

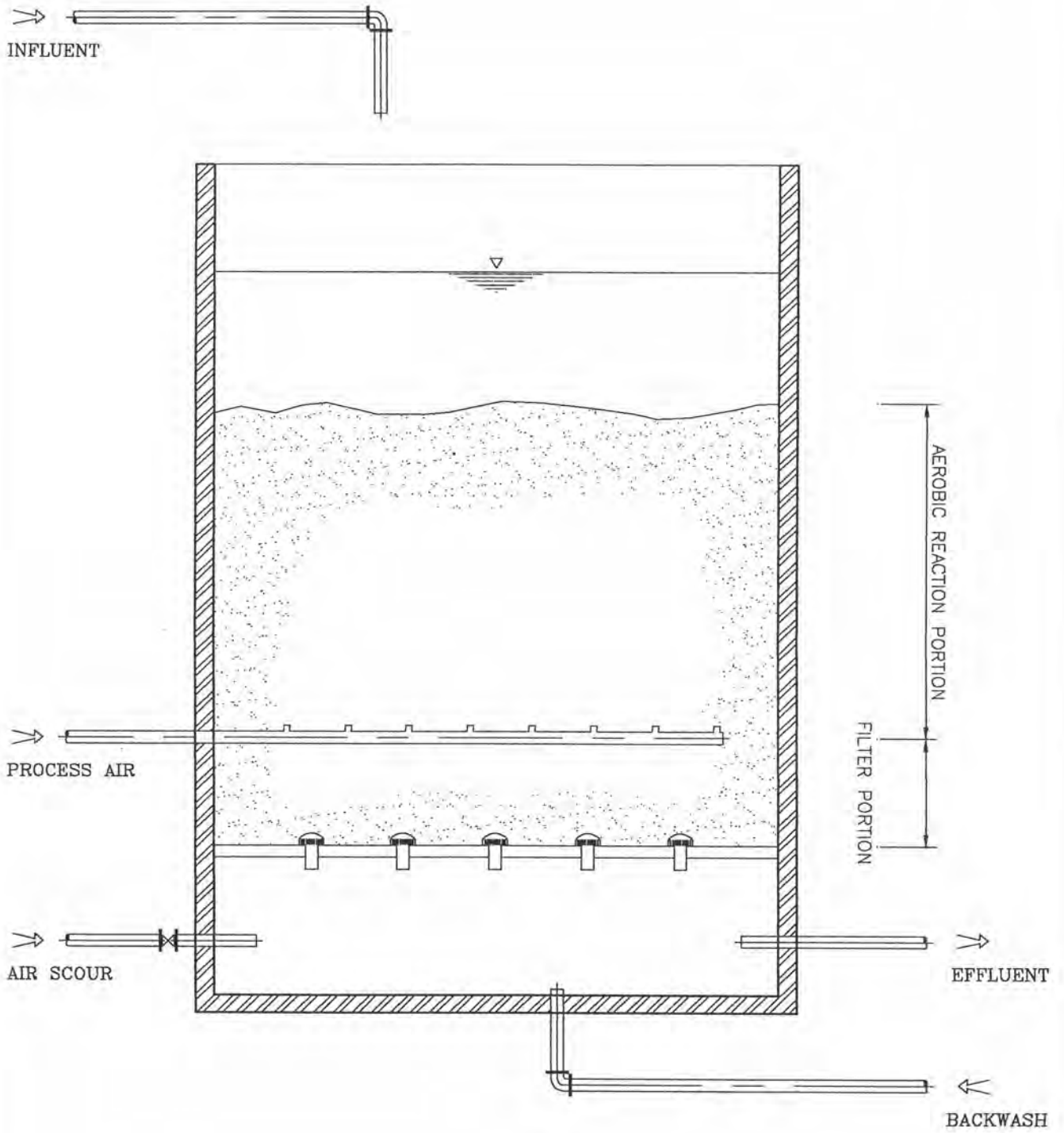


บทที่ 2

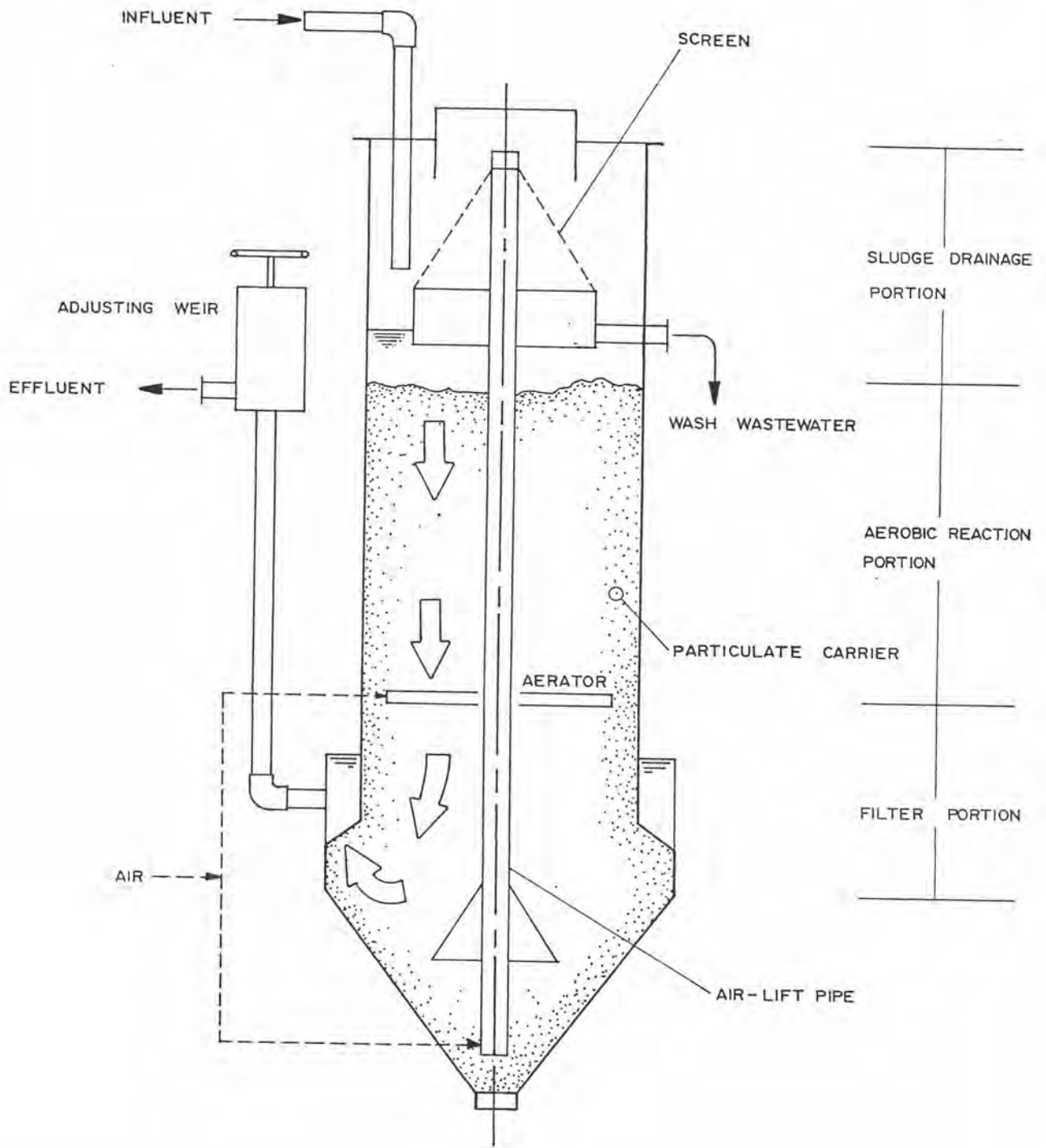
ทฤษฎี

## 2.1 หลักการทำงานของถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่ และถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพโดยใช้ถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่ เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบหนึ่งที่ได้พัฒนาปรับปรุงจากระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ (Biological Aerated Filter : BAF) กระบวนการบำบัดน้ำเสียเป็นแบบใช้ออกซิเจนโดยอาศัยจุลินทรีย์ที่ยึดติดตัวกลาง (fixed film process) จุลินทรีย์จะอาศัยยึดติดอยู่บนผิวตัวกลางเป็นฟิล์มบาง ๆ เรียกว่าฟิล์มชีวภาพ (biofilm) ตัวกลางที่ใช้ต้องมีคุณสมบัติที่เหมาะสม คือมีขนาด 2-6 มม. มีความถ่วงจำเพาะประมาณ 1.6 ซึ่งมีน้ำหนักมากกว่าน้ำเล็กน้อย เพื่อไม่กีดขวางการเดินทางและการแพร่กระจายของอากาศและน้ำเสีย เนื่องจากตัวกลางอยู่ในลักษณะแน่น มวลจุลินทรีย์ซึ่งเป็นฟิล์มชีวภาพในระบบมีประมาณ 15,000 ถึง 20,000 มก./ล. MLVSS สำหรับตัวกลางที่มีสัมประสิทธิ์พื้นที่ผิว 1312 ถึง 1640  $\text{m}^2/\text{m}^3$  ดังนั้นการเติมอากาศให้ระบบจะต้องพอเพียงกับความต้องการของจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียนั้น การเติมอากาศอาจใช้เครื่องอัดอากาศจ่ายอากาศผ่านหัวกระจายฟองละเอียดซึ่งติดตั้งอยู่ในชั้นตัวกลางภายในถังกรอง โดยคุมความเร็วลมไม่ให้มีผลไปขยายชั้นตัวกลาง ระบบการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องจะช่วยทำให้ชั้นตัวกลางไม่แน่นมาก ทำให้ชั้นตัวกลางไม่อุดตันเร็วเกินไป และการกรองสามารถเกิดได้ที่ความลึกด้านล่างของชั้นตัวกลาง ตำแหน่งหัวเติมอากาศจะแบ่งถังกรองออกเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกคือส่วนเติมอากาศซึ่งอยู่ด้านบนของหัวเติมอากาศมีความสูง 1.5 ถึง 1.8 ม. และส่วนที่สองคือส่วนกรองน้ำใสอยู่ด้านล่างของหัวเติมอากาศมีความสูง 0.3 ม. ถึง 0.5 ม. ดังแสดงในรูปที่ 2.1 และ รูปที่ 2.2 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์ และสารแขวนลอยในน้ำเสียจะเกิดตลอดทั้งชั้นตัวกลางของถังกรองสำหรับส่วนกรองด้านล่างที่ไม่ได้เติมอากาศจะทำหน้าที่กำจัดตะกอนแขวนลอยทำให้น้ำที่ใสไม่ต้องใช้ถังตกตะกอน



รูปที่ 2.1 แสดงตัวอย่างถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลลง (Degremont, 1991)



รูปที่ 2.2 แสดงส่วนประกอบของถังกรองชีวภาพแบบสารกรองเคลื่อนที่ (R.D. Tyagi, 1990)

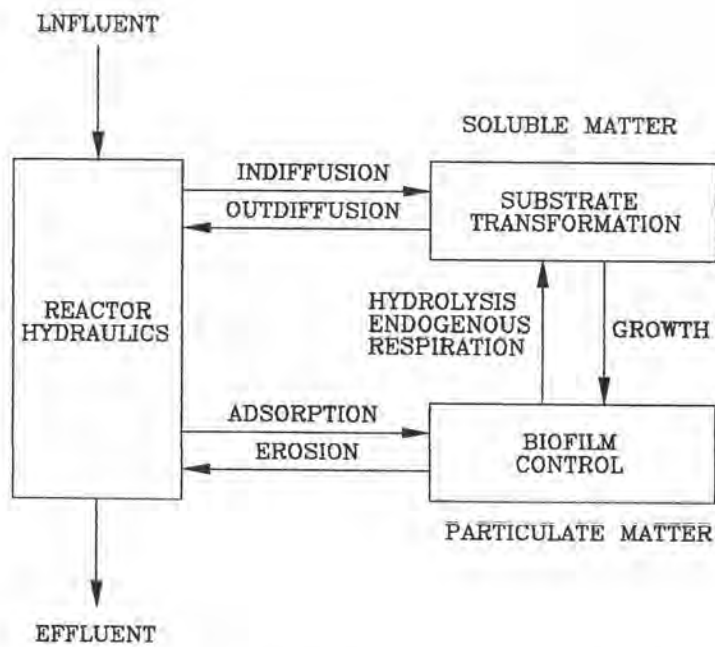
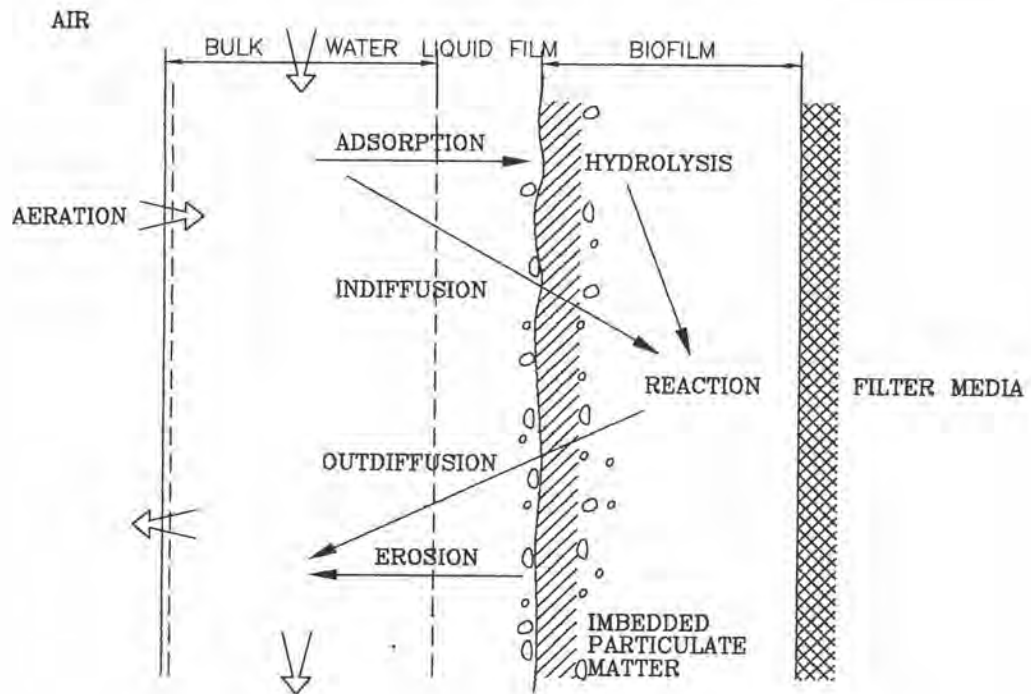
ถังกรองชีวภาพเติมอากาศ เมื่อบำบัดน้ำเสียไประยะหนึ่ง จะมีมวลจุลินทรีย์เติบโตมากในระบบ เกิดการสะสมตะกอนแขวนลอยในชั้นตัวกลางทำให้ถังกรองเกิดการอุดตัน จึงจำเป็นต้องทำการล้างย้อนถังกรอง (back wash) โดยควบคุมจากระดับน้ำสูญเสีย (head loss) ที่กำหนดไว้ซึ่งมีระยะประมาณ 1-2 ม. ทำให้ระบบต้องหยุดพักเพื่อทำการล้างย้อน แต่ถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่จะมีการหมุนเวียนดึงตัวกลางออกมาล้าง โดยทั่วไปการหมุนเวียนล้างตัวกลางจะใช้ระบบลมยก (air lift system) ตัวกลางจะถูกดูดออกบริเวณด้านล่างของถังกรองผ่านชุดล้างตัวกลางเพื่อกำจัดตะกอนแขวนลอยและฟิล์มชีวภาพที่หนาเกินไป จากนั้นตัวกลางที่ล้างแล้วพร้อมกับฟิล์มบาง ๆ จะถูกลมยกขึ้นไปปล่อยลงถังกรองใหม่เป็นวัฏจักรหมุนเวียนตลอดเวลา

## 2.2 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์โดยกระบวนการฟิล์มชีวภาพ

กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยฟิล์มชีวภาพเป็นกระบวนการถ่ายเทมวลสารอินทรีย์และออกซิเจนพร้อมกันระหว่างพื้นผิวที่แตกต่างกัน (heterogenous nature) คือระหว่างผิวฟิล์มชีวภาพซึ่งเป็นมวลจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลาง กับผิวของเหลวโดยรอบ ดังแสดงในรูปที่ 2.3 โดยมีขั้นตอนดังนี้ (E.Arvin และ P. Harremões, 1990)

1. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขตร่วม (interface) ระหว่างชั้นของเหลวและฟิล์มชีวภาพ
2. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายจะถ่ายเทผ่านเขตร่วมไปยังชั้นของฟิล์มชีวภาพ
3. มีการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายโดยพวกจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพ
4. มีการถ่ายเทผลิตภัณฑ์ได้ คือ  $\text{CO}_2$  ,  $\text{H}_2\text{O}$  จากชั้นฟิล์มชีวภาพไปยังเขตร่วม
5. ผลิตภัณฑ์ได้นี้จะถูกถ่ายเทต่อจากเขตร่วมไปยังชั้นของเหลว

อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์อาจถูกควบคุมโดยออกซิเจน และ/หรือ สารอินทรีย์ กล่าวคือ ชั้นนอกจะเป็นชั้นแอโรบิก ปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียเป็นแบบใช้ออกซิเจน ส่วนชั้นในถัดเข้าไปจะเป็นชั้นที่ไม่มีออกซิเจน ดังนั้น ปฏิกริยาการย่อยสลาย



รูปที่ 2.3 แสดงปรากฏการณ์พื้นฐานที่เกิดขึ้นของปฏิสัมพันธ์ระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำ และฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง ( E.Arvin และ P.Harremöes, 1990 อ้างจาก Harremöes และ Gonenc,1983)

สารอินทรีย์ จึงเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจน ปฏิกริยาการย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนอิสระจะรวดเร็วกว่าแบบไม่ใช้ออกซิเจน อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในชั้นแอโรบิคเป็นส่วนใหญ่ ความหนาของชั้นแอโรบิคนี้เรียกว่า ความหนาประสิทธิผล (effective depth) ซึ่งขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ (ศุภมิตร, 2533) ได้แก่ ความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ ความหนาแน่นจุลชีพ และอัตราการใช้สารอินทรีย์ (substrate uptake rate) E.Arvin และ P.Harrembès, (1990) ได้สรุปสิ่งที่ควรพิจารณาออกแบบถึงปฏิกรณ์แบบฟิล์มชีวภาพมีดังนี้

1. รูปร่างรูปทรงของตัวกลางพร้อมฟิล์มชีวภาพ และลักษณะการไหลของน้ำเมื่อผ่านฟิล์มชีวภาพนั้น
2. รูปแบบในการเติมอากาศ เพื่อจ่ายออกซิเจนให้เพียงพอกับกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน
3. การควบคุมปริมาณมวลจุลินทรีย์ที่เติบโตขึ้นบนผิวตัวกลาง

### 2.3 การถ่ายเทมวลสารอาหารและออกซิเจน

การถ่ายเทมวลสารอาหาร และออกซิเจนจากน้ำเสียไปยังเซลล์ของแบคทีเรีย ภายในฟิล์มชีวภาพนั้น เป็นกระบวนการแพร่ซึม (molecular diffusion) ตามกฎของฟิค (Fick's Law) ซึ่งสามารถเขียนเป็นสมการศาสตร์ได้ดังนี้

$$N = - D \frac{ds}{dy} \dots\dots\dots(2.1)$$

โดยที่	N =	อัตราการแพร่ซึมมวล	M/L <sup>2</sup> t
	D =	สัมประสิทธิ์แพร่ซึม	L <sup>2</sup> /t
	s =	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์	M/L <sup>3</sup>
	y =	ระยะทาง	L

ใน คศ. 1985 Stere Reiber และ David Stensel ได้ทำการทดลองการถ่ายเทออกซิเจนระบบ BAF โดยใช้ถังปฏิกิริยาเส้นผ่าศูนย์กลาง 16.5 ซม. บรรจุแอนทราไซต์เป็นตุ๊กกลางสูง 1.5 ม. พบว่าประสิทธิภาพในการละลายน้ำของออกซิเจนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำสูงขึ้น กล่าวคือประสิทธิภาพการละลายน้ำของออกซิเจนจะเพิ่มขึ้น 2.5 ถึง 11% เมื่อภาระบรรจุทุกสารอินทรีย์เพิ่มจาก 2 เป็น 14 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ซึ่งชี้ให้เห็นว่าหลักการการแพร่ซึมถ่ายเทออกซิเจนระหว่างผิวฟิล์มชีวภาพและน้ำตามสมการ 2.1 ไม่เพียงพอที่จะสามารถอธิบายกลไกการถ่ายเทออกซิเจนในถังกรองชีวภาพได้ และได้สรุปกลไกการถ่ายเทออกซิเจนในระบบบีเอเอฟไว้ดังนี้

1) การถ่ายเทออกซิเจนระหว่างผิว (ฟิล์มชีวภาพกับผิวน้ำ) และการละลายของออกซิเจนสู่น้ำเกิดในขณะเดียวกันโดยทันทีทันใด

2) การละลายของออกซิเจนลงสู่น้ำเป็นไปตามกระบวนการแพร่ซึม แต่การถ่ายเทออกซิเจนระหว่างผิวเกิดจากหลักการแพร่ซึมของออกซิเจนระหว่างผิวฟิล์มชีวภาพกับน้ำ รวมกับกระบวนการถ่ายเทจากฟองอากาศสู่ผิวฟิล์มชีวภาพโดยตรง

3) การเพิ่มพื้นที่ผิวฟิล์มชีวภาพ และการเพิ่มปริมาณฟองอากาศ, หรือความเร็วฟองอากาศ ทำให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างฟองอากาศ กับเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนอย่างใกล้ชิด ทำให้การใช้สารอาหารในน้ำเสียเป็นไปอย่างรวดเร็ว กับเพิ่มอัตราการถ่ายเทออกซิเจนระหว่างผิว อย่างไรก็ตามอัตราการถ่ายเทออกซิเจนระหว่างผิวจะเพิ่มอย่างมีขีดจำกัด การเพิ่มปริมาณฟองอากาศ และความเร็วฟองอากาศสูงขึ้นอีก ก็ไม่มีผลต่ออัตราการถ่ายเทออกซิเจนระหว่างผิว

#### 2.4 ความหนาประสิทธิผล (effective thickness)

ลักษณะชั้นของฟิล์มชีวภาพ ที่มีความหนามากอาจแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ แอโรบิค และแอนแอโรบิค ดังแสดงในรูปที่ 2.4 ได้มีการทดลองพบว่าอัตราการใช้สารอินทรีย์โดย

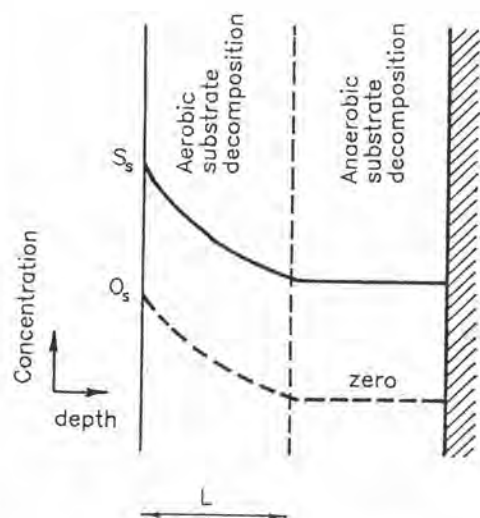
ฟิล์มชีวภาพเพิ่มขึ้นเมื่อความหนาของฟิล์มชีวภาพเพิ่มขึ้น แต่อัตราการใช้สารอินทรีย์จะคงที่เมื่อความหนาของฟิล์มชีวภาพหนากว่าความหนาของชั้นแอโรบิค โดยความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 70 - 100 ไมโครเมตร ( ศุภมิตร, 2523 อ้างจาก Tomlinson & Snaddon 1966 และ Komegay & Andrews, 1986) ซึ่งฟิล์มชีวภาพในระบบกำจัดน้ำเสียต่างๆ นั้น การกำจัดสารอินทรีย์จะเกิดก็เฉพาะชั้นผิวบนอกบางๆ เท่านั้น ดังนั้นในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบกำจัดดังกล่าว กระทำได้โดยเพิ่มความหนาของชั้นแอโรบิค หรือ การใช้ก๊าซออกซิเจนแทนอากาศ เป็นต้น

## 2.5 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจน

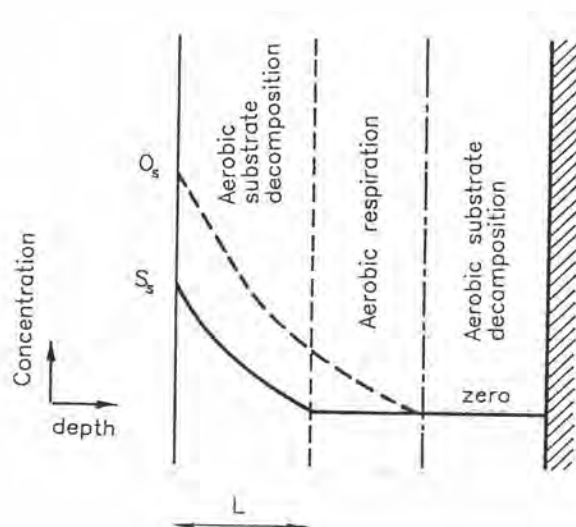
ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียแบบใช้ออกซิเจน ปฏิกริยาชีวเคมีนี้ประกอบด้วยสารให้อิเล็กตรอน (electron donor) ซึ่งได้แก่สารอินทรีย์ต่างๆ กับสารรับอิเล็กตรอน (electron acceptor) ซึ่งได้แก่ออกซิเจนซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำ อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวภาพในระบบกำจัดน้ำเสียนั้น อาจถูกควบคุมโดยสารให้อิเล็กตรอน และ/หรือสารรับอิเล็กตรอน (ในที่นี้หมายถึง สารอินทรีย์ และ/หรือออกซิเจนละลายน้ำ) ซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสีย อัตราการถ่ายเทมวลของสารทั้งสอง และสัมประสิทธิ์ปฏิกิริยาย่อยสลาย (stoichiometric coefficient)

รูปที่ 2.5 แสดงสภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และ/หรือออกซิเจน ซึ่งจะเห็นว่าขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ กล่าวคือ ที่ค่าความเข้มข้นหนึ่งของออกซิเจนละลายน้ำอัตราการใช้สารอินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 3 ช่วง คือ ช่วงแรกอัตราการใช้สารอินทรีย์จะเพิ่มขึ้นเป็นเส้นตรงเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นสารอินทรีย์ (substrate limit) ช่วงที่สองเป็นช่วงที่อัตราการใช้สารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราเพิ่มลดน้อยลงในช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์ถูกควบคุมโดยทั้งสารอินทรีย์และออกซิเจน (substrate and oxygen limit) ส่วนช่วงที่สาม เป็นช่วงอัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวภาพคงที่ไม่ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์มากเท่าใดก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออกซิเจนละลายน้ำถูกใช้หมดทำให้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น ดังนั้นในช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมและจำกัดโดยออกซิเจน (oxygen limit)



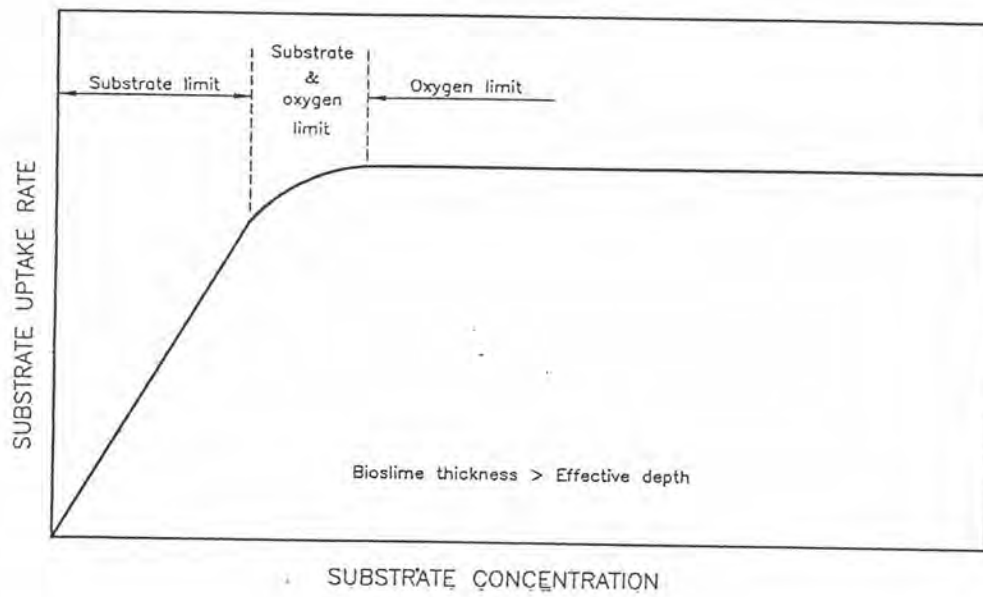


High substrate concentration  
low dissolved oxygen level  
(a) oxygen limitation



Low substrate concentration  
high dissolved oxygen level  
(b) substrate limitation

รูปที่ 2.4 ลักษณะชั้นฟิล์มชีวภาพในกรณีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และออกซิเจน



รูปที่ 2.5 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และ/หรือออกซิเจนในระบบกำจัดน้ำเสียแบบใช้ฟิล์มชีวภาพ

## 2.6 การเกาะและการหลุด (growth and slaughting of the biofilm)

การเกิด/เกาะของฟิล์มชีวภาพสามารถเกิดได้โดยง่าย เมื่อตัวกลางสัมผัสกับน้ำเสีย ฟิล์มชีวภาพจะเกิดขึ้นในระยะเวลา 14 วัน ภายใต้สภาวะมีออกซิเจน (Henze, Harremoos, Jansen และ Arvin, 1995) ฟิล์มชีวภาพแบ่งเป็น สองพวก พวกแรกคือ พวกฟิล์มแน่น ฟิล์มชีวภาพจะเกาะจับกันและแขวนลอยตัวอยู่ในน้ำมีผิวเรียบ พวกที่สองคือ พวกเส้นใยเกิดจากแบคทีเรียชนิดเส้นใยหลายชนิดมายึดเกาะกัน โดยทั่วไปเป็นพวก Chlamydo-bacterials *Sphaerotilus Natans* ความหนาแน่นแบคทีเรียแบบฟิล์มชีวภาพจะมีปริมาณ 10 ถึง 100 กก. VSS/ลบ.ม. แต่ที่พบส่วนใหญ่จะมีความหนาแน่น 40-60 กก.VSS/ลบ.ม.

การหลุดของฟิล์มชีวภาพขึ้นกับ องค์ประกอบต่างๆ ได้แก่

- 1) ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านฟิล์มชีวภาพ
- 2) การย่อยสลายตัวเองของจุลินทรีย์ที่อยู่ด้านล่างของฟิล์มชีวภาพ เนื่องจากการขาดออกซิเจน
- 3) การอึดตัวเต็มทีของฟองอากาศที่อยู่ด้านล่างฟิล์มชีวภาพ เช่น ฟองก๊าซมีเทนจากการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน หรือ ฟองก๊าซไนโตรเจนจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่น

## 2.7 องค์ประกอบทางเคมีของฟิล์มชีวภาพ

ฟิล์มชีวภาพนี้ประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96% โดยน้ำหนัก และมี volatile solids ต่ำเพียง 1.9-3.2% เท่านั้น (Characklis, 1980) ส่วนประกอบเคมีสามารถเขียนเป็นสูตรเคมีดังนี้  $C_5H_7O_2N$  (Burkhead & Mckinney, 1969) นอกจากนี้ฟิล์มชีวภาพยังประกอบด้วยสารอนินทรีย์ในปริมาณน้อยได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกเนเซียม (Mg) และเหล็ก (Fe) เป็นต้น ซึ่งปริมาณสารอนินทรีย์เหล่านี้ในฟิล์มชีวภาพขึ้นกับความเข้มข้นของสารอนินทรีย์ในน้ำเสีย

## 2.8 กลไกการกรองที่มีผลต่อถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่

ถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่มีลักษณะคล้ายถังกรองชีวภาพเติมอากาศ ซึ่งเป็นกรรมวิธีบำบัดน้ำเสียที่รวมเอาขบวนการทางชีวเคมี และการกรองน้ำมาใช้งานร่วมกัน ดังนั้นหลักการและองค์ประกอบที่มีผลต่อการกรองนั้นก็จะมีลักษณะเช่นเดียวกับการขจัดสิ่งสกปรก โดยเฉพาะอย่างยิ่งอนุภาคแขวนลอยที่ปะปนอยู่ในน้ำโดยกรรมวิธีการกรองทั่วๆ ไป (สิทธิชัย, 2525)

Iwasaki (1937) ได้เคยกล่าวถึงหลักการและองค์ประกอบที่มีผลต่อกรรมวิธีการกรองหลายประการ ต่อมาภายหลังได้รับการดัดแปลงและแก้ไข โดย Stein (1940) ดังนี้

- 1) การกรองเป็นขบวนการของการไหล (dynamic process) ดังนั้น ความสามารถในการกรองนั้นจะขึ้นอยู่กับความลึกของเครื่องกรอง และเวลาที่ใช้ในการไหลผ่านเครื่องกรอง
- 2) ความสามารถในการกำจัดอนุภาคแขวนลอยที่ไหลผ่านชั้นกรองหนึ่งๆ ของเครื่องกรองนั้นจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับค่าความเข้มข้นของอนุภาคแขวนลอยทั้งหมดที่ผ่านเข้าไปในชั้นต่อนั้น
- 3) ปริมาณอนุภาคแขวนลอยที่ถูกกำจัดออกในขณะกรองช่วงแรกๆ จะมีปริมาณที่เป็นสัดส่วนคงที่นั่นคือ ปริมาณรวมของอนุภาคแขวนลอยที่ถูกกำจัดออกนั้นจะเพิ่มขึ้นในลักษณะเป็นเส้นตรง เมื่อเทียบกับเวลาและต่อไปสัดส่วนดังกล่าวก็จะลดลงเรื่อยๆ ซึ่งทำให้ปริมาณของอนุภาคแขวนลอยที่ถูกกำจัดออกนั้นไม่คงลักษณะเป็นเส้นตรงอย่างเดิมเมื่อเทียบกับเวลาและในที่สุดก็จะลดลง นั่นคือ เครื่องกรองไม่สามารถที่จะทำการกรองได้อีกต่อไป ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณของการอุดตัน
- 4) สิ่งสกปรกที่เกิดจากอนุภาคแขวนลอยที่ถูกเครื่องกรองดักไว้นั้น ต่อไปก็จะเป็นสาเหตุที่ทำให้เครื่องกรองอุดตัน

Crapps (1996) ได้รวบรวมและอธิบายตลอดจนแสดงถึงการกำจัดอนุภาคแขวนลอยออกจากของไหลในการกรองโดยใช้เครื่องกรองที่มีหลายเป็นตัวกรองรวม 8 ขบวนการคือ

- 1) การดักอนุภาคแขวนลอยโดยตรง (direct sieving)
- 2) การตกตะกอน (sedimentation)
- 3) การกระทบเนื่องจากความเฉื่อย (inertial impaction)
- 4) การเคลื่อนที่แบบบราวเนียน (brounian movement)
- 5) โอกาสที่เกิดการสัมผัสกัน (chance of contact)
- 6) การแพร่กระจาย (diffussion)
- 7) อิทธิพลของแรง แวน เดอร์ วาลส์ (van der waals forces)
- 8) อิทธิพลจากประจุไฟฟ้า (electro kinetic effects)

ซึ่งในแต่ละขบวนการมีหลักการและทฤษฎีสรุปโดยย่อได้ดังนี้

- 1) การดักอนุภาคแขวนลอยโดยตรง (direct sieving)

เกิดขึ้นเนื่องจากอนุภาคแขวนลอยมีขนาดใหญ่กว่าช่องว่างระหว่างตัวกลางในเครื่องกรอง ในกรณีนี้อนุภาคแขวนลอยถูกดักไว้โดยตรง

Hall (1952) ได้ให้ข้อเสนอแนะเกี่ยวกับการดักอนุภาคโดยตรงว่า

$$P_s \simeq \frac{D}{d} \dots\dots\dots(2.2)$$

โดยที่

$P_s$  = ค่าความเป็นไปได้ในการกำจัดอนุภาคแขวนลอย

$D$  = เส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาคแขวนลอย, ซม.

$d$  = เส้นผ่าศูนย์กลางของเม็ดทรายหรือตัวกลาง, ซม.

แต่ทั้งนี้ความเร็วของการไหลผ่านชั้นทรายชั้นนั้นจะต้องน้อยมาก ๆ

แบคทีเรียซึ่งมีขนาดทั่วไปอยู่ระหว่าง 1-10 ไมครอน และตะกอนย่อย ๆ ของสารจำพวกเหล็กและอลูมิเนียมที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางโดยทั่วไปอยู่ระหว่าง 20-50 ไมครอน ดังได้แสดงขนาดของอนุภาคต่าง ๆ ในรูปที่ 2.6 ก็ไม่สามารถถูกดักโดยเม็ดทรายหรือตัวกรอง สมมติว่าขนาดของเม็ดทรายมีเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.4 มิลลิเมตร จะทำให้ช่องว่างระหว่างเม็ดทรายมีขนาดโต 62 ไมครอน ดังนั้น ตัวกรองดังกล่าวจะไม่สามารถดักอนุภาคแขวนลอย (Colloidal Matter) ที่โดยทั่วไปมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางอยู่ระหว่าง 0.001-0.1 ไมครอนได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.7

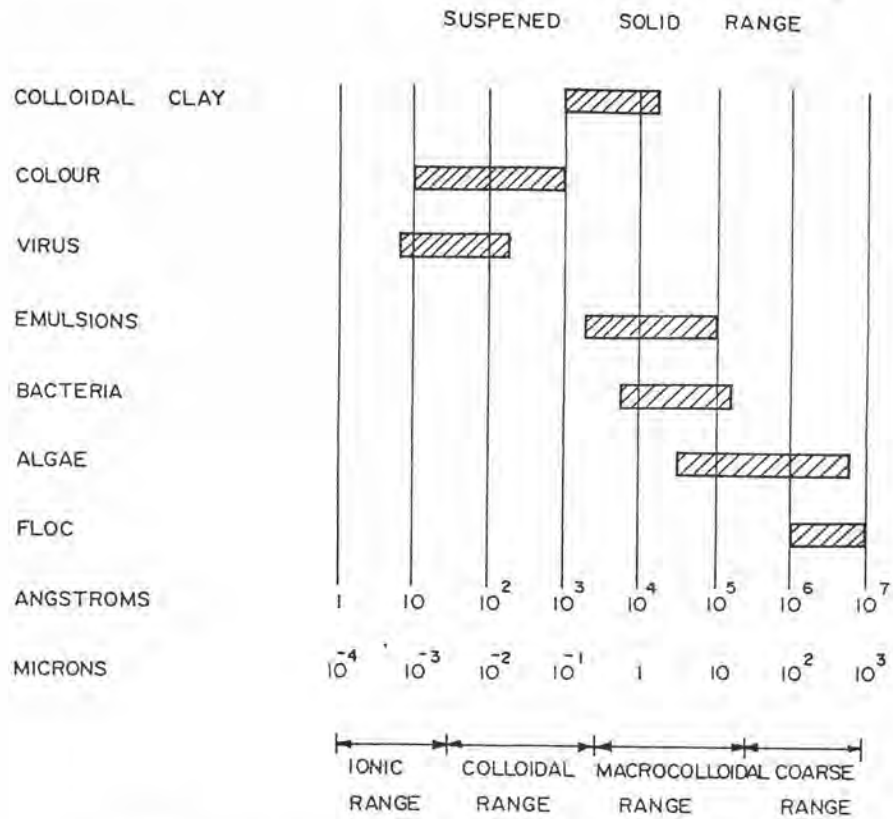
แต่อนุภาคแขวนลอย (suspended particle) นั้นจะถูกดักอยู่ระหว่างรอยต่อของสารกรอง (interstitial straining) ในขณะที่น้ำไหลผ่านช่องว่างระหว่างเม็ดทรายนี้จะมีความเร็วในการไหลเพิ่มขึ้นและทำให้อนุภาคแขวนลอยกระทบกันจนเกิดการรวมตัวกันมากที่สุด อนุภาคที่เกาะรวมตัวกันนั้นจะมีขนาดใหญ่ขึ้นและถูกดักไว้ในช่องว่างระหว่างเม็ดทรายนั้น เมื่อเวลานานเข้าอนุภาคที่ถูกดักไว้นี้ก็จะมีปริมาณเพิ่มขึ้นจนเกิดการอุดตันได้ ในทางปฏิบัติสำหรับเครื่องกรองนั้นเมื่ออนุภาคถูกดักไว้ในขณะไหลผ่านทรายกรองจะทำให้เกิดการอุดตันได้ง่าย และทำให้ค่าของระดับน้ำสูญเสียเพิ่มขึ้นตามเวลาอย่างรวดเร็วซึ่งต้องแก้ไขโดยใช้ขนาดของทรายกรองขนาดใหญ่ขึ้น เพื่อไม่ต้องล้างเครื่องกรองบ่อย ๆ

## 2) การตกตะกอน (sedimentation)

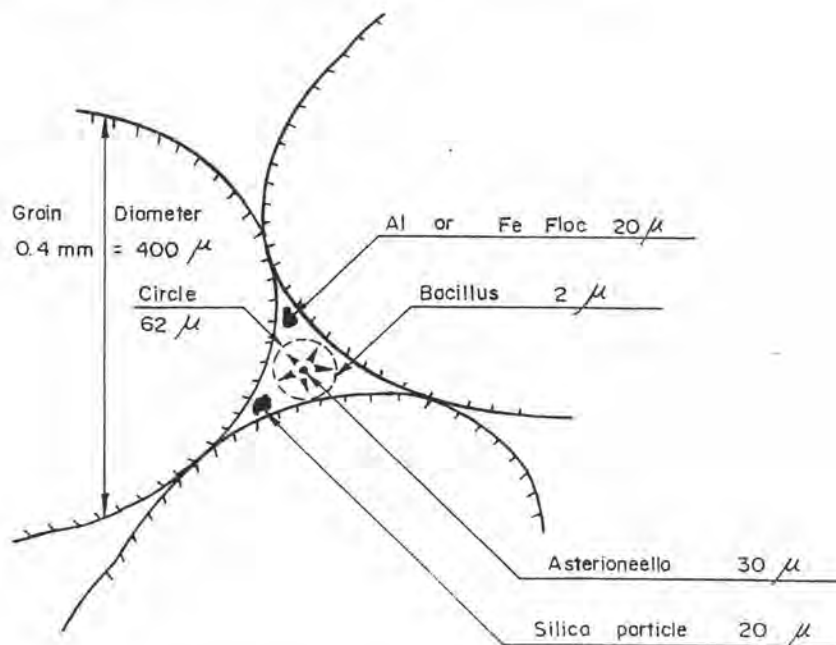
เกิดขึ้นโดยอนุภาคแขวนลอยซึ่งมีขนาดเล็กกว่าช่องว่างระหว่างเม็ดทรายที่ไม่ถูกดักโดยตรง จะตกตะกอนบนผิวของเม็ดทรายโดยขบวนการแบบถึงตกตะกอนและการตกตะกอนนี้ โดยวิธีนี้เกิดขึ้นได้ในทุกชั้นทราย ไม่ได้เกิดขึ้นเฉพาะตอนล่างเหมือนถึงตกตะกอนทั่ว ๆ ไป ในการคำนวณหาพื้นที่บนผิวเม็ดทรายซึ่งจะนำไปหาพื้นที่รวมที่ใช้ในการตกตะกอนนั้นสามารถคำนวณได้จากสูตร

$$\text{พื้นที่ผิวบนเม็ดทราย} = 6 (1-p) \frac{\text{เมตร}^2}{\text{เมตร}^3} \dots\dots\dots(2.3)$$

d



รูปที่ 2.6 แสดงช่วงขนาดของสารแขวนลอยชนิดต่างๆ



รูปที่ 2.7 แสดงขนาดของช่องว่างระหว่างเม็ดทรายและสารแขวนลอย

โดยที่

$p$  = ค่าความพรุนของมวลทรายกรองใน 1 ลูกบาศก์เมตร

$d$  = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของเม็ดทราย , เมตร

จะได้พื้นที่บนผิวเม็ดทรายเป็นตารางเมตรต่อ 1 ลูกบาศก์เมตรของทรายกรอง สมมุติว่าทรายกรองมีเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.8 มิลลิเมตร มีค่าความพรุน 0.4 จะมีพื้นที่บนผิวเม็ดทรายรวม 4,500 ตารางเมตรต่อ 1 ลูกบาศก์เมตรของทรายกรอง และถ้าทรายกรองมีพื้นที่หน้าตัด 1 ตารางเมตร มีความหนาของชั้นทรายกรอง 1.2 เมตร จะมีพื้นที่ผิวบนเม็ดทรายรวม 5,400 ตารางเมตร เป็นต้น

ในการตกตะกอนบนผิวเม็ดทรายนั้น พื้นที่บริเวณเม็ดทรายที่มีผลต่อการตกตะกอนมีเฉพาะผิวด้านบนที่หันขึ้น ซึ่งไม่สัมผัสกับเม็ดทรายอื่น และไม่ถูกรบกวนด้วยการไหลของน้ำประมาณว่า มีค่าเพียง 300 ตารางเมตรต่อ 1 ลูกบาศก์เมตรของทรายกรอง

ประสิทธิภาพของการตกตะกอนบนผิวทรายนั้น ส่วนใหญ่ขึ้นอยู่กับอัตราการกรองและความเร็วในการตกตะกอนของอนุภาคแขวนลอย สำหรับความเร็วในการตกตะกอนของอนุภาคแขวนลอยนั้น Stoke ได้กำหนดไว้ดังนี้

$$S = \frac{1}{18} \cdot \frac{g \cdot \Delta \rho \cdot d^2}{\nu \cdot \rho} \dots\dots\dots(2.4)$$

โดยที่

$S$  = ความเร็วในการตกตะกอนของอนุภาคแขวนลอย (settling velocity of suspended particles ( $<5(10)^6$ )) ซม./วินาที

$g$  = ค่าคงที่ของความโน้มถ่วง (gravity constant) 9.81 ซม./วินาที<sup>2</sup>

$\nu$  = ความหนืดของของไหลที่ต้องการกรอง (kinematic viscosity of the fluid) ซม./วินาที

$\rho$  = ความหนาแน่นของน้ำ (mass density of water) กรัม/ซม.<sup>3</sup>.



$\rho + \Delta\rho$  = ความหนาแน่นของน้ำที่มีอนุภาคแขวนลอย (mass density of suspended matter) กรัม/ซม<sup>3</sup>.

$d$  = เส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาคแขวนลอย (diameter of the spherical particle) ซม.

สมมติให้  $\Delta\rho \simeq 0.1$  สำหรับอนุภาคแขวนลอยที่ประกอบด้วยน้ำ 95% จะทำให้

$$\begin{aligned} S &= (0.0416)10^6 d^2 \\ (0.416)10^6 d^2 &> (5)(10)^{-6} \\ d &> (11)10^{-6} \text{ m} \\ &> 11 \text{ ไมครอน} \end{aligned}$$

สำหรับอนุภาคแขวนลอยที่มีขนาดเล็กและเบากว่านี้จะถูกกำจัดด้วยวิธีนี้เพียงบางส่วน โดยการตกตะกอนในชั้นทรายที่ลึกลงไป แต่สำหรับสารแขวนลอยนั้นไม่สามารถแยกออกได้โดยวิธีนี้

Ives (1962) ได้พบว่า การตกตะกอนของอนุภาคแขวนลอยทำให้ช่องว่างระหว่างเม็ดทรายมีขนาดเล็กลงเรื่อยๆ ซึ่งจะมีผลทำให้ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านเพิ่มขึ้น และทำให้อนุภาคแขวนลอยที่ตกตะกอนอยู่ก่อนนั้นเกิดการปั่นป่วนขึ้นได้ ต่อมาก็ตกติดไปกับน้ำอีกและถูกพาไปยังชั้นทรายชั้นถัดไป

Mintz (1951) ก็ได้พบขบวนการนี้เช่นกันและผลสุดท้ายพบว่าอนุภาคแขวนลอยที่ตกตะกอนไปแล้วนั้นหลุดออกมาปนกับน้ำตรงทางออก เมื่อถึงระยะนี้จำเป็นจะต้องล้างเครื่องกรองใหม่ก่อนจะเริ่มทำการกรองต่อไป

### 3) การกระทบเนื่องจากความเฉื่อย (inertial impaction)

เกิดขึ้นเนื่องจากของเหลวที่มีอนุภาคต่างๆ ที่มีความหนาแน่นสูงประกอบอยู่ เมื่อไหลไปกระทบโดยตรงกับผิวของทรายกรอง ของเหลวก็จะเบี่ยงเบนตัวให้พ้นจากเม็ดทรายที่ขวาง

อยู่นั้น จากหลักความเฉื่อยสารที่มีความหนาแน่นต่ำกว่าจะเปลี่ยนทิศทางได้เร็วกว่าสารที่มีความหนาแน่นสูง ดังนั้นน้ำที่อยู่ในช่องเหลวจะเปลี่ยนทิศทางได้เร็วกว่าอนุภาคที่มีความหนาแน่นสูงกว่าก็จะทำให้อนุภาคดังกล่าวเกิดความเฉื่อยเปลี่ยนทิศทางไม่ทันและติดอยู่กับผิวของชั้นกรองในที่สุด ทั้งนี้มีองค์ประกอบที่สำคัญหลายอย่างด้วยกัน เช่น ตำแหน่งของอนุภาค ความแตกต่างระหว่างความหนาแน่นของของเหลวกับอนุภาค มุมของการกระทบ เป็นต้น นอกจากนี้ยังพบว่าความเร็วในการไหลเป็นตัวกลางที่สำคัญที่จะเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดอนุภาค เนื่องจากความเฉื่อยนี้ ซึ่งจะเพิ่มขึ้นตามหลักของแรงไฮดรอลิก (hydraulic loadings) แต่หลักการดังกล่าวนี้สังเกตเห็นได้ยาก

สำหรับปรากฏการณ์ที่กำจัดอนุภาคที่เกิดจากความเฉื่อยเนื่องจากการกระทบกันนี้ ได้ผลไม่ดีเท่าที่ควร ทั้งนี้เนื่องจากความหนืดของน้ำทำให้อิทธิพลต่อการกระทบมาก หากความหนืดของน้ำหรือของเหลวที่ต้องการกรองมีค่าสูง จะทำให้ผลจากความเฉื่อย เนื่องจากการกระทบกันลดลงมาก ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพการกรองลดลงด้วย

#### 4) การเคลื่อนที่แบบบราวเนียน (brounian movement)

เกิดขึ้นเนื่องจากการไหลไม่คงตัวของของเหลว ซึ่งจะทำให้อนุภาคต่างๆ แยกตัวจากสารแขวนลอย และจะทำให้สารแขวนลอยนี้เบี่ยงเบนไปจากแนวของกระแส น้ำจึงเข้าไปสัมผัสกับผิวของทรายกรอง

#### 5) โอกาสที่เกิดการสัมผัสกัน (chance of contact)

เกิดจากอนุภาคแขวนลอยมีโอกาสที่จะสัมผัสกันเองหรือสัมผัสกับตัวกลางอื่นเนื่องมาจากการไหลผ่านส่วนที่คับแคบ

Stein and Grace (1964) ได้ศึกษาค้นคว้าเกี่ยวกับขบวนการนี้และพบว่าค่าความนำเป็นไปได้ในการกำจัดอนุภาคแขวนลอยออกจากของไหลนั้น เป็นสัดส่วนโดยตรงกับ

ค่ากำลังที่สองของขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของสารแขวนลอย และเป็นสัดส่วนผกผันกับค่ากำลังที่สามของขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของตัวกลาง

#### 6) การแพร่กระจาย (diffussion)

เกิดขึ้นเนื่องจากปรากฏการณ์ที่ว่า สารละลายจะพยายามแพร่กระจายไปสู่บริเวณที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า และสำหรับอนุภาคแขวนลอยเล็กๆ ในของเหลวนั้นจะมีลักษณะการแพร่กระจายเช่นเดียวกัน

Hunter and Alexander (1976) ได้ทำการทดลองและพบว่า อนุภาคของดินจะกระจายตัวไปตามทิศทางการไหลของน้ำ จึงเป็นไปได้ที่อนุภาคเหล่านั้นจะไปเพิ่มความเข้มข้นในน้ำที่ผ่านไป ซึ่งจำเป็นต้องสังเกตดูสำหรับเครื่องกรองเร็ว

#### 7) แรงแวน เดอร์ วาลส์ (van der waals forces)

มีแรงหลายชนิดที่ทำให้เกิดแรงดึงดูดหรือผลักรันของโมเลกุล แต่ที่มีกำลังมากที่สุดคือแรง van der waals ซึ่งแรงนี้แปรผันกับกำลังที่เจ็ดของระยะระหว่างโมเลกุลซึ่งอยู่ในสถานะของเหลวสำหรับแรงดึงดูดระหว่างโมเลกุลชนิดเดียวกัน (cohesieve forces) เป็นอีกแรงหนึ่งที่ช่วยเสริม ดังนั้น เมื่อรวมแรงทั้งหมดแล้วก็จะได้ค่าตัวแปรผกผันกับกำลังสามของระยะทางระหว่างโมเลกุลแต่เนื่องจากอิทธิพลของแรงเหล่านี้จะลดลงอย่างรวดเร็ว เมื่อระยะห่างระหว่างโมเลกุลเพิ่มขึ้น ดังนั้น จึงไม่ใช่ขบวนการสำคัญในการขจัดความขุ่นหรือสารแขวนลอย แต่จะเป็นแรงสำคัญในการควบคุมสารแขวนลอยไว้ไม่ให้แยกตัวออกจากกันได้ง่าย

#### 8) อิทธิพลของประจุไฟฟ้า (electro kinetic effects)

เป็นผลเนื่องจากการแตกตัวของประจุไฟฟ้า (ionization) และการดูดกลืนของประจุ (absorption) ของอนุภาคแขวนลอยที่แพร่กระจายตัวในน้ำและเกิดประจุไฟฟ้าขึ้นที่ผิวของมัน ต่อมาก็คจะทำให้เกิดประจุไฟฟ้าชนิดต่างๆ กันและอยู่รอบๆ ชั้นแรกการกระทบกันของ

ประจุไฟฟ้าที่หยุดนิ่งระหว่างอนุภาคชนิดเดียวกันที่อยู่ชั้นนอกจะทำให้อนุภาคแพร่กระจายได้แรง กระแทกกันจะมีผลอย่างมากสำหรับประจุไฟฟ้าที่อยู่ในของเหลว ประจุไฟฟ้าที่อยู่บนผิวของตัว กรองอาจจะเป็นตัวซึ่งบังความคงตัวของอนุภาคแขวนลอย ซึ่งจากการทดลองพบว่า การจัด อนุภาคแขวนลอยจะดีขึ้นถ้าประจุต่างกัน

## 2.9 องค์ประกอบที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียโดยถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่

2.9.1 ชนิดตัวกลางสารกรอง ตัวกลางที่ใช้ในระบบถังกรองชนิดสามารถเคลื่อนที่ ควรมีความสมบัติเหมาะสมเช่นเดียวกับที่ใช้ในถังกรองชีวภาพเติมอากาศ กล่าวคือควรมีคุณสมบัติ ดังนี้ (R.D. Tyagi, 1990)

- 1) มีความสามารถในการยึดเกาะของฟิล์มชีวภาพได้ดี
  - 2) มีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง
  - 3) มีความพรุนสูงและเมื่อเป็นชั้นกรองต้องสามารถอัดแน่นได้ โดยสารกรอง
  - 4) มีความต้านทานต่อการไหลของน้ำต่ำ
  - 5) สามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงทางเคมีและทางชีวะได้ดี
  - 6) มีความทนทานพอ ไม่หักหรือแตกง่าย
  - 7) มีความสามารถในการจับของแข็งแขวนลอยได้ดี
  - 8) มีลักษณะรูปร่างคงที่ การไหลของน้ำจะได้สม่ำเสมอเมื่อผ่านชั้นตัวกลาง
  - 9) ไม่มีสารพิษ หรือโลหะหนักที่สามารถละลายน้ำได้เป็นองค์ประกอบ
  - 10) มีค่าความแตกต่างที่น้อยของความถ่วงจำเพาะระหว่างสารกรองและน้ำ
- เพื่อโครงสร้างถังกรองจะได้ไม่รับน้ำหนักมาก
- 11) มีราคาถูกและจัดหาได้ง่าย
  - 12) มีความสะดวกและง่ายต่อการขนส่งประกอบและติดตั้ง

เนื่องจากการเลือกตัวกลางสารกรองให้มีคุณสมบัติครบดังกล่าวยังตันไม่อาจจะกระทำได้เพราะคุณสมบัติบางอย่างมีลักษณะตรงข้ามกัน เช่น การมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูงและความต้านทานการไหลของน้ำต่ำ หรือ การมีความคงทนสูง และต้องการความพรุนสูง และราคาถูก ดังนั้นการเลือกตัวกลางที่เหมาะสมจึงควรคำนึงถึงองค์ประกอบตามลำดับดังนี้

- 1) วัตถุประสงค์ในการบำบัด และข้อจำกัดในการออกแบบดูแลรักษาระบบ
- 2) พิจารณาวิเคราะห์เลือกรูปร่างและขนาดให้เหมาะสมกับการใช้งาน
- 3) การเลือกตัวกลางที่มีสัมประสิทธิ์พื้นที่ผิวสูงจะช่วงเพิ่มประสิทธิภาพ ของถังกรอง แต่การอุดตันก็จะเกิดขึ้นเร็วเช่นกัน
- 4) สัมประสิทธิ์พื้นที่ผิว ตัวกลางที่ใช้สำหรับถังกรองชีวภาพเติมอากาศไม่ควรมากกว่า  $100 \text{ ม}^2/\text{ม}^3$  มากนัก และภาระบรรทุกสารอินทรีย์เข้าระบบไม่ควรมากกว่า 1 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน เพื่อลดอัตราการอุดตันที่เกิดขึ้นแก่ตัวกลาง

จากการศึกษาพบว่า สารกรองที่ใช้ทั่วไป ได้แก่ เซรามิค, หินภูเขาไฟ (volcanic stone), ถ่านแอนทราไซท์ ต่อมาได้มีหลายบริษัทพัฒนาตัวกลางขึ้นมาสำหรับใช้ในระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศโดยเฉพาะ โดยคุณสมบัติที่สำคัญของตัวกลาง คือ มีค่าความถ่วงจำเพาะประมาณ 1.6 และมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2-6 มม.

2.9.2 ภาระบรรทุกทางน้ำ (hydraulic loading) หมายถึง อัตราการไหลของน้ำเสีย ต่อหนึ่งหน่วยพื้นที่หน้าตัดของถังกรองชีวภาพ ซึ่งบางครั้งอาจเรียกว่า surface loading rate ค่าภาระบรรทุกทางน้ำสามารถหาได้จากสมการที่ 2.5

$$q = Q/A \quad \dots\dots\dots(2.5)$$

โดยที่

$$q = \text{ค่าภาระบรรทุกทางน้ำ (ม.}^3/\text{ม.}^2\text{-ชม.)}$$

$$Q = \text{อัตราการไหลของน้ำเสีย (ม.}^3/\text{ชม.)}$$

$$A = \text{พื้นที่หน้าตัดของถังกรอง (ม.}^2\text{)}$$

ภาระบรรทุกทุกทางน้ำจะมีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพเนื่องจากจะกระทบต่อระยะเวลาสัมผัสน้ำเสีย เมื่อไม่คิดตัวกลาง กล่าวคือถ้าค่าภาระบรรทุกทุกทางน้ำมาก จะทำให้ได้เวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลางมีค่าต่ำ ทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่ทั่วถึง หรือย่อยสลายสารอินทรีย์ไม่ทันน้ำทิ้งจะมีลักษณะสมบัติไม่ดีพอ การออกแบบตามปกติจะใช้ค่าภาระบรรทุกทุกทางน้ำเท่ากับ 1 ถึง 2 ชั่วโมง

2.9.3 ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร (volumetric organic loading) หมายถึง อัตราการจ่ายสับสเตรทเข้าสู่ระบบต่อหนึ่งหน่วยปริมาตรของตัวกลางสารกรองโดยสารอาหารจะวัดในรูปของบีโอดี หรือ ซีโอดี สามารถหาได้จากสมการ 2.6

$$q_o = \frac{QS_o}{V} \dots\dots\dots(2.6)$$

โดยที่

- $q_o$  = ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร (กก./ม.<sup>3</sup>-วัน)
- $S_o$  = ความเข้มข้นของสับสเตรทที่เข้าสู่ระบบ (กก./ม.<sup>3</sup>)
- $Q$  = อัตราการไหลของน้ำเสีย (ม.<sup>3</sup>/วัน)
- $V$  = ปริมาตรของตัวกลางสารกรอง (ม.<sup>3</sup>)

ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงจะมีผลโดยตรงต่อลักษณะสมบัติน้ำทิ้งทำให้น้ำทิ้งมีคุณสมบัติไม่ดีและทำให้ความถี่การล้างย้อนของถังกรองต้องล้างบ่อยขึ้น การออกแบบให้ถังกรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง ต้องคำนึงถึงระบบการเติมอากาศให้ทั่วถึง และเพียงพอต่อชั้นกรอง

2.9.4 ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง (empty bed contact time) หมายถึง ระยะเวลาที่น้ำไหลผ่านชั้นตัวกลางในถังกรอง โดยไม่คิดปริมาตรตัวกลางที่อยู่ในถังกรอง ค่าระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง สามารถหาได้จากสมการ 2.7

$$EBCT = \frac{H}{q} \dots\dots\dots(2.7)$$

โดยที่

EBCT = ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง (ชั่วโมง)

H = ความสูงของชั้นตัวกลางในถังกรอง (ม.)

q = ค่าภาระบรรทุกทุกทางน้ำ ( $\text{ม.}^3/\text{ม.}^2\text{-ชม.}$ )

ค่าระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลางมีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพเติมอากาศดังได้กล่าวแล้วในข้อ 2.6.2 นอกจากนี้การออกแบบระบบถังกรองชีวภาพสามารถใช้ค่า EBCT ทำนายลักษณะน้ำทิ้งได้ด้วย (J.Condren, 1990)

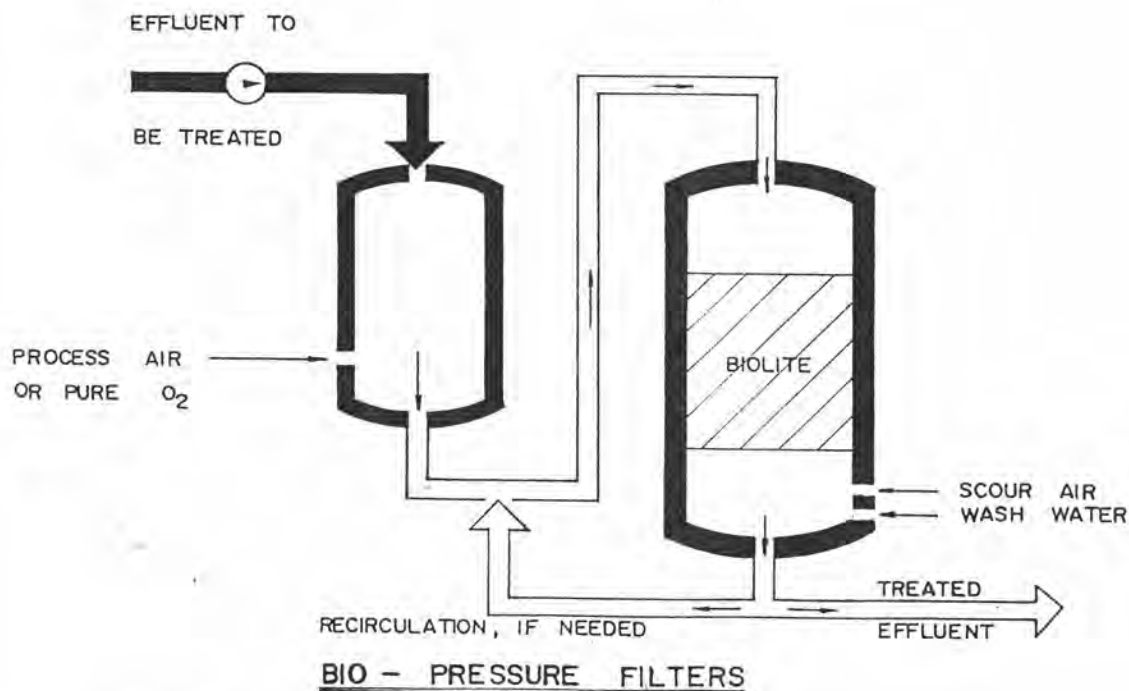
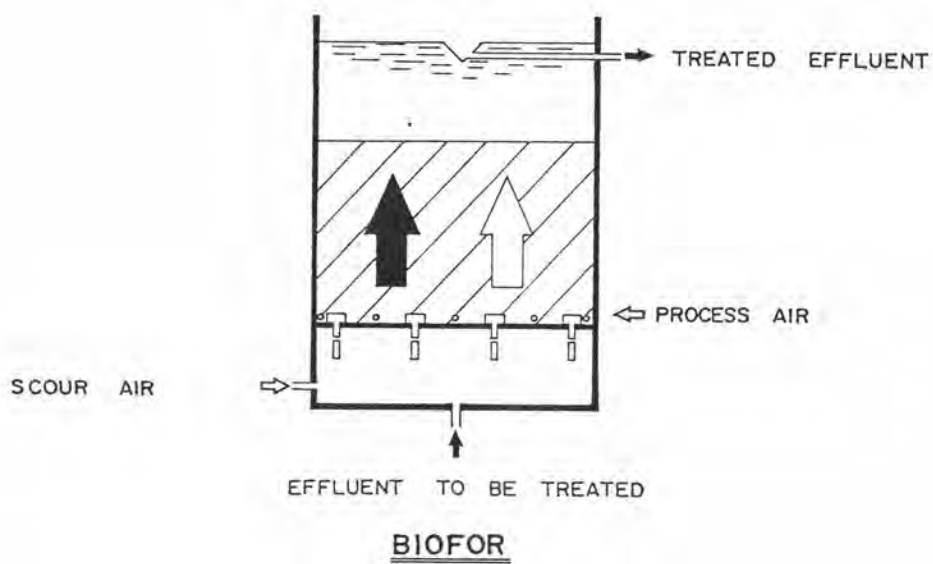
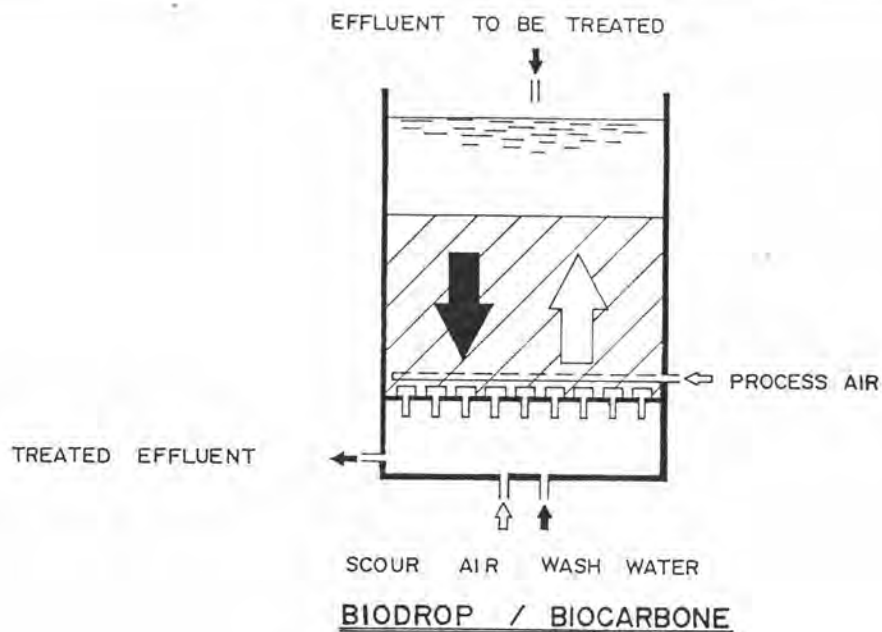
2.9.5 การเติมอากาศ (process air) วิธีการเติมอากาศแก่ระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศมีผลโดยตรงต่อความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียนั้น ถ้าน้ำเสียมีความเข้มข้นสูงการถ่ายเทออกซิเจนจากการเติมอากาศควรเป็นไปอย่างรวดเร็วเพื่อจุลินทรีย์สามารถใช้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสียได้ทัน จึงมีการพัฒนาลักษณะการไหลของน้ำเสีย และอากาศเป็น 3 ลักษณะดังนี้ (Degrémont, 1991)

1) ไบโอดริอป (biotrop) การไหลของน้ำเสียจะจ่ายลงตามแรงโน้มถ่วงโลกสวนทางกับทิศการไหลขึ้นของอากาศจากระบบเติมอากาศ

2) ไบโอฟอร์ (biofor) ทิศทางการไหลของน้ำเสีย และของอากาศจะไหลจากกันถึงขั้นสุดด้านบนถึงไปในทิศทางเดียวกัน

3) ไบโอ-เพรชเชอร์ ฟิลเตอร์ (bio-pressure filters) อากาศ หรือก๊าซออกซิเจนจะถูกอัดเข้าไปผสมกับน้ำเสียโดยตรงในถังอัดความดันทำให้น้ำเสียมีออกซิเจนละลายอยู่ น้ำเสียที่ผ่านการเติมอากาศแล้วจะไหลผ่านถังกรองชีวภาพเพื่อบำบัดสารอินทรีย์ต่อไป วิธีไบโอ-เพรชเชอร์ ฟิลเตอร์ นี้เหมาะสำหรับน้ำเสียที่ต้องการออกซิเจนน้อยกว่า 20-30 มก./ล.

ลักษณะการไหลของน้ำเสียทั้ง 3 แบบได้แสดงในรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.8 แสดงระบบการเติมอากาศในถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบต่างๆ (Degremont, 1991)



## 2.10 ข้อดีและข้อเสียของระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

### 2.10.1 ข้อดีของระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

- 1) การเริ่มเดินระบบสามารถทำได้สะดวกและง่าย ปกติใช้เวลาประมาณ 1-2 สัปดาห์ ในการสร้างฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง
- 2) การควบคุมการทำงานและการบำรุงรักษาสามารถทำได้ง่าย เนื่องจากระบบไม่ต้องมีการหมุนเวียนตะกอนกลับเข้ามา และระบบไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอน ทำให้ไม่ต้องกลัวปัญหาเรื่องตะกอนไม่จมตัว (bulking)
- 3) มีความสามารถในการรับภาระบรรทุกได้สูง จากการศึกษาพบว่า ถังกรองชีวภาพเติมอากาศสามารถรับภาระบรรทุกทางน้ำตามปกติเท่ากับ 1.2-5.6 ม./ชม และสามารถรับได้สูงถึง 2.7-8.2 ม./ชม. ที่อัตราการไหลน้ำสูงสุด
- 4) สามารถทนและรับช็อกโหลด (shock load) ได้เนื่องจากในถังกรองชีวภาพมีปริมาณจุลินทรีย์สูง และมีหลากหลายชนิด ทำให้ระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาวะต่างๆ ได้รวดเร็ว ระบบจึงสามารถคืนตัวได้เร็วเมื่อพบกับภาวะผิดปกติโดยเฉียบพลัน
- 5) ประหยัดพื้นที่ในการติดตั้ง จากการศึกษาเปรียบเทียบระบบถังกรองชีวภาพที่ติดตั้งแล้วเสร็จ พบว่าระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศใช้พื้นที่ในการก่อสร้างน้อยกว่าระบบแอกติเวเต็ดเต็ดจ์ทั่วไป 10 เท่า (M.Boller, W.Gujer และ M.Tschui, 1994)
- 6) ประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ เนื่องจากการเติมอากาศในระบบจะทำให้ฟองอากาศมีโอกาสสัมผัสกับฟิล์มชีวภาพ ซึ่งมีจุลินทรีย์ในปริมาณสูงทำให้การถ่ายเทออกซิเจนเป็นไปได้ดี
- 7) การก่อสร้างหรือติดตั้งเพิ่ม เมื่อน้ำเสียมีปริมาณมากขึ้นสามารถกระทำได้ง่ายทั้งด้านเทคนิค และด้านการประหยัดพื้นที่

### 2.10.2 ข้อเสียของระบบ

- 1) ข้อเสียของระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศต้องมีการหยุดระบบเพื่อทำการล้างย้อน (back wash) ความถี่ในการล้างย้อนขึ้นกับภาระบรรทุกทางน้ำและภาระบรรทุกสาร

อินทรีย์ ระบบถังกรองชีวภาพต้องมีการล้างย้อนทุก 1-2 วัน หรือล้างย้อนทุก 15-24 ชั่วโมง สำหรับการกำจัดบีโอดี และล้างย้อนทุก 24 ชั่วโมง สำหรับการบำบัดแบบไนตริฟิเคชัน (J.P. Canler และ J.M.Peret, 1994) ทำให้การออกแบบควรมีหลายเซลล์ และต้องคิดคำนึงถึงภาระบรรทุกน้ำที่เพิ่มขึ้นทันทีเมื่อมีการล้างย้อนเซลล์ใดเซลล์หนึ่ง

2) ข้อเสียของระบบถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่ เนื่องจากระบบต้องมีการหมุนเวียนล้างตัวกลางสารกรองตลอดเวลา ทำให้ต้องสิ้นเปลืองพลังงาน และอยู่ในระหว่างขั้นตอนการศึกษาเพิ่มเติม

## 2.11 รายงานและผลการวิจัยเกี่ยวกับระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

Bjorn Rusten (1984) ได้ทำการศึกษาโดยใช้ตัวกลาง 2 ชนิดคือ PLASdek S19 และ PLASdek S12 ซึ่งมีสัมประสิทธิ์พื้นที่ผิวเท่ากับ  $140 \text{ m}^2/\text{m}^3$  และ  $230 \text{ m}^2/\text{m}^3$  ตามลำดับสรุปได้ดังนี้

1. การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิระหว่าง  $10^\circ \text{ C}$ . ถึง  $20^\circ \text{ C}$ . ไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของระบบ

2. คุณภาพน้ำที่ขึ้นกับภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็นหลัก การออกแบบถังกรองชีวภาพจึงควรคำนึงถึงภาระบรรทุกสารอินทรีย์ แม้วาน้ำเสียจะมีความเข้มข้นสูงและภาระบรรทุกทางน้ำต่ำ หรือน้ำเสียเข้มข้นต่ำแต่ภาระบรรทุกทางน้ำสูง

3. การถ่ายเทออกซิเจนของระบบเป็นไปด้วยดีในตัวกลางทั้งสองชนิด โดยมีอัตราการเติมอากาศ เท่ากับ  $10$  ถึง  $15 \text{ m}^3$ -อากาศ/กก.ซีโอดี ที่ถูกกำจัด

Frank Rogalla และ Marie – Marguerite Bourbigot (1990) ได้ศึกษาทดลองการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลขึ้นโดยใช้น้ำเสียชุมชน ตัวกลางในถังกรองสูง 3 ถึง 4 ม. มีปริมาตร 0.2-0.3 ลบ.ม. น้ำทิ้งจะไหลผ่านถังตกตะกอนแบบลามลลา (lamellar settlers) จากการศึกษาพบว่า

1. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ ตะกอนแขวนลอยน้ำทิ้งมีค่าเกือบคงที่ต่ำกว่า 10 มก./ล. และซีไอดีน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่า 50 มก./ล. ซึ่งไม่สามารถบำบัดโดยทางชีวภาพ
2. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง 15 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน น้ำทิ้งจะมีค่าตะกอนแขวนลอยโดยเฉลี่ย 15 มก./ล และมีค่าซีไอดี ประมาณ 60 มก./ล.

Frank Rogalla, Michele Payraudeau และคณะ (1990) ได้ศึกษาทดลองการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลลงโดยใช้น้ำเสียชุมชน ตัวกลางในถังกรองสูง 2 ม. มีปริมาตร 0.14 ลบ.ม. น้ำทิ้งจะไหลผ่านถังตกตะกอนแบบ ลามลลา (lamellar settlers) จากการศึกษาพบว่า

1. คุณภาพน้ำทิ้งของระบบบีเอเอฟ ขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำเสียเข้าระบบ และระยะเวลาสัมผัสของน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง โดยที่ถ้าน้ำเสียมีเวลาสัมผัสของน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลางนานคุณภาพน้ำทิ้งจะมีค่า ซีไอดีต่ำ
2. ค่าที่เหมาะสมของระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง ควรเป็น 2.5 ชั่วโมง ทำให้ค่า บีไอดี, ค่าตะกอนแขวนลอย และค่าที่เคเอ็นต่ำกว่า 10 มก./ล.

J.Condren (1990) ได้ศึกษาถังกรองชีวภาพเติมอากาศ โดยใช้ตัวกลาง 2 ชนิด คือ แอคติเวตเต็ดจ์คาร์บอน และ ไบโอดาไมน์ซึ่งเป็นพวกดินเหนียวแข็ง และอ้างถึง OTV สามารถสรุปได้ดังนี้

1. ถังกรองชีวภาพเติมอากาศที่ใช้แอกติเวตเต็ดจคาร์บอนเป็นตัวกลาง จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ได้ดีกว่าที่ใช้ไบโอดาไมน์ เป็นตัวกลาง

2. ขนาดตัวกลางมีผลต่อบีโอดี และ ของแข็งแขวนลอยในน้ำที่แสดงใน ตารางที่ 2.1 แสดงให้เห็นว่าการใช้สารตัวกลางขนาดเล็กจะมีประสิทธิภาพในการลดมลสารอินทรีย์ และ ของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าตัวกลางขนาดใหญ่ แต่การใช้สารตัวกลางขนาดเล็กต้องมีอัตราการล้างย้อนที่มากกว่า

3. ขนาดตัวกลางมีผลต่อปริมาตรช่องว่างในชั้นตัวกลาง ซึ่งเป็นแหล่งเก็บตะกอนแขวนลอยที่เกิดจากการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ ดังแสดงในตารางที่ 2.2 โดยคิดค่าความหนาแน่นตะกอนเท่ากับ 0.16 ปอนด์/ลูกบาศก์ฟุต (2.6 กก./ลบ.ม.)

4. อัตราการผลิตของแข็งในระบบ (solid production) สามารถหาได้จากสมการที่ 2.8 และ 2.9

$$\text{Solid production rate} = 0.4 \text{ lb (kg)} + 1.016 \text{ lb (kg)} \dots\dots\dots(2.8)$$

lb (kg) soluble BOD<sub>5</sub> removed      lb (kg) insoluble BOD<sub>5</sub> removed

$$\text{Solid production rate} = 0.4 \text{ lb (kg)} + 0.65 \text{ lb (kg)} \dots\dots\dots(2.9)$$

lb (kg) soluble BOD<sub>5</sub> removed      lb (kg) TSS removed

5. การออกแบบและการคาดคะเนคุณภาพน้ำทิ้ง จากการศึกษาจากระบบจริงที่ Soissons และ Columbes คุณภาพน้ำทิ้งขึ้นกับระยะเวลาสัมผัสน้ำเมื่อไม่คิดตัวกลาง (Empty Bed Contact Time ; EBCT) ดังแสดงในสมการที่ 2.10, 2.11 และ 2.11

$$\text{Effluent BOD}_5, \text{ mg/l} = \text{Influent BOD}_5, \text{ mg/l} \dots\dots\dots(2.10)$$

0.13 (EBCT)

$$\text{Effluent TSS, mg/l} = \text{Influent TSS, mg/l} \dots\dots\dots(2.11)$$

$$0.09 \text{ (EBCT)}$$

$$\text{Effluent NH}_4\text{-N, mg/l} = \text{Influent NH}_4\text{-N, mg/l} \dots\dots\dots(2.12)$$

$$0.60 \text{ (EBCT)}$$

ตารางที่ 2.1 แสดงผลของขนาดตัวกลางที่มีต่อลักษณะน้ำทิ้ง

ขนาดสารตัวกลาง		ลักษณะน้ำทิ้ง, มก./ล.	
นิ้ว	มิลลิเมตร	BOD <sub>5</sub>	TSS
0.079-0.157	2-4	10	10
0.118-0.236	3-6	20	20
0.157-0.325	4-8	30	30

ตารางที่ 2.2 แสดงค่าความสามารถในการเก็บตะกอนแขวนลอยของตัวกลางที่ขนาดต่าง ๆ

ขนาดตัวกลาง		ความสามารถในการเก็บตะกอนของแข็งต่อปริมาตรตัวกลาง	
นิ้ว	มิลลิเมตร	ปอนด์/ลูกบาศก์ฟุต	กิโลกรัม/ลูกบาศก์เมตร
0.079-0.157	2-4	0.06-0.09	1.0-1.5
0.118-0.236	3-6	0.14-0.17	2.2-2.7
0.157-0.315	4-8	0.19-0.22	3.0-3.7

Kimura,H., Yasutake,S., Makita,N. และ Kohno,T. (1990) ทดลองเปรียบเทียบระหว่างระบบบีเอเอฟ ซึ่งใช้ แอนทราไซต์เป็นตัวกลาง กับ ระบบเติมอากาศแบบมีตัวกลางจมน้ำ (Submerged Contact Aeration, SCA) โดยใช้ตัวกลางแบบท่อรังผึ้ง (honey comb tube) สำหรับจัดเตรียมน้ำซึ่งกินได้ (potable water) สรุปได้ดังนี้

1. เมื่ออุณหภูมิมากกว่า  $15^{\circ}\text{C}$  อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันของแอมโมเนียไนโตรเจนจะขึ้นกับพื้นที่ผิวของตัวกลาง โดยทั้ง บีเอเอฟ และ เอสซีเอ จะมีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันมากกว่า 80% เมื่อภาระบรรทุกแอมโมเนียไนโตรเจนต่ำกว่า  $100 \text{ มก./ม}^2\text{-วัน}$
2. เมื่ออุณหภูมิต่ำกว่า  $15^{\circ}\text{C}$  เอสซีเอจะมีอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันลดลง ขณะที่ระบบบีเอเอฟอุณหภูมิจะมีผลกระทบน้อยมาก
3. จากการทดลองการกำจัดกลิ่นโดยใช้ 2- methylisoborneol (2-MIB) พบว่า บีเอเอฟ มีประสิทธิภาพ และความสามารถในการกำจัดกลิ่นมากกว่า เอสซีเอ
4. ปริมาณชั้นจุลินทรีย์เกาะติดผิวในระบบ บีเอเอฟ และ เอสซีเอ เท่ากับ  $1550 \text{ มก./ม}^2\text{-ตัวกลาง}$  และ  $1900 \text{ มก./ม}^2\text{-ตัวกลาง}$  ตามลำดับอัตราส่วน วีเอสเอสต่อเอสเอส ของ บีเอเอฟ และ เอสซีเอ เท่ากับ 65% และ 35% ตามลำดับ นั่นคือ ปริมาณจุลินทรีย์เกาะติดผิวต่อหน่วยพื้นที่ของบีเอเอฟมากกว่า เอสซีเอ ทำให้ บีเอเอฟ มีประสิทธิภาพในการบำบัดและมีเชื้อจุลินทรีย์ในระบบมากกว่า เอสซีเอ

Okubo, Y., Itoh, T. และ Miki, K. (1990) ได้ทดลองถึงกรองชีวภาพ โดยใช้เม็ดเซรามิคขนาด 4-7 มม. เป็นตัวกลาง มีพื้นที่ผิวจำเพาะเท่ากับ  $600\text{-}700 \text{ ม}^2\text{/ม}^3$  และมีความถ่วงจำเพาะ 1.5 ขนาดถึงกรองชีวภาพมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1000 มม. และสูง 3900 มม. น้ำเสียจะผ่านการบำบัดขั้นต้นซึ่งเป็นถึงกรองไหลขึ้น ก่อนจ่ายไปบำบัดต่อในถึงกรองชีวภาพระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียทั้งหมดเท่ากับ 1.5-2 ชั่วโมง จากการทดลองพบว่า

1. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์  $1.7 \text{ กก./ม}^3\text{-วัน}$  หรือน้อยกว่า ความเข้มข้นน้ำเสียเข้าถึงกรองเท่ากับ 60-90 มก./ล. และ เอสเอส เท่ากับ 30-50 มก./ล. จะได้ บีโอดี น้ำทิ้งเท่ากับ 10 มก./ล.
2. เมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ  $3 \text{ กก./ม}^3\text{-วัน}$  จะได้ค่าบีโอดีน้ำทิ้งเท่ากับ หรือน้อยกว่า 20 มก./ล. และประสิทธิภาพการกำจัด บีโอดี ของระบบเท่ากับ 85-92%

3. เอสเอส น้ำทิ้งเท่ากับหรือต่ำกว่า 10 มก./ล. เมื่อ บีโอดีโหลดตั้งเท่ากับหรือน้อยกว่า 3 กก./ม<sup>3</sup>-วัน น้ำทิ้งจะมีลักษณะใส และไม่ต้องมีถังตกตะกอน

4. เนื่องจากระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียประมาณ 2 ชั่วโมง ทำให้ระบบมีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปประมาณ 5-10 เท่า

Payraudeau, M., Rogalla, F., และ Penillard, P. (1990) ได้ศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิช่วง 5° ซ. ถึง 25° ซ. ที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจนในถังกรองชีวภาพเติมอากาศ สรุปได้ดังนี้

1. อุณหภูมิมีผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนของถังกรองเมื่อถังกรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง และมีผลน้อยมากเมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำกว่า 0.6 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน

2. การบำบัดน้ำเสียที่อุณหภูมิ 5° ซ. ไม่มีผลต่อการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศ ค่าบีโอดีน้ำทิ้งยังคงต่ำกว่า 20 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 4 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน

3. สำหรับการกำจัดไนโตรเจนโดยถังกรองชีวภาพ การควบคุมอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนต่อไนโตรเจน จะมีผลกระทบสำคัญกว่าการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ

4. ถังกรองจะมีประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเพื่อกำจัดไนโตรเจน เมื่อถังกรองรับภาระบรรทุกเท่ากับ 0.2 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน ที่อุณหภูมิ 6° C และ 0.5 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน

B.Vedry, C.Paffoni, M.Gousailles และ C.Bernard (1994) ได้ศึกษาเดือนแรกของการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลขึ้นแบบ Biofor ของ Degremont และแบบ Biostyr ของ OTV สามารถสรุปได้ดังนี้

1. ทั้งระบบ Biofor และ Biostyr สามารถกำจัดไนโตรเจนได้แม้อยู่ในช่วงฤดูหนาว

2. ระบบทั้งสองซึ่งออกแบบให้บริการบรรทุกทางน้ำที่อัตราการไหลปกติเท่ากับ 3 ม./ชม. สามารถรับภาระบรรทุกทางน้ำสูงสุด (peak load) ได้ 10 ม./ชม. โดยถังกรองยังสามารถทำงานได้ปกติ

J.P. Canler และ J.M. Peret (1994) ได้ศึกษาประเมินระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ จากระบบจริงที่ก่อสร้างแล้วเสร็จจำนวน 12 แห่ง สรุปได้ดังนี้

1. ถังกรองแบบไหลลง มีประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี, บีโอดี และของแข็งแขวนลอย ได้ดีกว่าถังกรองแบบไหลขึ้น แต่ถังกรองแบบไหลขึ้นจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่า

2. อัตราการกำจัด บีโอดีทำ จะมากกว่าอัตราการกำจัดซีโอดี อยู่ประมาณ 10% เสมอซึ่งเป็นคุณสมบัติเฉพาะทางของถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

3. ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะลดลงเมื่อภาระบรรทุกทางน้ำเพิ่มขึ้น แม้วาน้ำเสียจะเข้มข้นน้อยลง ทั้งนี้เนื่องจากระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียระหว่างสับสเตรทกับฟิล์มชีวภาพถูกจำกัดให้ลดลง และความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการกำจัดซีโอดี กับภาระบรรทุกทางน้ำสามารถเขียนได้ดังสมการ

$$Y = -8.6X + 89.56 \quad \dots\dots\dots(2.13)$$

โดยที่

$$Y = \text{ประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี}(\%)$$

$$X = \text{ภาระบรรทุกทางน้ำ} (\text{ม}^3/\text{ม}^2\text{-ชม.})$$

4. เมื่อต้องการควบคุมให้คุณภาพน้ำทิ้งมีค่าซีโอดีไม่เกิน 90 มก./ล. ระบบไม่ควรรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 7 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และความสัมพันธ์ระหว่าง ซีโอดีน้ำทิ้งกับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สามารถเขียนได้ดังสมการ



$$Y = 9.49X + 19.16 \quad \dots\dots\dots(3.14)$$

โดยที่

$$Y = \text{ค่าซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ล.)}$$

$$X = \text{ภาระบรทุกสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)}$$

5. อัตราการกำจัดไนโตรเจนขึ้นกับหลายองค์ประกอบ เช่น อุณหภูมิ, การเติมอากาศในถังกรอง, ภาระบรทุกสารอินทรีย์คาร์บอน, และการล้างยอนที่มีประสิทธิภาพ ระบบบีเอเอฟสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่า 80% สำหรับภาระบรทุกไม่เกิน 0.45 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม.วัน หรือ 0.36 กก.NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/ลบ.ม.-วัน เมื่อระบบรับน้ำเสียที่มีอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนต่อไนโตรเจนสูงประมาณ 10'

6. ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นจากระบบ เท่ากับ 0.41 กก.เอสเอส/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด เมื่อระบบรับภาระบรทุกสารอินทรีย์ 6.2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 67%

M.Boller, W.Gujer และ M.Tschui (1994) ได้ศึกษาเปรียบเทียบการเกิดไนตริฟิเคชัน ในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์, อาร์บีซี, ทรिकคลิ่งฟิลเฟอร์ และถังกรองชีวภาพเติมอากาศ ซึ่งแสดงในตารางที่ 2.3 สามารถสรุปได้ดังนี้

1. พื้นที่และปริมาตรสุทธิของถังปฏิกิริยาในกระบวนการบำบัดโดยฟิล์มชีวภาพ จะมีขนาดเล็กกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ โดยเฉพาะอย่างยิ่งถังกรองชีวภาพเติมอากาศ จะมีขนาดเล็กกว่าแอกติเวเต็ดสลัดจ์ 10 เท่า

2. พื้นที่และปริมาตรก่อสร้างทั้งหมดเมื่อรวมอุปกรณ์อำนวยความสะดวกต่าง ๆ แล้ว ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ จะใช้พื้นที่มากกว่าระบบอื่นประมาณ 3 - 3.8 เท่า

3. ระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ จะใช้พลังงานมากกว่าระบบอื่นทั้งหมด

4. ระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ มีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบอื่น

ตารางที่ 2.3 แสดงพื้นที่ปริมาตร และพลังงานที่ต้องการสำหรับกระบวนการแบบไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ

process	new net reactor area	new net reactor area	new total construction area <sup>1)</sup>		new total construction volume <sup>1)</sup>		energy requirements	
	m <sup>2</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>2</sup>	%	m <sup>3</sup>	%	kWh/a	%
activated sludge 1-stage <sup>2)</sup>	465	1915	815	347	3665	297	142400	144
activated sludge 2-stage <sup>2)</sup>	584	2010	890	379	3990	234	119900	121
trickling filter	274	1644	530	226	3885	315	354000	358
RBC without prefiltration	355	1470	610	260	2615	212	156000	158
RBC with prefiltration <sup>3)</sup>	255	940	480	204	2085	169	99000	100
RBC with prefiltration <sup>4)</sup>	257	1080	515	219	2235	181	102000	103
Biopur filter	88	498	270	115	1600	130	340000	343
Biocarbon filter	123	369	413	176	1840	149	257000	260
Biostyr filter	51	154	235	110	1233	100	211000	213

1) excluding a new secondary clarifier requiring additional 250 m<sup>2</sup> and 630 m<sup>3</sup> in all cases

2) reactor section for nitrification only, existing COD removal capacity not included

3) filter plant exists already and is not included

4) including an additional cloth filter

R.Pujol, M.Hamon, X.Kandel และ H.Lemmel (1994) ได้ศึกษาถังกรองชีวภาพ  
เติมอากาศแบบไหลขึ้น (Biofor<sup>®</sup> reactor) ของบริษัท Degremont สามารถสรุปได้ดังนี้

1. ถังกรองสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ที่  
อัตราการกรอง  $6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-ชม.}$
2. เมื่อถังกรอง บำบัดน้ำเสียแบบไนตริฟิเคชัน ถังกรองสามารถรับโหลดได้ 1.5 กก.  
แอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{/ชม.}$
3. เมื่อถังกรอง บำบัดน้ำเสียแบบดีไนตริฟิเคชัน ถังกรองสามารถรับโหลดได้มาก  
กว่า 4 กก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง  $14 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{/ชม.}$
4. เมื่อถังกรอง มีการบำบัดฟอสฟอรัส ถังกรองสามารถรับโหลดได้ 0.4 กก.ฟอสเฟต  
/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง  $11 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{/ชม.}$