước thải từ bể lắng sơ bộ chảy vào bể Aeroten và được bổ sung dinh dưỡng và hóa chất điều chỉnh pH (7-8) ngay trên đường ống nhằm tạo điều kiện phát triển tối ưu cho vi sinh vật. Bể Aeraten được cấp oxy bằng hệ thống cấp khí chìm. Vi sinh vật trong bể sẽ tiêu thụ phần chất hữu cơ còn lại trong nước thải. Sau đó, hỗn hợp nước thải – bùn sẽ chảy vào bể lắng thứ cấp. Bể lắng thứ cấp có tác dụng tạo môi trường tĩnh cho bông bùn sinh học lắng xuống với đáy bể. Bể cũng được thiết kế có độ dốc cao giúp bùn trượt về đáy bể và được bơm về bể Aeroten hoặc về bể phân huỷ bùn sinh học theo định kỳ bằng bơm Airlift (dùng khí từ máy thổi khí để bơm thay vì sử dụng bơm bùn). Đặc điểm của thiết kế này là không cần dùng thiết bị cào

bùn và không dùng máy bơm bùn sẽ giảm chi phí đầu tư ban đầu và giảm chi phí bảo trì thiết bị dẫn đến chi phí vận hành thấp.

Sau bể lắng thứ cấp nước thải được dẫn vào bể lọc cát nhằm loại bỏ cặn lơ lửng có trong nước. Sau đó nước thải được bơm vào bể lọc than hoạt tính để khử độ màu và chảy vào bể khử trùng để loại bỏ vi sinh vật gây hại và khử một phần độ màu còn lại. Bể khử trùng được thiết kế với dòng chảy hình zig zag nhằm tạo điều kiện hòa trộn thủy lực giữa nước và chất khử trùng. Chất khử trùng được sử dụng là NaOCl.

Nước sau khi khử trùng sẽ chảy vào hồ hoàn thiện. Thông qua khả năng tự làm sạch tự nhiên, nước sau xử lý sẽ giảm lượng cặn lơ lửng, hàm lượng chất hữu cơ, độ màu cũng như ổn định chất lượng nước.

Rác thô tách ra từ song chắn rác tại bể gom và từ máy tách rác tại bể điều hoà được gom vào xe chứa rác và đưa đi thải bỏ.

Bùn từ bể lắng sơ bộ và một phần bùn ở bể lắng thứ cấp được bơm về bể chứa bùn sinh học và hóa lý để làm đặc bùn trước khi đem đi ép.

Bùn sau khi làm đặc được bơm vào máy ép bùn nhờ bơm bùn trực vít. Bùn sau khi được tách nước được chứa vào xe chứa bùn và đưa đi thải bỏ (chôn lấp theo đúng quy định của công ty môi trường sinh hoạt). Nước từ máy ép bùn và bể làm đặc bùn được đưa trở lại công thu nước thải và trở về bể gom.

Khí từ hệ thống máy thổi khí được cung cấp cho các hệ thống phân phối khí, bơm airlift nhờ hệ thống đường ống dẫn khí và các van điều khiển để cấp khí cho hoạt động của từng thiết bị.

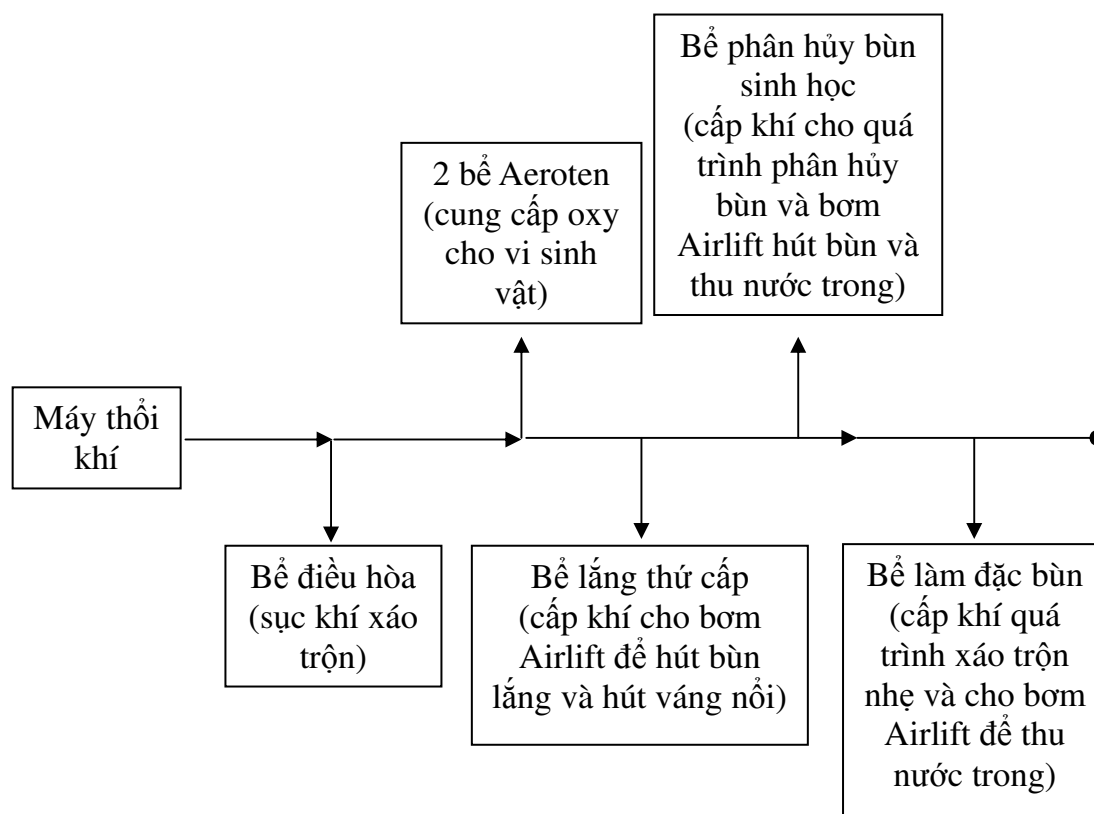
Toàn bộ hệ thống xử lý có thể vận hành hoàn toàn tự động và có thể điều chỉnh thông qua hệ thống điều khiển điện tử nhờ vào các van điều khiển, các thiết bị điện tử lắp kèm với các máy móc, thiết bị.

Nhận xét:

Ưu điểm: Nước thải trước khi xử lý đã được loại bỏ hầu hết các loại cặn rắn lớn nhờ song chắn rác thô và máy tách rác nên hạn chế được hiện tượng tắc nghẽn trong các thiết bị và đường ống cũng như làm giảm lượng bùn sinh ra.

Bể lắng sơ bộ và bể lắng thứ cấp được thiết kế với đáy có độ dốc lớn, giúp bùn lắng trượt về đáy dễ dàng, tầng bùn lắng được nén chặt hơn, giúp cho việc hút bùn lắng hiệu quả hơn. Mặt khác, thiết kế này không cần dùng thiết bị cào bùn nên giảm bớt chi phí đầu tư và vận hành. Bể lắng sơ bộ còn có các tấm nhựa đặt nghiêng, tạo độ dốc để các hạt bùn nhỏ lắng chậm trượt dần về phía đáy bể.

Việc lựa chọn bơm Airlift cũng giúp tiết giảm chi phí đầu tư cho các máy bơm bùn, chi phí vận hành và bảo trì cho các thiết bị này. Đó là do chỉ cần vận hành các máy thổi khí cấp khí cho các công trình (bể Aerotank, bể điều hòa, bể phân hủy và cô đặc bùn), và tận dụng lượng khí thừa cho các bơm Airlift để hút bùn. Dưới đây là mô tả sơ lược hệ thống cấp khí:



Việc sử dụng kết hợp cụm hạng mục bể phân hủy bùn sinh học + bể làm đặc bùn + máy ép bùn làm giảm lượng bùn thải bỏ cũng như giảm lượng nước trong bùn thải. Hệ thống có thể vận hành hoàn toàn tự động giúp cho việc điều khiển, điều chỉnh các thiết bị chính xác hơn, giảm bớt áp lực cho nhân viên vận hành.

Các máy bơm trong cùng một bể thường cho hoạt động luân phiên để tránh hư hỏng đột xuất cũng như để bảo trì và giảm chi phí vận hành. Các máy bơm này có công suất nhỏ hơn công suất cần thiết nên phải dùng với số lượng nhiều hơn. Khi đó chi phí đầu tư sẽ cao hơn so với máy bơm đúng công suất nhưng giảm chi phí cho máy bơm dự phòng. Mặt khác, các máy bơm giữa các bể khá tương đồng nên có thể thay thế cho nhau khi khẩn cấp.

Nhược điểm: Song chắn rác thô chỉ tách được các hạt rắn lớn, không tách hết các sợi cũng như các hạt nhỏ nên thường gây nghẹt bơm ở bể gom, làm giảm hiệu suất bơm và tổn chi phí nạo vét, sửa chữa.

Việc vận hành bơm Airlift có tác động đến hiệu suất cấp khí cho các công trình khác nên đòi hỏi phải tính toán và vận hành hợp lý (mức độ mở van, thời gian mở van...), nhất là phải đảm bảo đủ lượng khí cấp cho bể Aeroten.

Bể lọc than hoạt tính được thiết kế với lớp than cố định và được hoàn nguyên bằng nước trong bể chứa nước rửa lọc nên không đảm bảo hiệu suất hoàn nguyên.

Nhân viên vận hành phải được tập huấn kỹ lưỡng về cách thức vận hành cũng như giải quyết sự cố và phải luôn theo dõi hệ thống.

10.7.7 Khu công nghiệp Mỹ Phước (Bình Dương)

Tính chất và nồng độ một số chỉ tiêu chính trong nước thải đầu vào và yêu cầu chất lượng nước thải sau xử lý (đầu ra) của NMXLNT quy định tại bảng sau:

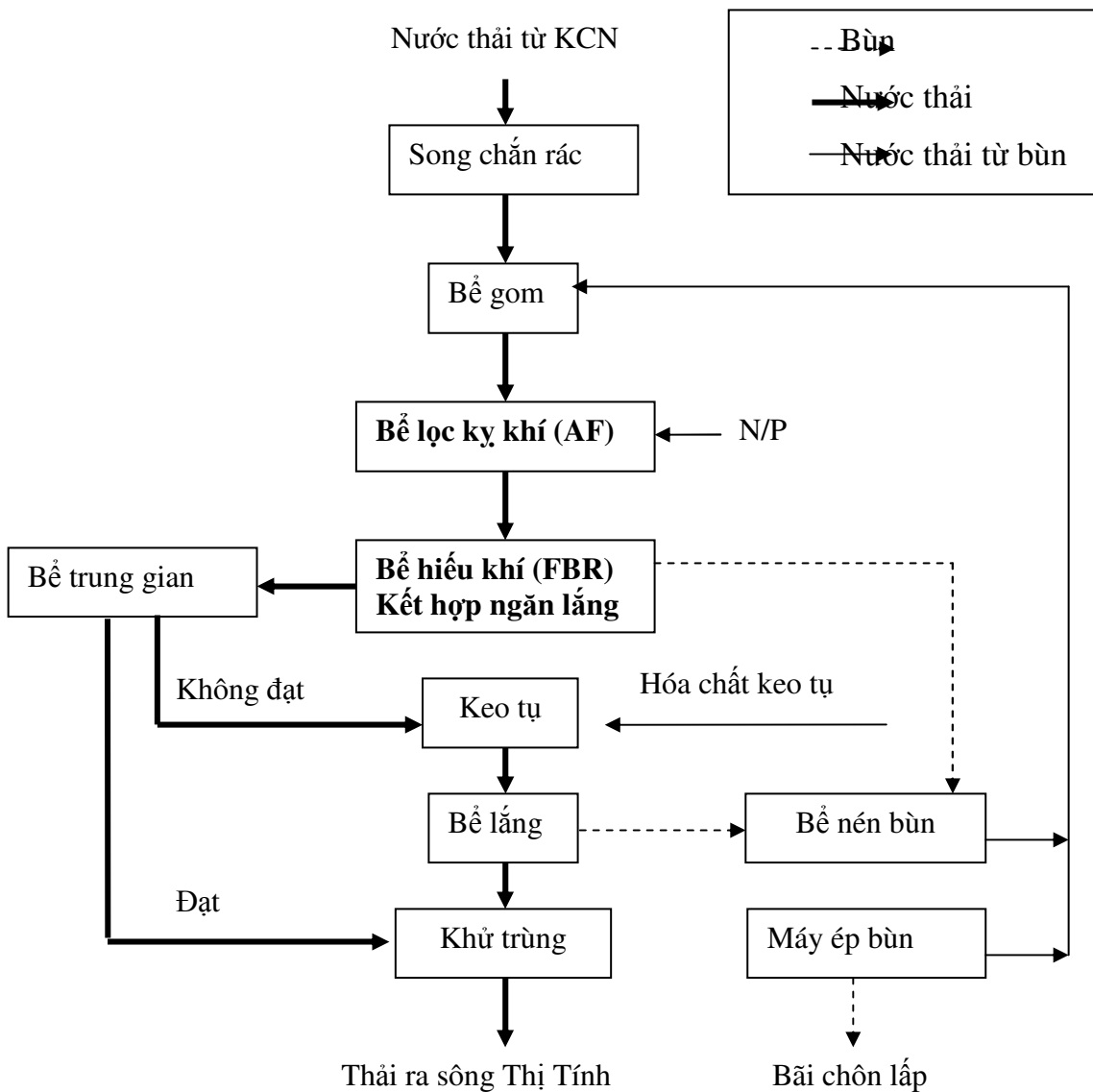
Bảng 10.10 Thông số thiết kế xử lý nước thải KCN Mỹ Phước

STT	Các chỉ tiêu	Đơn vị tính	Đầu vào	Đầu ra
1	Lưu lượng	m ³ /ngày đêm	4.000	4.000
2	Màu	Pt-Co	-	20
3	pH	-	6 – 9	6 - 9
4	BOD ₅ (20°C)	mg/L	100	20
5	COD	mg/L	400	40
6	SS	mg/L	200	50

7	Phospho tổng số, tính theo P	mg/L	60	30
8	Tổng Nitơ	mg/L	8	4

Công nghệ xử lý nước thải cho KCN Mỹ Phước được lựa chọn là phương pháp phân hủy sinh học kỵ khí và hiếu khí.

Sơ đồ công nghệ :



Hình 10.14 Sơ đồ công nghệ hệ thống xử lý nước thải KCN Mỹ Phước

Thuyết minh công nghệ :

Nước thải từ đường cống chung (đạt tiêu chuẩn thải loại C – TCVN 5945 : 1995) trước tiên được loại rác bằng song chắn rác và thiết bị lọc rác tinh rồi chuyển tới bể gom. Từ bể gom, nước thải sẽ được bơm qua bể lọc kỵ khí (dạng AF), trước khi qua bể lọc kỵ khí được bổ sung chất dinh dưỡng N, P. Bể lọc kỵ khí có chức năng phân hủy các chất hữu cơ độc hại, khó phân hủy, đặc biệt là các chất màu có trong nước thải từ nhà máy dệt nhuộm. Trong bể được lắp đặt nhiều loại vật liệu đệm để làm giá thể cho nhiều loại sinh vật khác nhau. Các vật liệu đệm trên ngoài tính năng làm giá thể cho vi sinh vật còn có tính năng hấp phụ các chất ô nhiễm, đặc biệt là các chất màu rồi từ từ giải phóng ra cho vi sinh vật bám bên ngoài phân hủy tiếp.

Nước thải sau khi qua lọc kỵ khí (AF) được bơm qua bể sinh học hiếu khí (dạng FBR). Tại đây các vi sinh vật hiếu khí bám trên lớp vật liệu sẽ được tiếp tục phân hủy các chất hữu cơ còn lại có trong nước thải. oxy được cung cấp bởi máy thổi khí thông qua hệ thống phân phối khí dạng màng, hệ thống này sẽ cho phép tạo ra các khí có kích thước nhỏ, từ đó làm tăng hệ số khuếch tán oxy vào trong nước. Hệ thống này sẽ cho phép giảm năng lượng tiêu thụ từ 2 – 3 lần so với hệ thống phân phối khí thông thường.

Nước sau bể hiếu khí sẽ chảy qua ngăn lắng để tách bùn. Bùn từ ngăn lắng một phần sẽ được hồi lưu, phần dư sẽ được bơm về bể nén bùn. Nước thải sau khi tách bùn sinh học sẽ được chuyển qua công đoạn xử lý hóa lý để nhằm loại bỏ phần chất ô nhiễm không thể phân hủy sinh học có trong nước thải.

Nước thải sau khi qua bể lắng ly tâm sẽ được chảy qua bể khử trùng. Nước thải sau khi khử trùng sẽ đạt tiêu chuẩn TCVN 6980 – 2001 và TCVN 5945 – 1995 và được thải ra sông Thị Tính.

10.7.8 Khu chế xuất và công nghiệp Linh Trung III

Yêu cầu mức độ xử lý :

- + Nước mưa và nước thải quy ước sạch được thu gom riêng và thải trực tiếp ra nguồn tiếp nhận.

- + Nước thải từ các nhà máy sau khi đã qua xử lý đạt tiêu chuẩn thải theo quy định của khu chế xuất và công nghiệp Linh Trung III sẽ được xả vào hệ thống cống chung.
- + Trạm xử lý nước thải tập trung sẽ tiếp tục xử lý nước thải đạt tiêu chuẩn TCVN 6980 – 2001 (cột Q > 200 m³/s và F3) và TCVN 5945 – 1995 cột A trước khi thải ra sông Vàm Cỏ Đông.

Bảng 10.11 Tính chất nước thải vào nguồn xử lý và yêu cầu của nguồn tiếp nhận

STT	Thông số	Đơn vị	Nước thải đầu vào	TCVN 6980 – 2001 (cột Q > 200 m ³ /s và F3) và TCVN 5945 – 1995 - A
1	t ⁰	°C	40	40
2	pH	-	6 - 9	6 – 9
3	Màu	Co-Pt		20
4	Mùi	-		Không khó chịu
6	BOD ₅ (20 ⁰)	mg/l	400	35
7	COD	mg/l	600	60
8	SS	mg/l	400	45
9	P tổng	mg/l	6	10
10	N tổng	mg/l	60	30
11	As	mg/l	0,08	0,2
12	Cd	mg/l	0,01	0,01
13	Pb	mg/l	0,5	0,1
14	Fe	mg/l	4	1
15	CN ⁻	mg/l	0,05	0,05
16	Cr(VI)	mg/l	0,1	0,05
17	Cr(III)	mg/l	1	0,2

18	Cu	mg/l	1	0,4
19	Dầu mỡ khoáng	mg/l	5	5
20	Dầu mỡ động thực vật	mg/l	10	20
21	Sulfure	mg/l	0,5	0,2
22	Clo dư	mg/l	2	1
23	Phenol	mg/l	0,05	0,001
24	Coliform	MNP/100ml	10.000	3.000

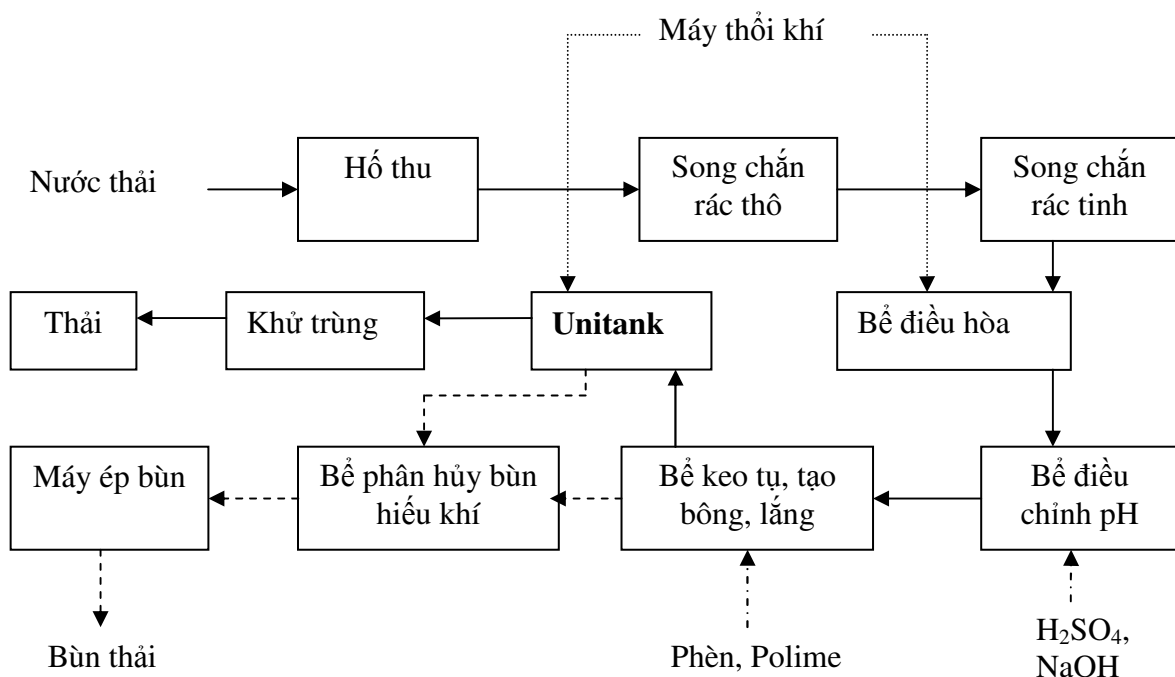
Phân tích lựa chọn công nghệ :

Nước thải có tỷ số $BOD_5/COD = 0,67$, thích hợp để xử lý bằng sinh học. Bên cạnh đó còn có nhu cầu khử N nên công trình sinh học phải có chức năng khử N. Nồng độ chất ô nhiễm hữu cơ không quá cao, phù hợp để xử lý bằng phương pháp vi sinh hiếu khí. Nhưng do mặt bằng hạn chế nên không phù hợp để xử lý bằng phương pháp vi sinh trong điều kiện tự nhiên.

Nước thải vào có nồng độ lơ lửng khá cao, cần phối hợp các biện pháp cơ học để loại bỏ SS. Nhưng khi nồng độ chất lơ lửng quá cao, gây trở ngại cho xử lý bằng phương pháp sinh học thì cần phải được xử lý bằng phương pháp keo tụ.

Vì có sự tham gia của các ngành công nghiệp điện, điện tử, thiết bị thông tin ; cơ khí và chế tạo máy ; công nghiệp sản xuất mỹ phẩm, hương liệu nên khả năng nước thải vào có chứa hàm lượng lớn kim loại nặng là cao. Cần phải có hệ thống xử lý bằng phương pháp hóa lý để loại bỏ chúng trong trường hợp cần thiết nhằm bảo vệ công trình sinh học phía sau và đạt tiêu chuẩn đầu ra.

Sơ đồ quy trình công nghệ :



Hình 10.15 Sơ đồ xử lý nước thải KCX và CN Linh Trung III

Thuyết minh công nghệ :

Nước thải từ các nhà máy gom về hố tập trung, qua song chắn rác để loại bỏ rác có kích thước lớn. Sau đó, nước thải được bơm qua song chắn rác tinh để loại bỏ vật rắn có kích thước nhỏ hơn. Nước sau khi qua song chắn sẽ chảy qua bể điều hòa. Tại đây nước sẽ được điều hòa về lưu lượng và chất lượng. Sau đó, nước thải được bơm qua bể trộn I, bể trộn II, bể tạo bông và lắng. Nếu BIO SCAN phát hiện nước thải không có độc tính cho xử lý bằng sinh học thì hệ thống châm hóa chất không hoạt động. Lúc này, bể lắng đóng vai trò của bể lắng I để loại bỏ SS. Nếu tín hiệu cho thấy chỉ có pH không phù hợp cho xử lý sinh học thì chỉ có chất điều chỉnh pH ($H_2SO_4/NaOH$) được châm vào; đồng thời cánh khuấy ở bể trộn II hoạt động. Nếu tín hiệu cho thấy nước thải độc hại, không phù hợp để xử lý vi sinh thì các hóa chất :

phèn $FeCl_3$, polyme trợ keo tụ, chất điều chỉnh pH sẽ được châm vào. Cánh khuấy ở cả 2 bể trộn cùng hoạt động.

Nước từ bể lắng được bơm qua Unitank. Tại đây, vi sinh vật được cung cấp oxy sẽ sử dụng chất hữu cơ cho quá trình tăng trưởng. Đồng thời, N cũng được loại bỏ nhờ thời gian lưu nước kéo dài. Unitank là bể kết hợp giữa bể sục khí và bể lắng nên không cần hoàn lưu bùn. Nước từ bể Unitank được khử trùng ở bể tiếp xúc khử trùng bằng $NaOCl$ rồi sau đó thải ra nguồn tiếp nhận là sông Vàm Cỏ Đông. Bùn từ Unitank được đưa vào bể phân hủy bùn hiếu khí để phân hủy các chất hữu cơ còn lại rồi qua thiết bị lọc ép băng tải để loại bỏ để loại nước và thải bỏ. Nước từ bể phân hủy bùn và máy ép bùn trở lại bể điều hòa để tái xử lý.

10.8 XỬ LÝ NƯỚC THẢI CÁC NGÀNH CÔNG NGHIỆP ĐẶC TRUNG

10.8.1 Xử lý nước thải chăn nuôi heo

Nước thải phát sinh từ trại chăn nuôi heo chủ yếu là từ khâu vệ sinh heo và chuồng trại chứa phân, nước tiểu, thức ăn thừa... Đặc trưng của nước thải chăn nuôi heo là ô nhiễm hữu cơ, N, P cao và chứa nhiều vi sinh gây bệnh. Thành phần và tính chất nước thải chăn nuôi heo được cho trong bảng sau:

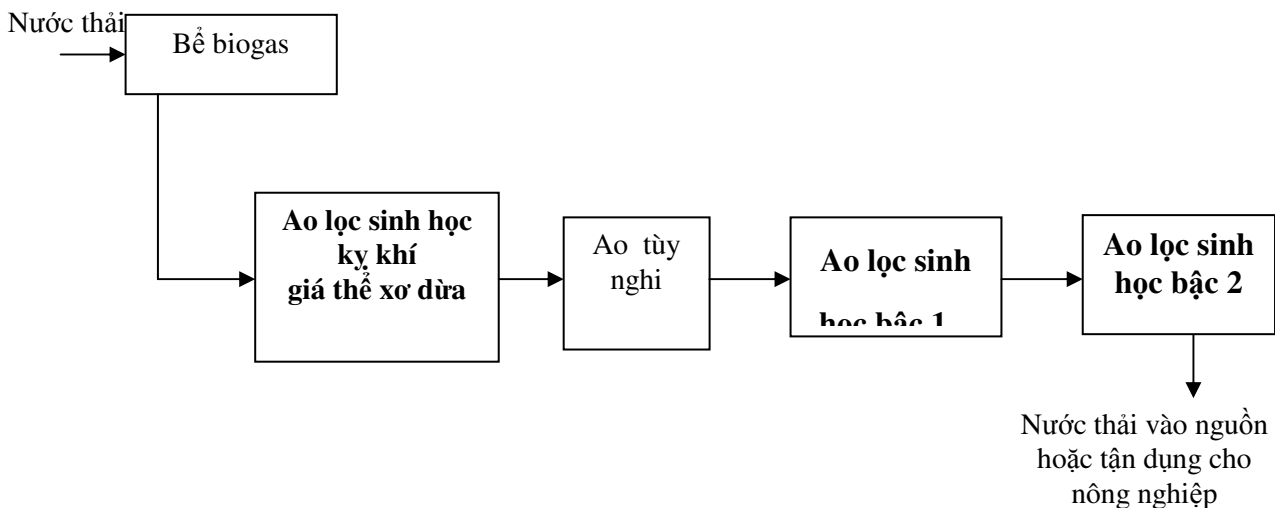
Bảng 10.12 Thành phần và tính chất nước thải chăn nuôi heo

Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả
pH		7.23 - 8.07
COD	mg/l	2561 - 5028
BOD₅	mg/l	1664 - 3268
SS	mg/l	1700 - 3218
N-NH₃	mg/l	304 - 471
N tổng	mg/l	512 - 594
P tổng	mg/l	13.8 - 62

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TPHCM]

Trong nước thải, các hợp chất hữu cơ chiếm 70-80% gồm protit, axit amin, chất béo, hydrat cacbon... dễ phân hủy sinh học và có hàm lượng dinh dưỡng cao do đó xử lý

bằng phương pháp sinh học là phù hợp nhất. Tuy nhiên, nếu áp dụng các phương pháp sinh học nhân tạo thì chi phí đầu tư và vận hành cao nên sẽ làm tăng giá thành heo, ảnh hưởng đến hiệu quả kinh tế của nuôi heo, vì vậy, cần chọn giải pháp có chi phí thấp. Quy trình đề nghị như sau:



Hình 10.16 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải chăn nuôi heo

Thuyết minh công nghệ :

Nước thải trước tiên được thu gom về bể biogas. Vì đa phần các hợp chất hữu cơ trong nước thải là dễ phân hủy nên khi qua bể biogas, khoảng 50 - 60% COD và 70 - 80% cặn lơ lửng bị loại bỏ. Từ bể biogas, nước thải được dẫn vào ao lọc sinh học kỵ khí có giá thể xơ dừa làm lớp đệm sinh học. Trong quá trình màng, vi sinh vật cố định dính bám và phát triển trên bề mặt vật liệu đệm rắn và tạo thành các lớp màng sinh học. Ở đây, xảy ra quá trình phân hủy chất hữu cơ của vi sinh kỵ khí, chuyển hoá những hợp chất hữu cơ phức tạp thành những chất đơn giản, dễ phân hủy hơn, hoặc tạo thành các sản phẩm cuối cùng như CO₂, CH₄, H₂S, NH₃... Xơ dừa ngoài ưu điểm có khả năng chứa nhiều vi sinh trong một đơn vị thể tích còn đóng vai trò giữ cặn vì vậy cho phép tăng hiệu quả xử lý BOD và COD.

Sau khi ra khỏi ao lọc sinh học kỵ khí, nước thải được đưa vào ao tùy nghi với thời gian lưu khoảng 10 ngày. Quá trình khử chất ô nhiễm trong hồ được tiến hành bởi

hoạt động của vi sinh hiếu khí, kỵ khí và tùy nghi. Sự phân bố quần thể các vi sinh này diễn ra theo chiều sâu của hồ.

Từ ao tùy nghi, nước thải chảy thủy tĩnh vào ao lọc sinh học bậc 1 và bậc 2. Nhìn chung, pH sau quá trình này thường đạt giá trị trung tính (pH = 7). Tại ao lọc sinh học bậc 1, hiệu quả khử COD đạt 50 - 68%. Ao lọc sinh học bậc 2 cho hiệu quả khử COD đạt 15 - 50%. Như vậy, áp dụng ao sinh học hiếu khí (bậc 1 và bậc 2) cho phép khử 80 - 90% COD, 50 - 78% COD, 80 - 86% Nitơ.

Nước sau xử lý nên sử dụng cho mục đích tưới tiêu (hạn chế xả thải) vì các trại chăn nuôi thường được bố trí cạnh các cánh đồng nông nghiệp hoặc dùng để tưới cây.

10.8.2 Xử lý nước thải tinh bột mì

Nước thải tinh bột mì gồm 2 loại chính:

- **Nước rửa củ:** Là nước thải từ công đoạn rửa, loại bỏ phần rễ, lớp vỏ gỗ và đất cát bám trước khi đưa vào nghiền. Theo ước tính, lượng nước thải rửa củ chiếm đến 42% tổng lượng nước thải của nhà máy. Nước này chỉ ô nhiễm bởi cát đất tách ra từ củ, ít ô nhiễm các chất hữu cơ hòa tan, do đó, nên tách riêng nhằm giảm lượng nước thải và sau khi xử lý đơn giản có thể tận dụng cho khâu rửa củ.

- **Nước thải chế biến:** Chứa hàm lượng cặn lơ lửng và chất hữu cơ rất cao thải từ công đoạn nghiền, tách bã và lọc tinh. Thành phần nước thải chế biến gồm: tinh bột, đường, protein, cellulose, các khoáng chất và độc tố CN⁻.

Kết quả phân tích chất lượng nước thải tinh bột mì tại nhiều cơ sở khác nhau được trình bày trong bảng 10.8.

Bảng 10.13 Thành phần và tính chất nước thải tinh bột mì

Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả
pH		4,2 - 5,1
COD	mg/l	2.500 – 17.000
BOD ₅	mg/l	2.120 – 14.750
SS	mg/l	120 - 3.000

N-NH₃	mg/l	136 – 300
N-NO₂	mg/l	0 – 0,2
N – NO₃	mg/l	0,5 – 0,8
N tổng	mg/l	250 – 450
P tổng	mg/l	4 – 70
CN⁻	mg/l	2 – 75
SO₄²⁻	mg/l	52-65

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TP HCM]

Nước thải sản xuất tinh bột mì có hàm lượng chất hữu cơ rất cao, COD dao động từ 2.500 - 17.000 mg/l, N tổng trong khoảng 250 - 450 mg/l, P tổng 4 - 70 mg/l. Về mặt cảm quan, nước thải có màu trắng ngà, đục, bốc mùi chua nồng. Hàm lượng cặn lơ lửng cũng khá cao, SS có thể lên đến vài ngàn mg/l (phụ thuộc vào công nghệ sản xuất) do xác mì mịn, khó lắng bị cuốn theo khi xả nước thải từ bể ngâm. Hàm lượng CN⁻ trong nước thải khoai mì dao động khoảng 5 – 75 mg/l, đây là yếu tố cản trở hoạt động của vi sinh trong các công trình xử lý sinh học.

Do nước thải có các thành phần nêu trên nên công nghệ xử lý phải đảm bảo khử được CN⁻ và chất hữu cơ.

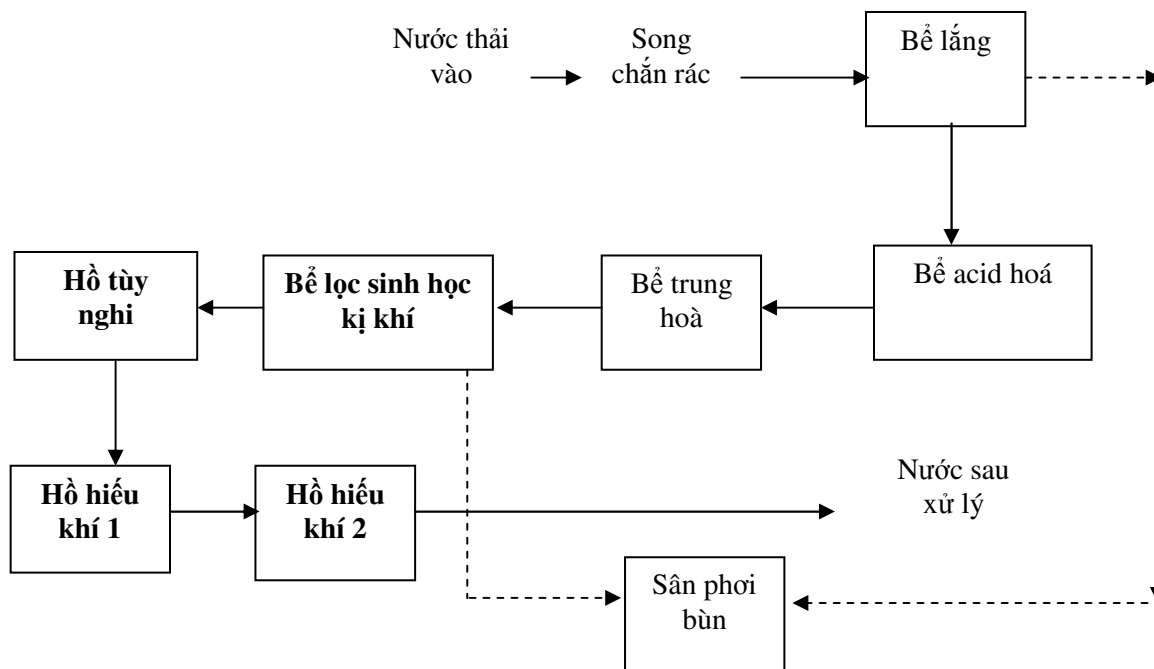
- **Khử CN⁻**: CN⁻ là nguyên nhân chính gây ức chế hoạt động của vi sinh vật ở các công trình sinh học, do vậy cần thiết phải khử CN⁻. Theo kết quả thực nghiệm, CN⁻ được xử lý hiệu quả bằng phương pháp lên men acid dưới tác dụng của vi sinh vật trong bùn tự hoại.

- **Khử COD**: nước thải tinh bột có hàm lượng COD cao, tỉ lệ BOD₅/COD lên đến trên 70%, nên việc định hướng xử lý bằng phương pháp sinh học là thích hợp.

Ở nước ta đã có một số công nghệ xử lý nước thải tinh bột mì theo phương pháp sinh học kỵ khí UASB, keo tụ kết hợp bùn hoạt tính hoặc xử lý bằng hệ thống các hồ sinh học kỵ khí kết hợp hiếu khí. Tuy nhiên, cho đến nay vẫn chưa có công trình nào thành công, nguyên nhân chính có thể là do chưa quan tâm đến việc khử CN⁻. Ngoài

ra, công nghệ xử lý còn yêu cầu chi phí đầu tư và vận hành thấp nhất do hiệu quả kinh tế của loại hình sản xuất này không cao.

Phương án 1:



Hình 10.17 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải chế biến tinh bột mì (phương án 1)

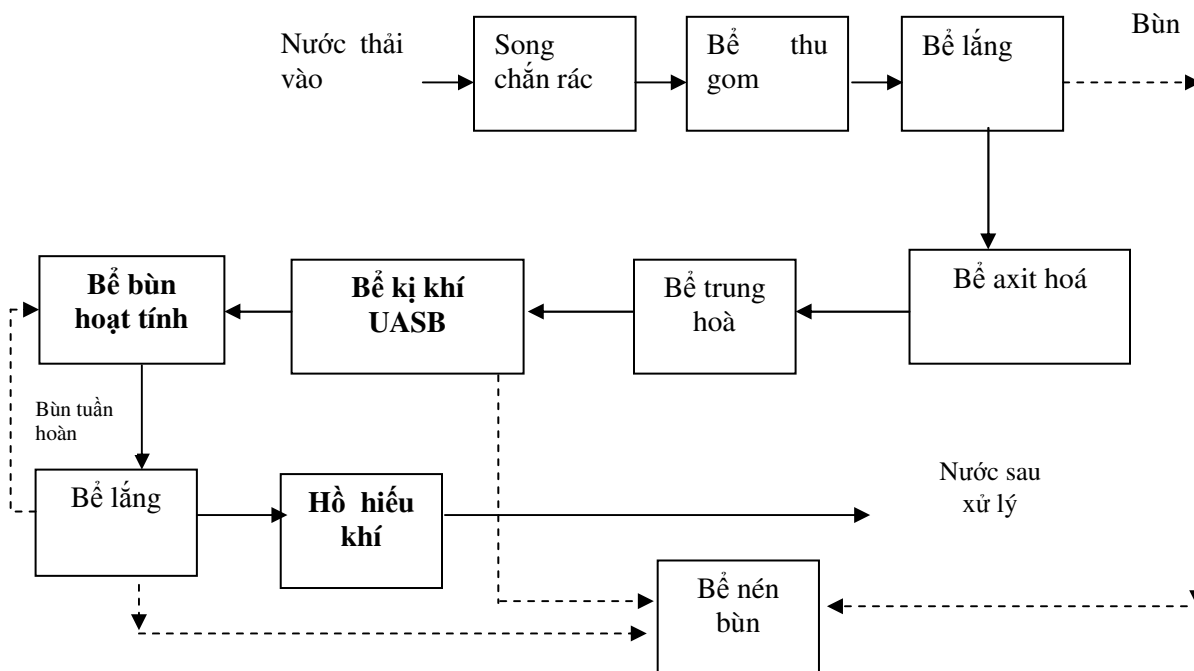
Thuyết minh công nghệ:

Công nghệ này dành cho nước thải chế biến, nước thải sinh hoạt, nước thải vệ sinh máy móc thiết bị. Qui trình như sau:

Trước tiên nước thải được dẫn hồ ổn định, sau khi qua song chắn rác để loại bỏ tạp chất có thể gây tắc nghẽn hệ thống xử lý. Tại hồ ổn định, nước thải được đưa vào bể lắng, lượng cặn tinh bột mịn sẽ được thu hồi làm thức ăn gia súc. Nước thải sau lắng được bơm đến bể acid hoá với thời gian lưu nước 2 ngày với mục đích chính là khử CN^- và chuyển hoá các chất khó phân hủy thành các hợp chất đơn giản dễ xử lý sinh học. Vi sinh vật hoạt động tại bể acid hoá được bổ sung từ bùn tự hoại và phân bò tươi (trong phân bò tươi, vi khuẩn acid hóa chiếm ưu thế). Kế tiếp, nước thải tự chảy vào bể trung hoà (lưu nước 10 giờ), vật liệu trung hoà là đá vôi. Nước thải sau trung hoà có pH vào khoảng 6-6,5 thuận lợi cho quá trình xử lý sinh học tiếp theo. Từ đây, nước

thải tự chảy đến bể lọc sinh học kỵ khí với thời gian lưu nước 2 ngày. Vật liệu lọc là sơ dừa dạng sợi to, có diện tích tiếp xúc bề mặt lớn, tạo điều kiện thuận lợi cho vi sinh kỵ khí bám dính, phát triển tốt. Mầm vi sinh vật đưa vào ban đầu vẫn là bùn tự hoại. Cuối cùng nước thải được xử lý qua hệ thống hồ sinh học nhằm khử triệt để chất hữu cơ và đặc biệt là khử nitơ. Hệ thống hồ sinh học bao gồm hồ tùy nghi (lưu nước 20 ngày), hồ hiếu khí 1 (lưu nước 10 ngày) và hồ hiếu khí 2 (lưu nước 5 ngày). Bùn sau lắng và bùn sinh ra từ quá trình lọc kỵ khí được xả định kỳ vào bể phơi bùn và tận dụng làm phân bón. Phương án này có ưu điểm chi phí đầu tư và vận hành thấp, đơn giản nhưng cần diện tích đất rộng. Phương án này đã được áp dụng thành công với quy mô nhỏ 12-20m³/ngày tại làng nghề tinh bột mì Hoài Hào.

Phương án 2:



Hình 10.18 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải sản xuất tinh bột mì (phương án 2)

Thuyết minh công nghệ:

Nhằm giảm diện tích đất cho công trình xử lý và thỏa mãn yêu cầu xử lý cao hơn có thể áp dụng phương án 2: UASB kết hợp bùn hoạt tính hiếu khí. Tương tự phương

án 1, nước thải chế biến, nước thải sinh hoạt, nước thải vệ sinh được tập trung về hố thu qua song chắn rác và bơm đến bể điều hòa/lắng cặn. Bể axit có thời gian lưu nước 2 ngày, làm nhiệm vụ chuyển hoá các hợp chất phức tạp khó phân hủy thành axit và các hợp chất hữu cơ đơn giản. Sau giai đoạn axit hoá, nước thải có pH thấp nên được trung hoà bằng vôi ở bể trung hoà (lưu nước 1,0 giờ), nâng pH lên 6,5–7,5. Nước sau trung hoà được bơm vào bể UASB. Tại đây, với thời gian lưu nước 1 ngày, vi sinh kỵ khí sẽ phân hủy các chất hữu cơ, chuyển hóa thành CH_4 , CO_2 , H_2S . Hiệu quả khử COD của bể UASB là 60-95%. Sau đó, nước thải được xử lý tiếp bằng quá trình bùn hoạt tính và đưa qua bể lắng 2. Một phần bùn được tuần hoàn về aerotank, phần dư được đưa qua bể nén bùn để xử lý.

Nước sau lắng tiếp tục được xử lý bằng hồ sinh học hiếu khí (lưu nước 10 ngày). Sau khi qua hồ sinh học, nước thải đạt tiêu chuẩn xả thải, có thể được tận dụng cho tưới tiêu nông nghiệp. Bùn từ bể lắng sơ bộ, bể kỵ khí UASB và bể lắng 2 được bơm vào bể nén bùn sau đó đưa ra sân phơi bùn.

Phương án này yêu cầu chi phí đầu tư, vận hành cao và cán bộ vận hành có chuyên môn cao, vì vậy, ít khi được áp dụng.

10.8.3 Xử lý nước rỉ rác

Nước rác mới

Nước rác mới được hình thành từ các bãi chôn lấp mới hoạt động, có thành phần điển hình được trình bày trong bảng 10.14.

Bảng 10.14 Thành phần nước rác điển hình

Thành phần	Bãi mới		Bãi lâu năm (Trên 10 năm)
	Khoảng giá trị	Trung bình	
Nhu cầu oxy hóa sinh hóa (BOD ₅), mg/l	2000 – 20 000	10.000	100 – 200
Tổng cacbon hữu cơ (TOC), mg/l	1500 – 20 000	6000	80 – 160
Nhu cầu oxy hóa hóa học (COD), mg/l	3000 – 60 000	18 000	100 – 500
Tổng chất rắn lơ lửng (TSS), mg/l	200 – 2000	500	100 – 400
Nitơ hữu cơ, mg/l	10 – 800	200	80 – 120
Amoniac, mg/l	10 – 800	200	20 – 40
Nitrat, mg/l	5 – 40	25	5 – 10
Tổng Photpho, mg/l	5 – 100	30	5 – 10
Othophotpho, mg/l	4 – 80	20	4 – 8
Độ kiềm, mg CaCO ₃ /l	1000 – 10.000	3000	200 – 1000
Độ pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Canxi, mg/l	50 – 1500	250	50 – 200
Clorua, mg/l	200 – 3000	500	100 – 400
Tổng lượng sắt, mg/l	50 – 1200	60	20 – 200
Sulfat, mg/l	50 – 1000	300	20 – 50

[Nguồn: *Intergrated Solid Waste Management*]

Thành phần nước rác chứa hàm lượng chất hữu cơ cao, COD dao động từ 2.000 đến 20.000mg/l, tổng Nitơ dao động khoảng 200-2.000mg/l, trong đó Amoniac rất cao (trung bình 200 mg/l). Ngoài ra, nước rác còn chứa nhiều chất hòa tan, kim loại nặng như Ca²⁺ (2000-2500mg/l), Zn²⁺ (0.84mg/l), Ni²⁺ (0.5mg/l), Cr³⁺ (0.12mg/l), Cu²⁺ (0.46 mg/l), Pb²⁺ (<0.13 mg/l), Hg²⁺ (0.09 mg/l) và một số chất hữu cơ độc hại (thuốc bảo vệ thực vật, PCBs,...).

Thực tế kiểm tra các chỉ tiêu ô nhiễm của nước thải bãi chôn lấp Gò Cát trình bày trong bảng 10.15.

Bảng 10.15 Thành phần nước rác Gị Ct

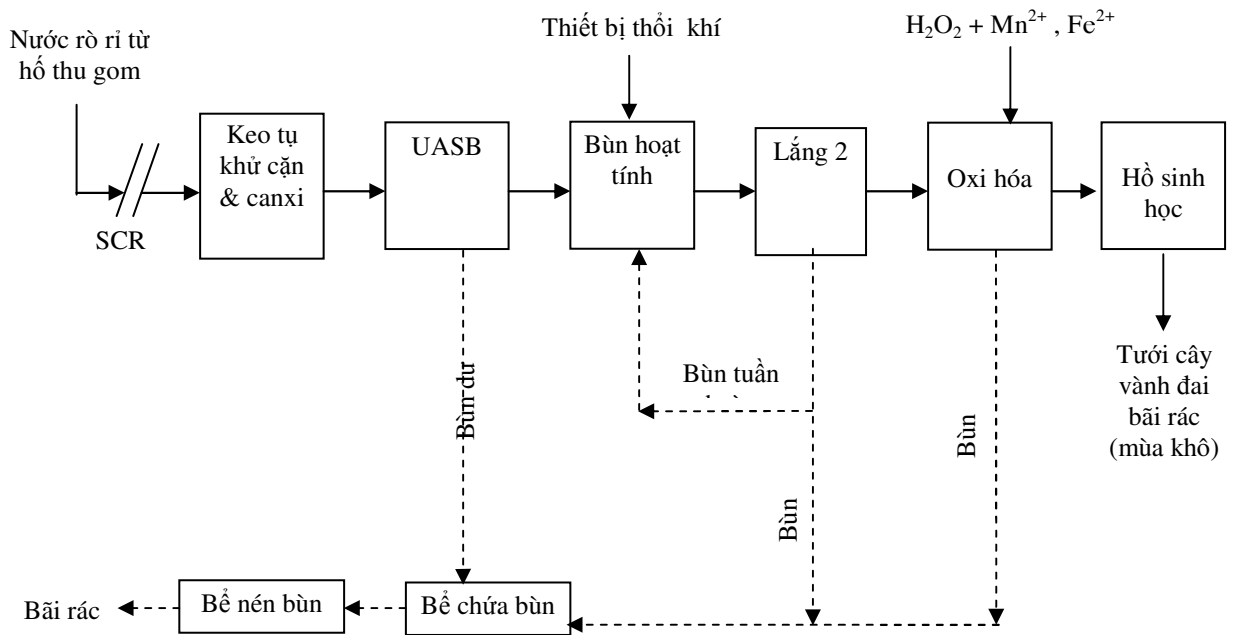
STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Giá trị
1.	pH		4.8-6.2

2.	Độ kiềm	mg/l	1200-4500
3.	TOC	mg/l	18700-31900
4.	COD	mg/l	39614-59750
5.	BOD	mg/l	30000-48000
6.	VFA	mg/l	21878-25182
	- Axit Axetic	mg/l	2569-5995
	- Axit Propionic	mg/l	1309-2663
	- Axit butyric	mg/l	4122-4842
	- Axit Valeric	mg/l	1789-2838
7.	TSS	mg/l	1760-4311
8.	VSS	mg/l	1120-3190
9.	N tổng	mg/l	336-2500
10.	N – NH ₃	mg/l	297-2350
11.	N – NO ₃ ⁻	mg/l	5-8.5
12.	P tổng	mg/l	55.8-89.6
13.	Độ cứng	mg/l	5833-9667
14.	Ca ²⁺	mg/l	1670-2739
15.	Mg ²⁺	mg/l	404-678
16.	Cl ⁻	mg/l	4100-4890
17.	SO ₄ ²⁻	mg/l	1590-2340
18.	Fe	mg/l	204-208

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TPHCM & ĐH Văn Lang]

Kết quả trên cho thấy tỷ lệ BOD/COD cao, do đó có thể áp dụng biện pháp sinh học để xử lý. Hàm lượng BOD cao thích hợp cho việc sử dụng kết hợp kỵ khí và hiếu khí nhằm loại bỏ phần lớn chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học. Tuy nhiên, trong nước thải có chứa lượng Canxi khá lớn, tạo tủa, gây ảnh hưởng bùn sinh học, nên trước tiên phải khử Canxi. Sau xử lý sinh học, hầu hết các tiêu chuẩn đều đạt, trừ COD do

nước rác chứa các chất khó phân hủy sinh học như humic, humat... Vì vậy, phải áp dụng các biện pháp oxy hoá bậc cao nhằm xử lý đạt tiêu chuẩn. Theo kết quả nghiên cứu, qui trình công nghệ đề xuất như sau:



Hình 10.19 Sơ đồ hệ thống xử lý nước rỉ rác bi chon lấp mới

Thuyết minh công nghệ:

Nước rác sau khi được thu gom bằng hệ thống ống dẫn, tập trung vào hồ thu gom, qua song chắn rác để loại bỏ cặn, tạp chất có thể gây tắc nghẽn hệ thống xử lý. Nước rác mới có nồng độ hữu cơ cao nên thường được lưu trong hồ chứa với thời gian dài (khoảng vài chục ngày) để các chất hữu cơ tự phân hủy hoặc được sục khí để tăng tốc độ phân hủy và đồng thời hạn chế mùi hôi. Tiếp theo, nước thải được đưa vào bể keo tụ tạo bông nhằm loại bỏ Canxi và SS. Sau khi khử Canxi và cặn, nước thải được đưa qua bể UASB để tiếp tục phân hủy các chất hữu cơ và chuyển hoá các chất khó phân hủy, phức tạp thành những chất đơn giản dễ phân hủy hơn. Hiệu quả khử COD trong UASB đối với nước rác khá cao, có thể lên đến 95% (thông thường > 90%, tải trọng 20kgCOD/(m³.ngày)). Sau UASB, nước thải chảy qua hệ thống bùn hoạt tính để tiếp tục phân hủy các chất hữu cơ còn lại nhờ vi sinh

hiếu khí. Hiệu quả khử COD của bể bùn hoạt tính khoảng 70% (tải trọng 0,6 kgCOD/(m³, ngày)). Tuy nhiên, mặc dầu hệ thống sinh học hoạt động rất hiệu quả (BOD sau xử lý còn lại rất thấp < 10 mg/l) nhưng COD còn đến 400 – 1000 mg/l (trung bình 600 mg/l) vì là các chất không phân hủy sinh học. Chính vì vậy, nước thải phải được xử lý tiếp tục bằng phương pháp oxy hoá với phản ứng Fenton (H₂O₂, xúc tác là sắt và mangan). Nước sau bể bùn hoạt tính được acid hóa đến pH = 3,5, bổ sung xúc tác và oxi già. Phản ứng xảy ra mãnh liệt trong khoảng 1 giờ. Sau đó, nước thải được trung hòa đến pH trung tính, kết tủa phần sắt dư. Nước sau xử lý đạt tiêu chuẩn loại B mất mùi, mất màu, trong suốt, sau đó tiếp tục xử lý trong hồ sinh học để đạt tiêu chuẩn loại A. Bùn từ các bể oxy hoá, UASB, lắng 2 được tập trung về bể chứa bùn, nén và được chôn lấp ngay trên bãi rác.

Nước rác cũ

Nước rò rỉ tại bãi chôn lấp lâu năm đa phần chứa các hợp chất hữu cơ phức tạp và khó phân hủy sinh học. Đáng lưu ý là hàm lượng N cao, trong đó 90% tồn tại dưới dạng NH₃, khi thải ra môi trường sẽ gây độc cho thủy sinh và hiện tượng phú dưỡng hoá. Thành phần và tính chất nước rác của bãi chôn lấp Đông Thạnh được cho trong bảng 10.16.

Bảng 10.16 Thành phần và tính chất nước rác bãi chôn lấp

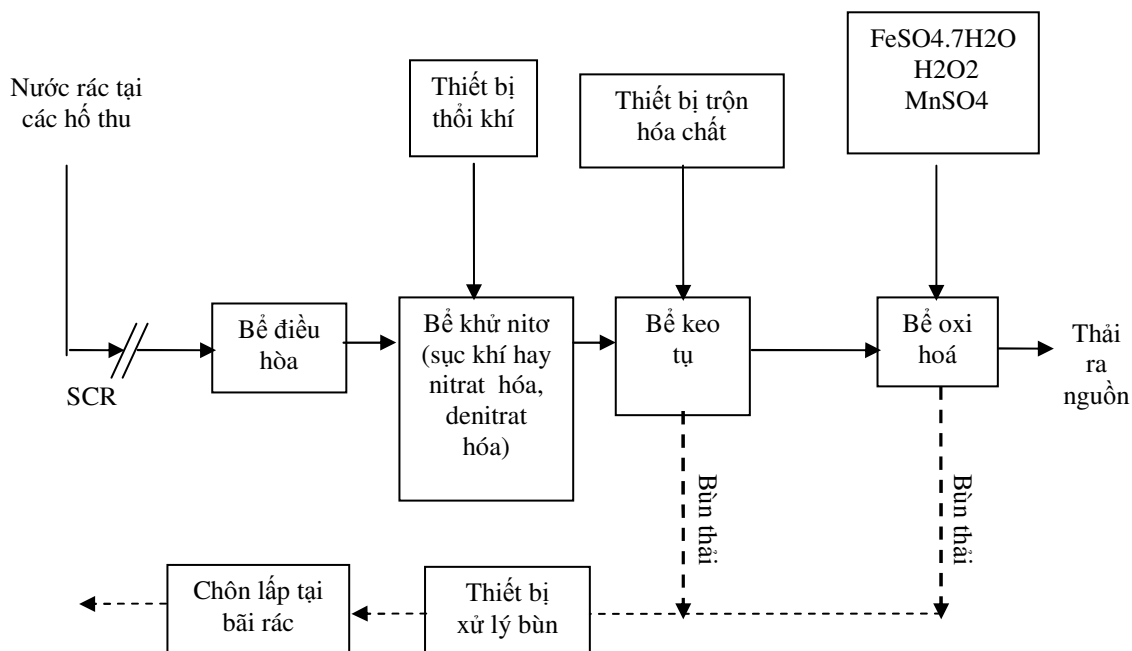
STT	Thành phần	Đơn vị	Nước rác Đông Thạnh
1	pH		7.8 – 8.4
2	Độ kiềm	mg CaCO ₃ /l	2.000 – 8.000
3	COD	mg O ₂ /l	1.080 – 4.000
4	BOD	mg O ₂ /l	384 – 1.100
5	TSS	mg/l	125 – 640
6	N _{tổng}	mg/l	450 – 1.450
7	N-NH ₃	mg/l	400 – 1.360
8	N-NO ₃ ⁻	mg/l	1-3,2

9	P _{tổng}	mg/l	10 – 31
10	Ca ²⁺	mg/l	980 – 2000
11	Cl ⁻	mg/l	4.200 – 4.500
12	SO ₄ ²⁻	mg/l	1.100 – 2.640
13	Fe _{tổng}	mg/l	160 – 300
14	Coliform	MPN/100ml	5.10 ⁶ – 40.10 ⁶

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TP HCM]

Kết quả nghiên cứu cho thấy nước rác cũ chứa lượng vi sinh vật rất lớn, có thể áp dụng phương pháp sinh học để xử lý một phần chất hữu cơ và chủ yếu là Nitơ trong điều kiện hiếu khí. Phương pháp sục khí đã được nghiên cứu và áp dụng vào giai đoạn đầu của quá trình xử lý nhằm khử phần nào các tạp chất hữu cơ hoà tan có thể phân hủy sinh học. Kết quả là COD giảm 20 – 25%, N tổng giảm từ 400 - 700 mg/l còn 60 - 90 mg/l, pH tăng từ 8,0 lên 9,9 với điều kiện duy trì DO trong khoảng 5 - 6 mg/l, thời gian sục khí từ 4 - 9 ngày (tùy thuộc vào hàm lượng chất hữu cơ và Nitơ tổng trong thành phần nước thải). Tuy nhiên, kết quả khảo sát chất lượng nước rác của bãi rác Đông Thạnh cũng cho thấy rằng tỉ lệ BOD/COD rất thấp (0,15 – 0,25) thể hiện khả năng phân hủy sinh học kém, kèm theo độ cứng khá cao gây khó khăn cho quá trình xử lý sinh học. Do đó, việc áp dụng các biện pháp hoá lý và hoá học trong quá trình xử lý tiếp theo là điều cần thiết. Kết quả nghiên cứu cho thấy hiệu quả xử lý COD bằng chất oxy hoá mạnh là khá cao trong một thời gian tương đối ngắn. Tuy nhiên, nếu chỉ áp dụng phương pháp oxy hoá thì nước sau xử lý cũng không đạt yêu cầu và chi phí hoá chất cũng rất cao. Chính vì vậy, trước khi áp dụng biện pháp oxy hoá, nước thải cần được xử lý bằng các biện pháp sơ bộ như sục khí và keo tụ. Một số nghiên cứu đã được thực hiện và kết quả là hiệu quả khử COD 60 - 75% khi keo tụ bằng phèn bùn, và phản ứng oxy hoá với tác chất H₂O₂, xúc tác FeSO₄ cho phép giảm COD đến tiêu chuẩn loại B. Liều lượng H₂O₂ là 2 - 3 l/m³, FeSO₄ 3 - 5 kg/m³.

Quy trình công nghệ hệ thống xử lý nước rác cũ như sau:



Hình 10.20 Sơ đồ công nghệ hệ thống xử lý nước rỉ rác cũ

Thuyết minh công nghệ:

Nước rác được gom từ các hồ thu, sau khi qua song chắn rác để loại tạp chất có thể ảnh hưởng đến các công trình xử lý tiếp theo, đi vào bể điều hoà nhằm điều hoà lưu lượng và chất lượng nước. Từ bể điều hoà, nước thải được đưa vào bể sục khí nhằm giảm lượng COD dễ phân hủy, nhưng chủ yếu là để khử nito. Sau đó, nước thải đưa qua bể keo tụ và tiến hành keo tụ với tác chất là phèn bùn ở pH 5 và hàm lượng phèn là 2000 - 2500mg/l. Tiếp theo, COD trong nước thải sẽ bị oxy hoá bằng H₂O₂ với xúc tác là mangan và sắt (II). Liều lượng H₂O₂ và FeSO₄ tương ứng là 2 – 3 l/m³ và 3 - 5 kg/m³. Nước sau xử lý có thể đạt tiêu chuẩn loại B. Bùn từ bể keo tụ và bể oxy hoá sẽ được thu gom, xử lý, chôn lấp ngay tại bãi rác.

10.8.4 Xử lý nước thải sản xuất DOP

DOP (Diocetyl-phthalate) là sản phẩm tạo thành từ phản ứng este hoá giữa PA (Phthalic Anhydride) và 2-EH (2-Ethyl Hexanol), là chất hoá dẻo được sử dụng nhiều trong các ngành công nghiệp khác. Nước thải từ ngành công nghiệp sản xuất

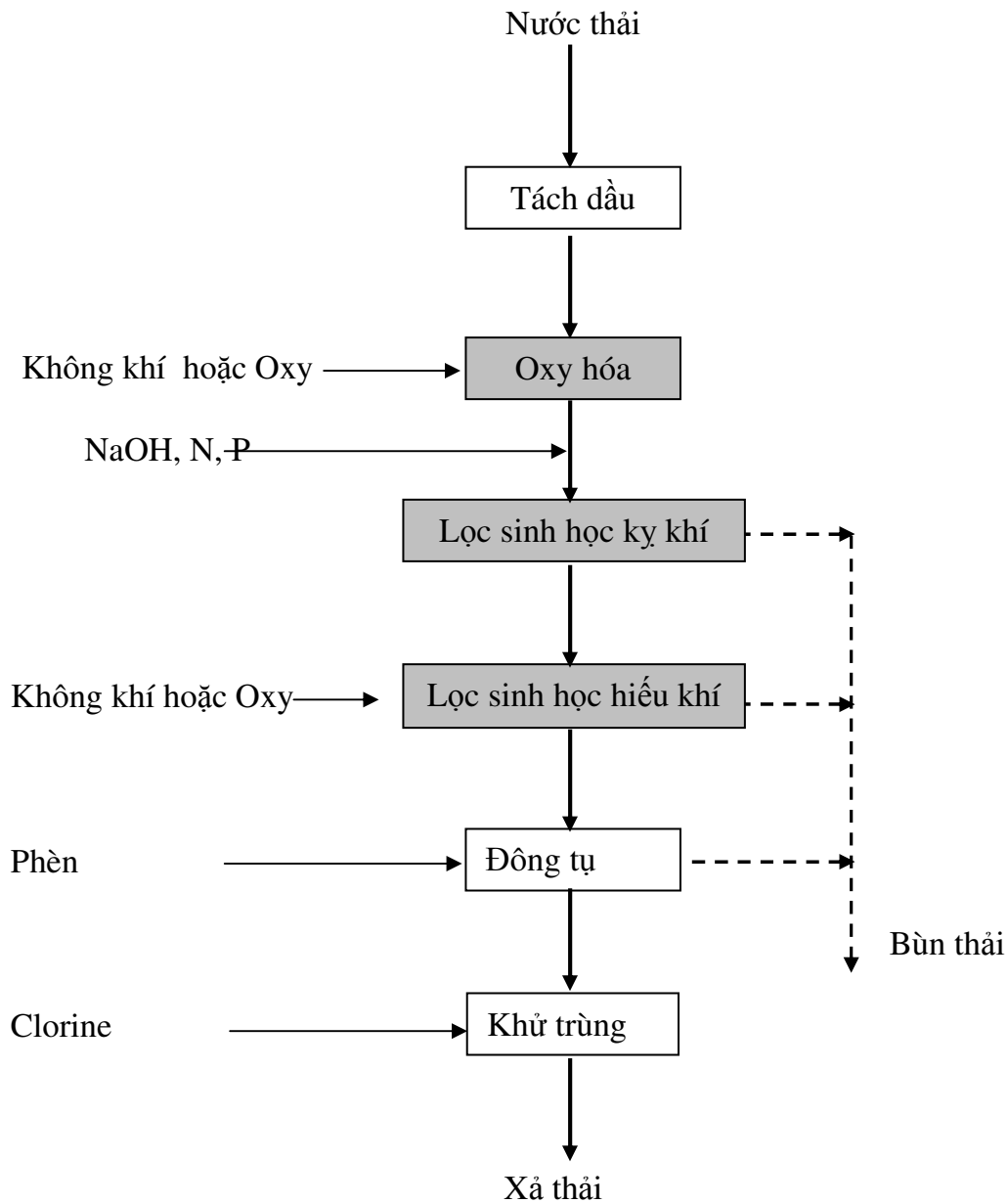
DOP chứa một hàm lượng lớn DOP, ngoài ra còn có TPT, 2-EH và MOP. Nước thải này có COD cao và hàm lượng dầu lớn.

Bảng 10.17 Các thông số ô nhiễm trong nước thải của nhà máy sản xuất DOP

ST	Chỉ tiêu	Đơn vị	Giá trị
T			
1.	pH		2.5-2.7
2.	COD	mg/l	2900-3000
3.	BOD	mg/l	700
4.	Nhiệt độ	°C	45-48

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TP HCM]

Do trong nước thải chứa nhiều dầu mỡ và COD cao nên quá trình xử lý cần kết hợp các phương pháp sinh học, hoá học và hoá lý. Quy trình công nghệ xử lý đề xuất:



Hình 10.21 Sơ đồ công nghệ hệ thống xử lý nước thải sản xuất DOP

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải sau khi tách dầu sẽ được sục khí (dùng khí nén hoặc oxy có sẵn từ trạm sản xuất Nitơ của nhà máy) nhằm oxy hóa và lôi cuốn một phần chất hữu cơ hòa tan trong nước thải, giảm hàm lượng dầu trước khi đưa vào xử lý sinh học.

Nước thải được trung hòa bằng NaOH đến pH 7-7,5, bổ sung dinh dưỡng và bơm vào bể lọc sinh học kỵ khí với lớp giá thể cố định bằng vật liệu nhựa biolite hoặc xơ dừa. Thời gian lưu nước trong bể lọc kỵ khí khoảng 24 giờ. Nước thải đầu ra bể lọc sinh học kỵ khí sẽ tự chảy vào bể lọc sinh học hiếu khí (giá thể cố định bằng vật liệu nhựa biolite hoặc xơ dừa), thời gian lưu nước 6-12 giờ. Có thể dùng khí oxy thay cho khí nén để tăng hiệu quả xử lý do tận dụng oxy thải ra từ trạm sản xuất khí nitơ của nhà máy. Nước thải đầu ra bể lọc sinh học hiếu khí sẽ chảy vào bể đông tụ, lắng cặn và được khử trùng trước khi xả thải.

10.8.5 Xử lý nước thải làng nghề sản xuất bún

Nồng độ các chất ô nhiễm có trong nước thải từ quá trình sản xuất của làng nghề sản xuất bún được trình bày trong *bảng 10.15*, cho thấy nồng độ chất hữu cơ dao động trong khoảng 1700-2000 mg/l.

Bảng 10.18 Các thông số nồng độ chất ô nhiễm nước thải làng nghề sản xuất bún

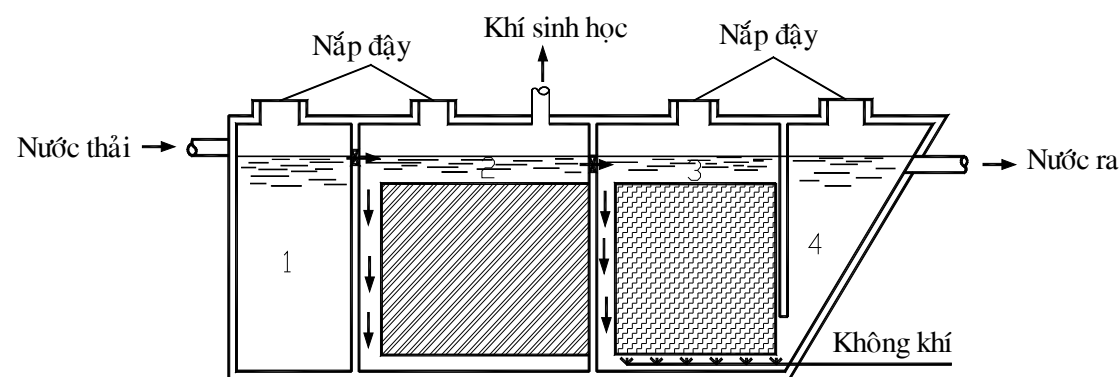
STT	Thành phần	Đơn vị	Kết quả
1.	pH		5.5-6.5
2.	COD	mg O ₂ /l	1700-2000
3.	BOD ₅	mg O ₂ /l	1000-1200
4.	SS	mg/l	120-450
5.	N _{tổng}	mg/l	25-45
6.	P _{tổng}	mg/l	10-12
7.	Coliform	MPN/100ml	4*10 ⁶

[Nguồn: Khoa Môi trường – Trường Đại học Bách Khoa TP HCM]

Phân tích nước thải tổng hợp cho thấy tỷ lệ BOD₅/COD bằng 0.6, nên công nghệ xử lý được lựa chọn là công nghệ sinh học. Do hàm lượng BOD₅ cao nên cần kết hợp xử lý sinh học kỵ khí và hiếu khí. Trong các công trình xử lý kỵ khí, công trình áp dụng thích hợp nhất là bể biogas cải tiến, gồm 2 ngăn: một ngăn lắng và một ngăn chứa vật liệu lọc, chính các vật liệu đệm tạo điều kiện tiếp xúc tốt giữa các chất ô

nhiễm và vi sinh vật. Đối với quá trình xử lý hiếu khí, công trình lọc sinh học hiếu khí với vật liệu đệm cố định có ưu điểm dễ vận hành, không gây mùi hôi thích hợp với dòng thải có lưu lượng nhỏ và gián đoạn.

Quy trình công nghệ:



- 1. Ngăn lắng 1
- 2. Ngăn lọc sinh học kỵ khí
- 3. Bể lọc sinh học hiếu khí
- 4. Ngăn lắng 2

Hình 10.22 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải làng nghề sản xuất bún

Thuyết minh công nghệ:

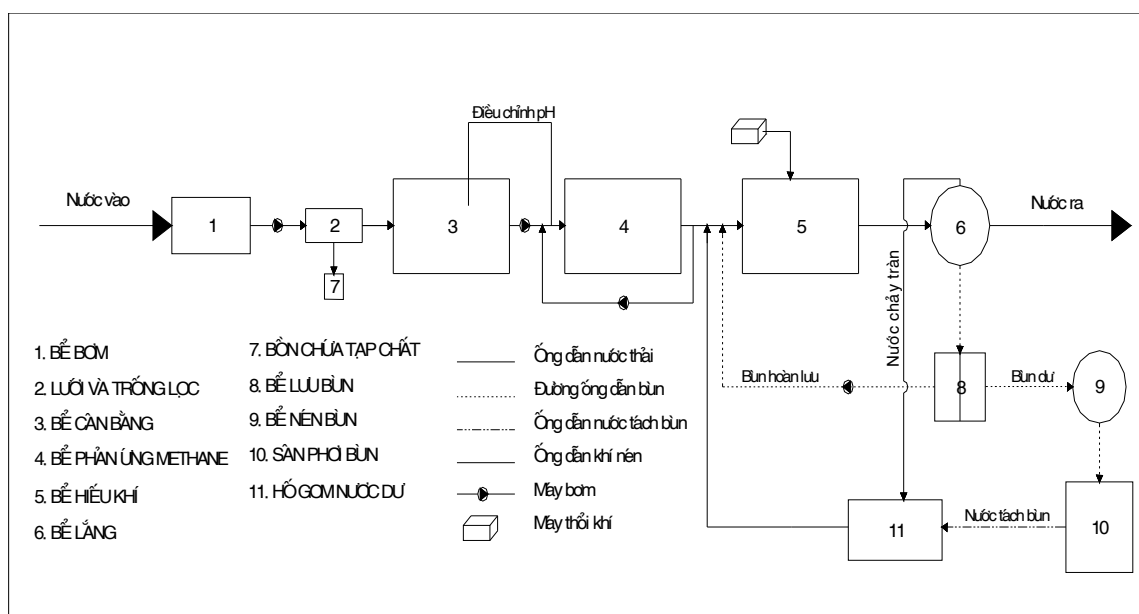
Nước thải đầu tiên được chảy qua song chắn rác, rác có kích thước lớn được giữ lại nhờ đó COD giảm tới 15%. Tiếp theo, nước thải chảy vào bể biogas đi qua ngăn lắng với thời gian lưu là 6 giờ, khoảng 90% cặn được giữ lại, cặn này sẽ được hút lên theo chu kỳ 3 tháng 1 lần. Sau đó, nước chảy sang ngăn xử lý lọc sinh học kỵ khí, và được phân phối đều trên diện tích đáy. Nước thải đi qua lớp vật liệu lọc, chất hữu cơ được phân hủy và Nitơ chuyển hoá thành NH_4^+ . Ở đây, sẽ giảm được 60% tải lượng hữu cơ với tổng thời gian lưu trong bể biogas là 73 giờ. Khí thu từ bể biogas

được sử dụng làm chất đốt phục vụ cho chăn nuôi và sinh hoạt của gia đình hoặc phát tán ra môi trường qua ống thải cao. Nước thải sau bể biogas cải tiến được dẫn sang bể lọc sinh học hiếu khí. Bể lọc sinh học hiếu khí chứa các vật liệu tiếp xúc làm giá thể cho vi sinh vật bám dính. Vật liệu tiếp xúc là các ống nhựa có dạng rãnh xoắn. Quần thể sinh vật bám trên giá thể có thể bao gồm vi khuẩn hiếu khí, vi khuẩn hiếu khí tùy tiện, nấm, tảo, động vật nguyên sinh. Hiệu quả xử lý COD trong bể này đạt 88% với thời gian lưu nước khoảng 15 giờ. Nước sau xử lý đạt tiêu chuẩn TCVN 5945 – 1995 loại B.

10.8.6 Xử lý nước thải sản xuất bia nhà máy bia Việt Nam

Nước thải của nhà máy có thành phần, tính chất và nhiệt độ không ổn định, phát sinh từ nhiều nguồn khác nhau như: nước làm lạnh, nước ngưng tụ, nước vệ sinh các thiết bị lên men, thùng nấu, bể chứa, đường ống, sàn nhà..., nước thải từ hầm lên men, nước rửa chai...

Nước thải nhìn chung có giá trị COD vào khoảng 1500mg/l, tỷ số BOD₅/COD cao, hàm lượng dinh dưỡng như N và P dồi dào, thích hợp cho quá trình xử lý sinh học.



Hình 10.23 Sơ đồ công nghệ xử lý nước thải sản xuất bia nhà máy bia Việt Nam

Thuyết minh công nghệ:

Nước thải từ các công đoạn sản xuất và vệ sinh thiết bị được tập trung vào bể bơm, sau khi qua song chắn rác thô nhằm loại bỏ những tạp chất có kích thước lớn như bao ni lông, ống hút... Từ đây, nước thải được bơm lên bể cân bằng. Trước khi vào bể cân bằng, nước thải được đưa qua lưới và trống lọc, đóng vai trò là thiết bị lọc tinh, loại bỏ phần rác mịn. Sau khi qua hệ thống lọc rác tinh, nước thải đi vào bể cân bằng. Bể cân bằng vừa có vai trò điều hoà lưu lượng và nồng độ các chất ô nhiễm, vì vậy bể này được trang bị hai máy thổi khí bề mặt, hoạt động luân phiên. Từ bể cân bằng, nước thải được bơm vào bể UASB. Ở đây diễn ra quá trình chuyển hoá các hợp chất có khả năng phân hủy sinh học với sự tham gia của các vi khuẩn lên men kỵ khí. Sản phẩm hình thành bao gồm một số hợp chất dễ phân hủy sinh học, CH₄, CO₂, H₂S, NH₃. Lượng khí sinh ra từ bể phản ứng metan được đốt bỏ qua đầu đốt tự động. Với thời gian lưu nước 6-8 giờ, hiệu suất của bể này lên đến 90%. Nước sau xử lý kỵ khí được chảy vào bể bùn hoạt tính hiếu khí. Với thời gian lưu 6 giờ, hiệu quả xử lý rất cao. Nước sau xử lý hiếu khí được đưa qua bể lắng nhằm tách bùn hoạt tính. Phần nước trong được thải vào nguồn tiếp nhận với COD < 50mg/l. Phần bùn lắng được tuần hoàn trở lại bể hiếu khí nhằm cân bằng lượng vi sinh trong bể. Phần bùn dư từ bể UASB và bể lắng được đưa vào sân phơi bùn. Bùn sau khi phơi có độ ẩm thấp được sử dụng làm phân bón. Phần nước tách bùn được đưa trở lại bể hiếu khí để tiếp tục được xử lý.