

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำตั้งเรื่อง

เทคโนโลยีฟิล์มชีวะ (Biofilm technology) ได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่องและรวดเร็ว เมื่อ 20 ปีที่ผ่านมา (Shigehisa et. al, 1994) ซึ่งเทคโนโลยีนี้จะใช้ตัวกลาง (Media) เช่น พอลิเมอร์ พลาสติก และยาง เป็นต้น ในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ (Microorganism) และในขณะเดียวกันเกิดการแทนที่ของจุลินทรีย์บนตัวกลางตลอดเวลา ตัวอย่างเช่น

-ระบบโปรยกรอง (Trickling filters) ระบบนี้ประกอบด้วยตัวกลางบรรจุอยู่ในถังเพื่อให้จุลินทรีย์เกาะอยู่ตามผิวของตัวกลาง การเติมอากาศจะอาศัยออกซิเจนจากอากาศผสมกับน้ำเสียก่อนที่จะไหลผ่านผิวตัวกลางที่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่ ซึ่งจะมีลักษณะเป็นเมือกหนาพอเพียงที่จะทำให้ ออกซิเจนแทรกซึมได้

-ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating biological contractor, RBC) ระบบนี้ประกอบด้วยแผ่นที่มีรูปทรงกลม มีแกนกลางเป็นเหล็กกันสนิม ซึ่งระบบนี้จะให้หลักการเหมือนกับระบบ โปรยกรอง กล่าวคือ จุลินทรีย์มีการขยายพันธุ์ และเกาะตามบริเวณผิวของตัวกลางของแผ่นกลมที่หมุนอยู่ จนกระทั่งจุลินทรีย์มีมากเกาะเต็มทั่วแผ่นกลม ซึ่งมีลักษณะคล้ายเมือกเกาะอยู่บนแผ่นกลมที่หมุน ขณะที่แผ่นกลมหมุน ออกซิเจนในอากาศจากภายนอกจะถ่ายเทผ่านเข้าไปสู่ผิวเมือกจุลินทรีย์ และนำออกซิเจนลงสู่น้ำเสีย

ความรู้ความเข้าใจตัวแปรต่าง ๆ ที่มีผลต่อการเกิดชั้นฟิล์มชีวะเป็นสิ่งที่มีความจำเป็น และมีประโยชน์ในการออกแบบถึงปฏิกรณ์บำบัดน้ำเสียที่ใช้ระบบการบำบัดแบบนี้ ปัจจุบันได้มีการนำเทคโนโลยีนี้เข้าไปประยุกต์กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) เนื่องจากระบบนี้เป็นระบบที่ทำงานง่าย ใช้พลังงานไม่มาก ใช้อุปกรณ์เครื่องมือน้อย และเหมาะสมสำหรับประเทศที่อยู่ในเขตร้อน และให้ผลพลอยได้เป็นก๊าซมีเทน ซึ่งสามารถใช้เป็นพลังงานเชื้อเพลิงได้จากข้อคิดที่กล่าวมาข้างต้น ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศหรือแบบไม่ใช้ออกซิเจนนี้จึงเป็นที่น่าสนใจและนำมาสู่การวิจัยนี้

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 ทฤษฎีและหลักการ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological treatment process) เป็นกระบวนการที่นิยมใช้กันมากที่สุดในงานบำบัดน้ำเสีย เพราะเป็นวิธีที่ประหยัดที่สุด เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการบำบัดแบบอื่นๆ (เกรียงศักดิ์, 2543) จุดประสงค์หลักของกระบวนการแบบนี้คือต้องการลดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ ซึ่งสารอินทรีย์จะก่อให้เกิดปัญหาน้ำเน่าเสีย โดยอาศัยจุลินทรีย์ต่างๆมาย่อยสลายให้กลายเป็นก๊าซมีเทน (ใช้ระบบไม่ใช้ออกซิเจน) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (ใช้ระบบเติมอากาศ)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ สามารถแบ่งการบำบัด 2 แบบ คือ

1. กระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic process) เป็นระบบที่ใช้เติมออกซิเจนลงในน้ำเสีย เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียลดลง ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบนี้เป็นที่นิยมกันทั่วโลก ตัวอย่างกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน เช่นระบบจุลินทรีย์แขวนลอย ระบบเอเอส (AS) ระบบบ่อเติมอากาศกลางแจ้ง เป็นต้น

2. กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) หรือกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ เป็นระบบที่ไม่ต้องมีการเติมอากาศเข้าไปในระบบ ระบบนี้เริ่มนิยมกันแพร่หลายกันมากขึ้นเรื่อยๆ เนื่องจากระบบนี้สามารถประหยัดพลังงาน และยังมีผลพลอยได้ที่เกิดขึ้นกับระบบนี้ กล่าวคือ เกิดก๊าซมีเทน ซึ่งเป็นพลังงานเชื้อเพลิงที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ ตัวอย่างกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน ได้แก่ ถังไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ (Anaerobic sludge blanket reactor) ระบบเอเอสแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic activated sludge) เป็นต้น

ข้อดี-เสีย ของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process)

ข้อดี	ข้อเสีย
1. ไม่ต้องใช้สารอาหารมาก	1. ใช้เวลาเดินระบบค่อนข้างนาน
2. จำนวนสลัดจ์ที่จะต้องนำไปบำบัดน้อย (ตะกอนน้อย)	2. ต้องควบคุม pH ให้เหมาะสม
3. สามารถรับภาระสารอินทรีย์ได้มาก	3. น้ำเสียที่ผ่านระบบนี้จะต้องมีการบำบัดด้วยระบบอื่นตามต่ออีกจึง จะได้น้ำทิ้งที่มีคุณภาพดี
4. สลัดจ์สามารถเลี้ยงเก็บได้เป็นเดือนๆ	4. คุณภาพน้ำทิ้งที่ได้ส่วนใหญ่ไม่ได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้ง

ข้อดี-เสีย ของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) (ต่อ)

ข้อดี	ข้อเสีย
5. ระบบนี้ไม่ใช้พลังงาน	5. เกิดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งทำให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นเน่าเหม็น
6. เกิดก๊าซมีเทนซึ่งสามารถนำไปใช้พลังงานเชื้อเพลิงได้	

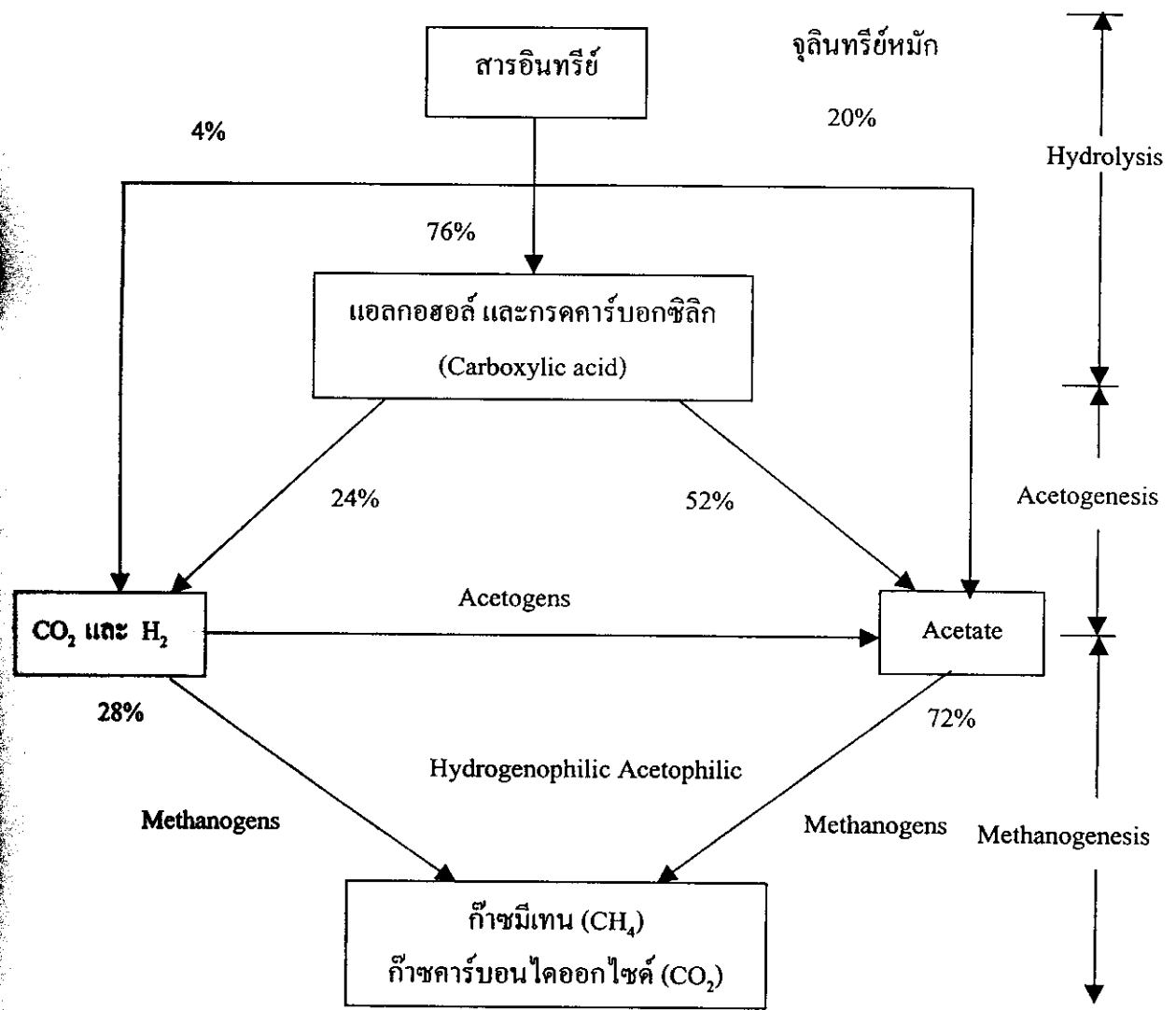
1.2.1.1 ทฤษฎีกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน เป็นการบำบัดทางชีวภาพ โดยอาศัยการย่อยสลายของสารอินทรีย์ โดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิต โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์มีมากมายหลายชนิดด้วยกัน ซึ่งแต่ละชนิดจะทำหน้าที่แตกต่างกัน ซึ่งผลที่สุดแล้วจะได้กรดและก๊าซมีเทนเกิดขึ้นในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน และจะมีแบคทีเรียชนิดแอนแอโรบิก (Anaerobic bacteria) อยู่ในถังปฏิกรณ์ (เกรียงศักดิ์, 2543) ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบนี้จะแบ่งออกเป็นสามขั้นตอนหลักๆ ได้แก่

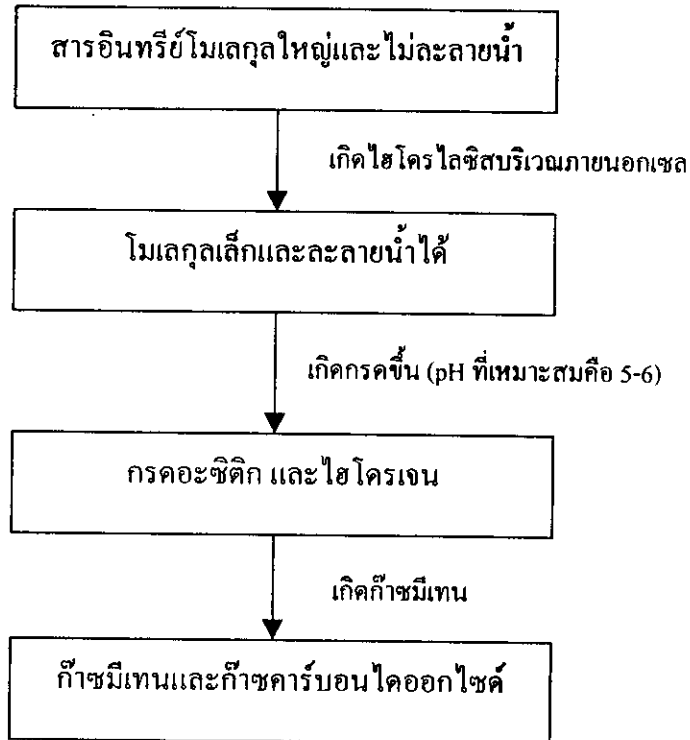
1. ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) เป็นขั้นตอนที่มีปฏิกิริยาการแตกตัวที่มีน้ำเข้ามาเกี่ยวข้อง กล่าวคือ เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และไม่ละลายน้ำ ให้มีขนาดโมเลกุลเล็กและสามารถละลายน้ำได้ โดย Hydrolytic bacteria และ Fermentative bacteria เป็นตัวย่อยสลาย

2. การสร้างกรด (Acid formation) และ อะซิโตเจเนซิส (Acetogenesis) เป็นขั้นตอนที่ Acid bacteria และ Acetogenesis bacteria เป็นตัวย่อยสลายสารอาหาร โดย Acidic bacteria จะย่อยสลายสารอาหารที่ได้จากขั้นตอนไฮโดรไลซิส ทำให้เกิดกรดระเหยง่าย

3. การสร้างมีเทน (Methane formation) และ มีเทนโนเจเนซิส (Methanogenesis) เป็นขั้นตอนที่ Methanogenic bacteria จะย่อยสลายกรดอินทรีย์ระเหยง่ายจากขั้นตอนที่สองให้เป็นก๊าซมีเทน จากขั้นตอนดังกล่าวข้างต้นสามารถแสดงแผนภาพการเกิดขั้นตอนกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังภาพประกอบ 1 และ 2 ดังนี้



ภาพประกอบ 1 แผนภาพแสดงการย่อยสลายทั้ง 3 ขั้นตอนแบบแสดงปริมาณสารที่เกิดขึ้น
(เกรียงศักดิ์, 2543)



ภาพประกอบ 2 แผนภาพแสดงการย่อยสลายทั้ง 3 ขั้นตอนอย่างง่าย (เกรียงศักดิ์, 2543)

จากกระบวนการย่อยสลายต่างๆข้างต้นนั้น สามารถสรุปขั้นตอนการเกิดผลผลิตจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน และสมการปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นในแต่ละขั้นตอนดังตาราง 1 และ 2

ตาราง 1 ขั้นตอนการเกิดผลผลิตจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (เกรียงศักดิ์, 2543)

ขั้นตอน	ชื่อแบคทีเรีย	สารอาหารที่ใช้	ผลผลิตสุดท้าย
1. เกิดกรด	แบคทีเรียสร้างกรด (Acid-forming bacteria)	คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrates) กรดอะมิโน (Amino acids)	Butyric acid Propionic acid

ตาราง 1 (ต่อ)

ขั้นตอน	ชื่อแบคทีเรีย	สารอาหารที่ใช้	ผลผลิตสุดท้าย
2. เกิดก๊าซมีเทน	Acetoclastic bacteria	Acetic acid	ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์
	แบคทีเรียมีเทน (Methane bacteria)	ไฮโดรเจน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์	ก๊าซมีเทน

ตาราง 2 สมการปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน
(เกรียงศักดิ์, 2543)

ชื่อแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง	สมการปฏิกิริยาเคมี
Acid forming bacteria	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH \text{ (Acetic)} + 2CO_2 + 4H_2$
	$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow CH_3CH_2CH_2COOH \text{ (Butyric)} + 2CO_2 + 2H_2$
	$C_6H_{12}O_6 + H_2 \longrightarrow 2CH_3CH_2COOH \text{ (Propionic)} + 2H_2O$
Acetogenic bacteria	$CH_3CH_2COOH \text{ (Propionic)} + 2H_2O \longrightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3H_2$
	$CH_3CH_2CH_2COOH \text{ (Butyric)} + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + 2H_2$
Acetoclastic bacteria	$CH_3COOH \longrightarrow CH_4 + CO_2$
Hydrogen-Utilizing Methane bacteria	$4H_2 + CO_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O$

1.2.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

สภาพแวดล้อมมีผลอย่างมากในการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังต่อไปนี้

1. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading) เป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดที่อยู่ในน้ำเสีย ทั้งที่จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้และย่อยสลายไม่ได้ ซึ่งหากมีค่ามากเกินไปจะทำให้เกิดสภาพที่มีปริมาณสารอินทรีย์เกินความต้องการของจุลินทรีย์ (Shock loading) ดังนั้นโอกาสที่ทำให้ระบบล้มเหลวมีสูง ช่วงความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีค่าระหว่าง 6.6-7.6 (เกรียงศักดิ์, 2543) ถ้าค่าความเป็นกรด-ด่างสูงหรือต่ำกว่า

นี่จะเป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์ โดยเฉพาะจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน พบว่าสภาพกรดต่ำลงของความเป็นกรด-ด่าง เกิดจากการรับปริมาณสารอินทรีย์ เมื่อเทียบกับปริมาณของระบบมากเกินไป ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มนี้ใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เกิดขึ้นไม่ทัน จนเกิดการสะสมกรดในขั้นตอนการผลิตกรด และยังส่งผลทำให้ความเป็นกรด-ด่าง ตกลงอย่างรวดเร็ว และเป็นสาเหตุการเกิดกลิ่นเหม็นในระบบ

2. อัลคาไลน์นิตี (Alkalinity) เป็นค่าที่แสดงถึงความสามารถในการรักษาสภาพความเป็นกรด-ด่าง ถ้าหากค่าอัลคาไลน์นิตีสูง แสดงว่าระบบมีการรักษาสภาพความเป็นกรด-ด่างได้ดี แต่ถ้าหากอัลคาไลน์นิตีต่ำ แสดงว่าการรักษาสภาพความเป็นกรด-ด่าง มีแนวโน้มไม่ดี จึงมีความจำเป็นที่จะต้องเพิ่มความระมัดระวังในการเดินระบบ เพราะแนวโน้มที่จะเกิดกรดมีสูง ดังนั้นค่าอัลคาไลน์นิตีในระบบจะแสดงถึงเสถียรภาพของระบบการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยทั่วไปแล้วค่าอัลคาไลน์นิตีที่เหมาะสมจะมีค่าประมาณ 1,000 – 3,000 มก./ล. CaCO_3

3. กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile fatty acid , VFA) เป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เกิดขึ้นในระบบ ถ้ากรดอินทรีย์ระเหยง่ายมากเกินไป จะมีผลทำให้ค่าอัลคาไลน์นิตีลดลง ส่งผลทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างลดลงได้ง่าย ซึ่งเป็นอันตรายกับต่อจุลินทรีย์ที่ใช้สร้างมีเทน และนำไปสู่การเสถียรภาพของระบบ ดังนั้นการวัดปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและค่าอัลคาไลน์นิตีจึงมีความจำเป็นอย่างยิ่ง โดยทั่วไปแล้วอัตราส่วนระหว่างค่ากรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่อค่าอัลคาไลน์นิตีจะมีค่าน้อยกว่า 0.4 และค่าความเป็นกรด-ด่างจะต้องไม่ต่ำกว่า 6.6 จึงจะทำให้ระบบมีเสถียรภาพ ซึ่งหากอัตราส่วนระหว่างค่ากรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่อค่าอัลคาไลน์นิตีสูงกว่านี้จะทำให้ระบบล้มเหลวหรือมีปัญหาได้ จึงต้องมีการแก้ไขโดย

3.1 ปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง ให้สูงขึ้นโดยการเติม โซเดียมไฮดรอกไซด์ หรือปูนขาวลงในระบบ โดยให้ค่ากรด-ด่างเป็นกลาง

3.2 ลดภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้น้อยลงหรือหยุดเติม เพื่อจุลินทรีย์สามารถใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีปริมาณมากที่อยู่ในระบบให้ลดลง

4. อุณหภูมิ (Temperature) มีผลต่อการย่อยสลายมาก ซึ่งสามารถแบ่งช่วงอุณหภูมิได้ 3 ช่วง ดังนี้

4.1 ช่วงอุณหภูมิต่ำ (Psychrophilic range) อยู่ในช่วงระหว่าง $-5-20^{\circ}\text{C}$ ช่วงที่เหมาะสม $5-15^{\circ}\text{C}$

4.2 ช่วงอุณหภูมิปานกลาง (Mesophilic range) อยู่ในช่วงระหว่าง $20-42^{\circ}\text{C}$ ช่วงที่เหมาะสม $25-40^{\circ}\text{C}$

4.3 ช่วงอุณหภูมิสูง (Thermophilic range) อยู่ในช่วงระหว่าง 45-65 °ซ ช่วงที่เหมาะสม 55-60 °ซ

ช่วงที่อุณหภูมิปานกลางและสูง มีอิทธิพลให้จุลินทรีย์ทำหน้าที่ที่ย่อยสลายสารอินทรีย์มากขึ้นมีผลทำให้อัตราการย่อยสลายเพิ่มขึ้น ทำให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ได้มากขึ้น

5. อาหาร (Nutrient) โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์ยังต้องการแร่ธาตุบางชนิด เพื่อใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งหากขาดแร่ธาตุเหล่านี้ จะมีผลทำให้ การย่อยสลายของจุลินทรีย์ไม่เต็มที่

6. ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total suspended solid, TS) เป็นค่าที่แสดงถึงสิ่งเจือปนที่อยู่ในน้ำเสีย ซึ่งของแข็งเหล่านี้จะประกอบด้วยสารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์ปนอยู่ ค่าปริมาณของแข็งที่ใช้แสดงถึงคุณภาพของน้ำเสียและการเปลี่ยนแปลงของแข็งในระบบ หรือแสดงถึงความสามารถในการย่อยสลายของสารอินทรีย์ มากน้อยเพียงใด

7. ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (Volatile suspended solid, VSS) เป็นค่าที่แสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์และอนินทรีย์ที่อยู่ในระบบ ซึ่งปริมาณนี้จะแสดงถึงปริมาณการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ

8. สารพิษ (Toxic) ได้แก่สารประกอบของโลหะ โซเดียม โปตัสเซียม แมกนีเซียม คลอไรด์ ถ้าความเข้มข้นสูงเกินไปจะมีผลต่อการทำงานของระบบ

โดยทั่วไปแล้วในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบกรองไร้อากาศ จะไม่มีการใส่ระบบการป้อนของไหลย้อนกลับ (Recycle) เข้าไป ระบบจึงมีลักษณะเป็นแบบ Plug flow ในระหว่างกระบวนการหมักอาจเกิดการกวนขึ้นเนื่องจากฟองก๊าซที่เกิดขึ้น การที่บางจุดในถังปฏิกรณ์มีลักษณะเป็น Plug flow อาจทำให้เกิดปัญหาการสะสมของสารพิษ หรือทำให้ความเป็นกรด-ด่างลดลงได้ ซึ่งปัญหานี้สามารถแก้ไขโดยการใส่ระบบการป้อนของไหลย้อนกลับได้ ในถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์ จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนผิวตัวกลาง และแขวนลอยอยู่ระหว่างตัวกลางกรอง มีส่วนสำคัญในการย่อยสลาย โดยได้มีการวิเคราะห์ว่า จุลินทรีย์แขวนลอยที่อยู่ในถังปฏิกรณ์แบบ Fixed bed ส่วนใหญ่อยู่ระหว่างช่องว่างของวัสดุตัวกลาง ส่วนจุลินทรีย์ที่อยู่บนผิววัสดุตัวกลางประมาณร้อยละ 25-50 ของจุลินทรีย์ที่อยู่ทั้งหมดในถัง การใช้วัสดุตัวกลางที่มีความพรุนสูงจะช่วยส่งเสริมทำให้เกิดฟิล์มชีวะ และการเพิ่มกิจกรรมของฟิล์มชีวะ การป้อนของของไหล การเกิดก๊าซ และ ความเฉือนของของไหล (Hydraulic shear) มีผลต่อฟิล์มชีวะ

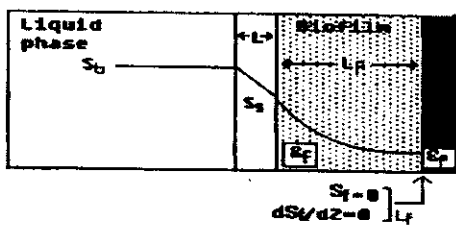
1.2.3 ผลของความหนาฟิล์มชีวะที่มีต่อการกำจัดสารอินทรีย์

ความหนาของฟิล์มชีวะเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการบอกถึงความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ (Robert et al., 1973) Komegay and Andrews (1968) ศึกษาผลของความหนาฟิล์มชีวะที่มีผลต่ออัตราการกำจัดสารอินทรีย์ พบว่าความหนาฟิล์มชีวะถูกจำกัดที่อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีค่าสูงสุดและมีค่าคงที่ เนื่องจากอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีค่าสูงสุดจะเกิดการหลุดลอกของฟิล์มชีวะ และการเกิดของฟิล์มชีวะที่บนผิวของตัวกลางมีค่าใกล้เคียงกัน ความหนาฟิล์มชีวะที่ถูกจำกัดนี้เรียกว่า Active layer ซึ่งฟิล์มชีวะนี้หากมีมากจะทำให้การกำจัดสารอินทรีย์สูง ต่อมา Rittman and McCarty (1982) ศึกษาผลของความเค้น (Shear stress) ที่มีผลต่ออัตราการสูญเสียฟิล์มชีวะเมื่อผ่าน Fluidized bed พบว่า ถ้าความเร็วน้ำเสียสูง จะทำให้อัตราการสูญเสียฟิล์มชีวะสูง ฟิล์มชีวะมีการหลุดลอกมากขึ้น มีผลทำให้ฟิล์มชีวะมีความหนาน้อย ส่งผลให้การกำจัดสารอินทรีย์ต่ำลง

ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบกรองไร้อากาศ จะต้องคำนึงถึงความหนาของฟิล์มชีวะ เนื่องจากหากฟิล์มชีวะมีความหนามาก ทำให้ระบบเกิดการอุดตัน (Clogging) ได้ สารอินทรีย์ที่ใช้ในการย่อยสลายไม่เพียงพอกับจุลินทรีย์ มีผลทำให้จุลินทรีย์ตาย การกำจัดของสารอินทรีย์ต่ำ หากฟิล์มชีวะมีความหนาน้อย ทำให้ระบบมีจุลินทรีย์ในการกำจัดสารอินทรีย์น้อย การกำจัดสารอินทรีย์ต่ำ ดังนั้นระบบจะต้องมีความหนาของฟิล์มชีวะที่เหมาะสม และเพียงพอสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ที่ต้องการ

1.2.4 ทฤษฎีแบบจำลองฟิล์มชีวะ (Biofilm model)

แบบจำลองฟิล์มชีวะที่ถูกนำเสนอโดย Williamson และ McCarty (1976) ได้มีการรวมความสัมพันธ์ของการขนถ่ายมวลในชั้นของเหลว (Liquid-layer mass transport) การแพร่ผ่านของโมเลกุลของฟิล์มชีวะ (Biofilm molecular diffusion) และจลนศาสตร์ของโมนอด (Monod kinetics) เข้าไว้ด้วยกัน ดังภาพประกอบ 3



ภาพประกอบ 3 รูปแบบจำลองการเกิดฟิล์มชีวะ

$$d^2S_f/dZ^2 = kX_fS_f/[D_f(K_s+S_f)] \quad \text{-----} \quad (1)$$

$$\text{BC:1,} \quad -D_f dS_f/dZ = D_w/L(S_b-S_f) = J \quad \text{at } Z = 0 \quad \text{-----} \quad (2)$$

$$\text{BC:2,} \quad dS_f/dZ = 0 \quad \text{at } Z = L_f \quad \text{-----} \quad (3)$$

การแก้สมการดิฟเฟอเรนเชียลในสมการที่ (1) สามารถใช้เทคนิคเชิงตัวเลข (Numerical techniques) เพื่อวัดความหนาฟิล์มชีวะ ดังนั้น Rittmann และ McCarty (1978) และ Suidan (1986) ได้กำหนดขอบเขตใหม่ สำหรับสร้างแบบจำลองฟิล์มชีวะใหม่ ดังนี้

$$\text{BC:3,} \quad S_f = 0 \quad \text{at } Z = L_f \quad \text{-----} \quad (4)$$

เมื่อ S_f = อัตราการจำกัดความเข้มข้นสารอาหารที่ฟิล์มชีวะ (The Rate-limiting substrate concentration at that poin in the biofilm)

Z = ระยะทาง (Distance normal to biofilm surface)

X_f = ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ (Microbial density)

k = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงสุดต่อน้ำหนักจุลินทรีย์ (Maximum specific substrate utilization rate)

K_s = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง เมื่ออัตราการย่อยสลายเป็นครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (Monod half-velocity coefficient)

D_f = สัมประสิทธิ์การแพร่ของโมเลกุลในฟิล์มชีวะ (Molecular diffusivity in biofilm)

D_w = สัมประสิทธิ์การแพร่ของโมเลกุลในน้ำ (Molecular diffusivity in water)

L = ชั้นการแพร่ผ่าน (Diffusion layer)

การคำนวณหาความหนาของชั้นฟิล์มชีวะที่สภาวะคงตัว ในถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์ (Fixed-biofilm reactor) มีสมมุติฐาน กล่าวคือ การเกิดของชีวมวล (Biomass growth) จะเท่ากับการตายของชีวมวล (Biomass decay) ดังนั้น Rittmann และ McCarty (1980a) ได้นำเสนอสมการที่ใช้คำนวณหาค่าความหนาฟิล์มชีวะที่สภาวะคงตัว (Steady-state biofilm thickness) ดังแสดงในสมการที่ (5)

$$L_f = JY_f / b_s X_f \quad \text{-----} \quad (5)$$

- เมื่อ L_f = ความหนาฟิล์มชีวะ (Biofilm thickness)
 J = ฟลักซ์สารอาหารของจุลินทรีย์ (Substrate flux)
 Y_f = สัมประสิทธิ์การผลิตได้ของชีวมวล (Yield of biomass)
 b_s = อัตราการผุพังของชีวมวล (Biomass decay and sloughing rate)
 X_f = ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ (Microbial density)

จากสมการที่ (1)-สมการที่ (4) Suidan (1986) จึงได้ปรับเปลี่ยนสมการให้เป็นสมการไร้นิติหน่วยเพื่อใช้ในการหาค่า J ดังนี้

$$J^*/2 = S_b^* - J^*L^* - \ln(1 + S_b^* - J^*L^*) \quad \text{-----} \quad (6)$$

$$S_b^* = S_b/K_s \quad \text{-----} \quad (7)$$

$$J^* = J/K_s k X_f D_f \quad \text{-----} \quad (8)$$

$$L^* = L/(D_f K_s)/(k X_f (D_w/D_f)) \quad \text{-----} \quad (9)$$

สำหรับค่าของ D_f และ D_w นั้น พบว่า D_f/D_w ซึ่งถูกค้นพบโดย Williamson และ McCarty (1976) และค่า $D_w = 1.37 \text{ cm}^2/\text{day}$ ที่ 35°C ซึ่งถูกพบโดย Suidan (1986)

การประเมินหาค่า L นั้น Yoshida (1985) ได้นำเสนอสมการเพื่อหาค่าของชั้นฟิล์มการแพร่ผ่าน (diffusion layer, L) ซึ่งใช้กับ raschig ring และ plastic wild ball ดังนี้ (Hines *et al.*, 1985)

$$L = 1.1 D_w (\Phi u_o)^{-1} Sc^{2/3} Re^{0.51} \quad (Re < 50) \quad \text{-----} \quad (10)$$

- เมื่อ L = ความหนาชั้นที่หยุดนิ่ง (Stagnant layer thickness)
 D_w = สัมประสิทธิ์การแพร่ของโมเลกุลในน้ำ (Molecular diffusivity in water)
 Φ = สัมประสิทธิ์รูปร่างของตัวกลางกรอง (Shape factor for packing media)
 u_o = ความเร็วของของเหลว (Superficial velocity of bulk liquid)
 Sc = ชุมิต นัมเบอร์ (Schmidt number)
 Re = เรโนลด์ นัมเบอร์ (Renolds number)

จากสมการที่ (6) จะเห็นได้ว่า J^* สอดคล้องกับ S_b^* ดังนั้นในการคำนวณหาค่า J จะต้องคำนวณแบบย้อนกลับ การหาค่าอัตราสูงสุดในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สอดคล้องกับค่า J (Maximum specific substrate utilization rate, k) และความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง เมื่ออัตราการย่อยสลายเป็นครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (Monod half-velocity coefficient, K_s) ซึ่งสามารถคำนวณได้จากสถานะคงตัวของระบบโดยใช้สมการที่นำเสนอ โดย Halwachs (1978)

$$(y/U) = (K_s/(kX_b))((1/U)\ln(1/(1-U))-1) + ((S_{b0} + K_s)/(kX_b)) \quad \text{----- (11)}$$

$$U = (S_{b0} - S_b)/S_{b0} \quad \text{----- (12)}$$

เมื่อ k = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงสุดต่อน้ำหนักจุลินทรีย์
(Maximum specific substrate utilization rate)

K_s = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง เมื่ออัตราการย่อยสลายเป็นครึ่งหนึ่งของ
อัตราการย่อยสลายสูงสุด (Monod half-velocity coefficient)

U = อัตราการส่วนการย่อยสลายสารอาหาร (Substrate degradation)

การคำนวณค่า Y และ b_s ได้ใช้ทฤษฎีของ Herbert *et al.* (1956) ซึ่งถูกประยุกต์
โดย Van Uden (1967)

$$(\partial AX_r dz / \partial t) = Y (kS_r / K_s + S_r) AX_r dz - b_s AX_r dz \quad \text{----- (13)}$$

เมื่อ A = พื้นที่ผิวฟิล์มชีวะ (Cross-sectional area of bio film section)

S_r = อัตราการจำกัดความเข้มข้นสารอาหารที่ฟิล์มชีวะ (The Rate-limiting
substrate concentration at that poin in the biofilm)

X_r = ความหนาแน่นฟิล์มชีวะ (Microbial density in biofilm)

Y = สัมประสิทธิ์ผลิตได้ของชีวมวล (True yield of bacterial mass)

dz = ความหนาฟิล์มชีวะ (Thickness of the biofilm section)

แทนค่า J , Y , b_s , X_r ที่ได้จากสมการที่ (6)-สมการที่ (13) ในสมการที่ (5) จะได้ความหนา
ของฟิล์มชีวะที่สถานะคงตัว

1.2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ศิริวรรณ จัง (2534) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปอาหารทะเลด้วยระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนในถังหมักขนาด 5.1 ลิตร โดยเตรียมตัวอย่างน้ำที่จะป้อนเข้าระบบอยู่ในช่วง 0.3-1.77 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาในการกักเก็บ เริ่มจาก 35.3 วัน จนลงเหลือ 5.8 วัน ภายในถังหมักมีตัวกลางกรองทำด้วยท่อ PVC เพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ผลการทดลองพบว่า ที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์ต่ำ ระบบสามารถลดค่าซีโอดีน้ำเสียได้สูง และที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์สูงสุดและระยะเวลากักเก็บต่ำ ระบบยังสามารถดำเนินการได้โดยไม่ล้มเหลว ซึ่งสามารถลดซีโอดีได้ถึง 78.36 เปอร์เซ็นต์ และพบว่าการหมักที่อุณหภูมิ 40-42 °ซ มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าการหมักที่อุณหภูมิ 30-35 °ซ

จรรยา อินทมณี (2540) ศึกษาค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) และระยะเวลากักเก็บของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยใช้ น้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิมของโรงงานน้ำยางชั้นพบว่า ระยะการกักเก็บที่เหมาะสมมากกว่า 14 วัน และค่าความเป็นกรด-ด่างอยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการดำรงชีพของจุลินทรีย์สร้างมีเทน กล่าวคือ 7.5-9.5

อภิสิทธิ์ แสนคำ และขจรศักดิ์ โสภางารย์ (2544) ศึกษาสมรรถนะเครื่องกรองไร้อากาศชนิดไหลขึ้นของการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานกระดาษ โดยใช้ตัวกลางกรองทำมาจากโพลีเอททิลีน มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 40 มม. พื้นที่ผิวจำเพาะ 240 ม²/ม³ ส่วนช่องว่างร้อยละ 90 โดยเครื่องกรองนี้ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 3,500 มก./ล. ที่มีอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 2.43 4 และ 9 กก.ซีโอดี/ม³-วัน โดยประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเท่ากับร้อยละ 67.59 65.61 65.47 49.60 และ 47.49 และสามารถผลิตก๊าซได้ 127 161 133 152 127 ลิตร/วัน โดยก๊าซมีเทนมีองค์ประกอบร้อยละ 85.8 86.4 83.25 85.9 และ 85.5 ตามลำดับ และอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เกิดขึ้นที่ 30 เซนติเมตรแรกในเครื่องกรองไร้อากาศ และจากการทดสอบสมการทางคณิตศาสตร์ $S_e = 0.037 S_i^{1.46} HRT^{-0.418}$ เมื่อ S_i และ S_e คือน้ำเข้าและออกจากระบบ HRT คือระยะเวลากักเก็บน้ำในเครื่องกรองไร้อากาศ

Ju-Sheng Huang และ Chang-Gwo Jih (1997) ศึกษาผลของภาระความต้องการออกซิเจนของจุลินทรีย์ (BOD loading) ต่อประสิทธิภาพระบบบำบัดแบบกรองไร้อากาศ (Anaerobic filter) ซึ่งได้ทำการทดลองการลดซีโอดี พบว่า ค่าเฉลี่ยการลดซีโอดีได้ถึง 97 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาระบรรทุก (Volumetric loading) 16 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ประสิทธิภาพการลดซีโอดีแบบกรอง (SCOD) และแบบไม่กรอง (FCOD) มีความแตกต่างกันน้อย แสดงว่าการหลุดลอกของจุลินทรีย์มีน้อย ดังนั้นระบบมีการเพิ่มความหนาของฟิล์มชีวะ ซึ่งตรงข้ามกับความเห็นของ Liu *et al.* (1991) ที่พบว่า การหลุดของชีวมวลออกมากับน้ำทิ้งที่ทางออกของถังปฏิกรณ์เพิ่มขึ้น ถ้าภาระ

บรรทุก (Volumetric loading) มีค่าเกิน 13 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ที่เป็นเช่นนั้นเพราะการศึกษาของ Liu *et al.* (1991) นั้นกระทำในถังปฏิกรณ์ที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะ (Specific surface area, a) มาก และมีรูพรุน (Void, ϵ) ที่ให้น้ำผ่านน้อย ($a = 1,292 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $\epsilon = 0.49$, $\epsilon/a = 0.38$) ทำให้ความเร็วของก๊าซและน้ำเสียเพิ่มขึ้น ทำให้เพิ่มการหลุดลอกของฟิล์มชีวะ ส่งผลให้ฟิล์มชีวะมีความหนาได้ไม่มาก โดยมีค่าน้อยกว่า 0.38 มม. ส่วนกรณีของ Ju-Sheng Huang และ Chang-Gwo Jih (1997) นั้น $a = 182-397 \text{ m}^2/\text{m}^3$ $\epsilon = 0.67-0.93$ $\epsilon/a = 2.1-4.6$ มม. ถึงแม้ว่า ภาวะบรรทุก (Volumetric loading) 16 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน การหลุดลอกของฟิล์มชีวะไม่มากเช่นกัน

H. Chua *et al.* (1997) ได้ศึกษา Hydraulic shock loading สำหรับถังปฏิกรณ์แบบไร้อากาศ พบว่าน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ โดยที่ระยะเวลาพักเก็บเท่ากับ 5 วัน จะสามารถกำจัดซีโอดีได้ 98.1 เปอร์เซ็นต์ หลังจากนั้นได้มีการปรับค่าระยะเวลาพักเก็บลดลงเหลือ 2.50 1.50 1.00 และ 0.5 วัน ซึ่งในการปรับระยะเวลาพักเก็บจะทำให้เกิด Hydraulic shock loading ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงเหลือ 84.4 – 88.3 เปอร์เซ็นต์

Young และ Dahab (1982) ทดลองบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ตัวกรองแบบไหลขึ้น (Upflow) ที่ไม่มีตัวกวน พบว่าบริเวณส่วนล่างของถังปฏิกรณ์มีอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และการกำจัดสารอินทรีย์สูง ส่วนที่บริเวณเหนือขึ้นมา 1 เมตร การกำจัดสารอินทรีย์น้อย และจากการทดลองสรุปว่า ที่ภาวะการเติมสารอินทรีย์เท่ากัน ถังปฏิกรณ์สั้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์สูง อย่างไรก็ตาม ถังปฏิกรณ์ที่มีความสูงต่ำกว่า 2 เมตร อาจมีความเสี่ยงสูงในการสูญเสีย จุลินทรีย์ออกจากถังปฏิกรณ์ชีวมวล (Biomass) ที่อยู่บริเวณส่วนบนของปฏิกรณ์ของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกมาจากทางออกของถังปฏิกรณ์สั้น อาจทำให้คุณภาพของน้ำเสียที่ไหลออกจากปฏิกรณ์ลดลง และยังพบอีกว่า ในถังปฏิกรณ์ที่สูง 1.83 เมตร ที่ภาวะการเติมสารอินทรีย์ 0.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน การกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่อยู่ที่บริเวณ 0.3 เมตรแรกของถัง เมื่อภาวะการเติมสารอินทรีย์สูงขึ้น กิจกรรมทางชีววิทยาจะกระจายขึ้นไปในบริเวณส่วนสูงของถังมากขึ้น

ทรัพย์ วิถีธรรม (2528) เปรียบเทียบการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำบิบเปลือกสับประรด ในถังปฏิกรณ์แบบกรอง 2 ถังที่มีปริมาตรเท่ากัน แต่เส้นผ่านศูนย์กลางต่อความสูงแตกต่างกันคือ 1:1 (ถังสั้น) และ 1:4 (ถังยาว) ซึ่งสรุปว่า อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากันทั้งสองถังคือ 0.5-0.6 $\text{m}^3/\text{กก.ซีโอดีป้อน}$ หรือ 0.8 m^3/m^3 ของถังปฏิกรณ์ แต่ถังยาวลดระยะเวลาพักเก็บได้ต่ำสุด 30.6 วัน ในขณะที่ถังสั้นลดระยะเวลาพักเก็บได้ต่ำสุด 17.5 วัน ค่าซีโอดีน้ำเสียของถังปฏิกรณ์แบบถังยาวสูงกว่าถังปฏิกรณ์แบบถังสั้นเล็กน้อย ซึ่งจากการทดลองไม่อาจสรุปได้แน่ชัดว่า ถังปฏิกรณ์แบบสั้นทำงานได้ดีกว่าแบบยาว ทั้งนี้เพราะได้ทำการทดลองในช่วงปีแรก ซึ่งในขณะนั้นการเกาะติดและการกระจายของชั้นต่างๆของถังปฏิกรณ์ทั้งสองยังเป็นไปไม่ดี โดยเฉพาะในชั้นกลางของถัง

ปฏิกรณ์แบบยาว มีการเกาะติดของจุลินทรีย์น้อยมาก จำนวนจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนผิววัสดุตัวกลางกรองในถังปฏิกรณ์แบบยาว น้อยกว่าถังปฏิกรณ์แบบสั้นเล็กน้อย ต่อมานันท์นิตย์ (2531) ได้ทดลองโดยก่อนทดลองปล่อยให้มีการพัฒนาของจุลินทรีย์บนตัวกลางในถังทั้งสองต่อไปอีก 6 เดือน เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะติดมากขึ้น และมีการกระจายมากขึ้น และพบว่า ขณะที่มีการทดลอง จำนวนจุลินทรีย์มีมากกว่าที่ทรัพย์ (2528) ทดลองและกระจายตัวได้ดีกว่า จากการเปรียบเทียบถังปฏิกรณ์ทั้งสองถึง นันท์นิตย์ (2531) ได้ผลการทดลองตรงกันข้ามกับของทรัพย์ (2528) โดยพบว่าถังปฏิกรณ์แบบยาวให้ผลดีกว่า ซึ่งสอดคล้องกับจำนวนจุลินทรีย์บนตัวกลางในถังปฏิกรณ์แบบยาวที่มีมากกว่าถังปฏิกรณ์แบบสั้น 2.5 เท่า ซึ่งผลของนันท์นิตย์ (2531) สอดคล้องกับทฤษฎีที่ว่า ถ้าอัตราการกวนของของเหลวที่เท่ากัน การผสมในถังปฏิกรณ์แบบยาวดีกว่าถังปฏิกรณ์แบบสั้น อัตราการถ่ายเทมวลสารสูงมากขึ้น และมีผลกระทบเนื่องจากช่องว่าง (Channeling effect) น้อยกว่าในถังปฏิกรณ์แบบสั้น ในการทำงานของถังปฏิกรณ์กรองแบบไหลขึ้น ขึ้นกับส่วนประกอบของน้ำทิ้งค่อนข้างมาก รูปร่างและขนาดของช่องว่าง (Void) ของวัสดุตัวกลาง มีความสำคัญมากกว่าปริมาณพื้นที่ผิวของวัสดุตัวกลาง ถังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางทำด้วยพลาสติก และมีพื้นที่ผิว $98 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ดีกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางชนิดเดียวกัน แต่มีขนาดเล็กกว่า และมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรถึง $138 \text{ m}^2/\text{m}^3$

Van den berg L. และ Lentz C.P. (1979) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์ ระหว่างแบบไหลขึ้น (Upflow) และแบบไหลลง (Downflow) พบว่าไม่มีความแตกต่างกันมาก ถังปฏิกรณ์ทั้งสองแบบนี้ สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ 90 เปอร์เซ็นต์ ที่ระยะเวลาพักเก็บ 0.5-2.6 วัน โดยที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3-15 กก.ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย/ m^3 -วัน จากการที่ต้องใช้ตัวกลางที่มีขนาดใหญ่ เพื่อป้องกันการอุดตันนั้น ถังปฏิกรณ์แบบกรอง จะรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ต่ำกว่าระบบตรึงเซลล์อื่นๆ เช่น ฟลูอิดไคซ์เบด แต่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง ทนต่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์แบบทันที (Shock loading) ที่สูงๆ ได้ดีกว่า ถ้าหากน้ำเสียที่เข้าระบบมีความเป็นบัฟเฟอร์ที่ดี อาจช่วยในการปรับ pH ของระบบได้ หลังจากที่มีการเติมสารอินทรีย์สูง ซึ่งมีรายงานว่าหลังจากการหยุดป้อนสารอินทรีย์เป็นระยะๆ เมื่อกลับมาป้อนใหม่ ระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพภายในไม่กี่สัปดาห์ (Graef, S.P. *et al*, 1975)

Van den berg L. และ Lentz C.P. (1980) เปรียบเทียบการเกิดฟิล์มชีวะบนผิวรองรับวัสดุต่างๆ เช่น Needle Punched Polyester (NPP), Red Draine Clay (RDC), Gray Potter Clay (GPC) และ Poly vinyl choride (PVC) พบว่า การเกิดฟิล์มชีวะบนผิว NPP และ RDC เกิดได้เร็วกว่า PVC และ GPC เนื่องจากลักษณะของผิววัสดุที่รองรับ โดยผิวของ NPP ค่อนข้างขรุขระ การเกิด

ฟิล์มชีวะอย่างรวดเร็วน RDC อาจเนื่องมาจากสารอินทรีย์บางอย่างในดินเผาที่ถูกกักคร่อนที่ กระตุ้นการเกิดมีเทน เช่นเดียวกับผลที่เกิดจากเหล็ก และซัลเฟตของเหล็ก

Kennedy K.J. และ Dross R.L. (1986) ได้ทำการทดลองเช่นเดียวกับ Van den berg L. และ Lents C.P. (1980) แต่เพิ่มวัสดุแก้วลงไป พบว่าการผลิตมีเทนของถังปฏิกรณ์ที่บรรจุ NPP, RDC, GPC เพิ่มขึ้นได้เร็วกว่าแก้ว และ PVC ที่มีช่วงปรับตัวของการผลิตมีเทนที่ยาวนาน ทั้งนี้ไม่ใช่เพราะแก้วและPVC เป็นสารที่ยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แต่เพราะจุลินทรีย์พวกที่ใช้ผลิตมีเทนเกาะบนผิวแก้วและPVC ก่อนข้างยาก จากการวัดชีวมวลในถังปฏิกรณ์ พบว่า ความเข้มข้นของชีวมวลมีความสัมพันธ์โดยตรงกับอัตราการผลิตก๊าซมีเทนสูงสุด การเกิดฟิล์มชีวะจึงมีแนวโน้มว่าเกิดได้ดีจากวัสดุผิวหยาบ เช่น NPP การทำให้พลาสติกผิวเรียบมีความขรุขระมากขึ้น จะให้จุลินทรีย์เกาะได้เร็วขึ้น

1.3 วัตถุประสงค์ของโครงการ

1.3.1 ศึกษาตัวแปรที่มีผลต่อประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศ ได้แก่ อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ ระยะเวลาที่เก็บ พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางกรอง

1.3.2 กำหนดสมการแสดงความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดกับตัวแปรต่างๆ ในข้อ 1.3.1

1.3.3 ปรับปรุงวิธีการคำนวณตัวแปรต่างๆ ของแบบจำลองฟิล์มชีวะที่นำเสนอโดย Rittaman and McCarty (1980a) ในรูปของความหนาฟิล์มชีวะบนตัวกลางกรอง

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ แบบจำลองฟิล์มชีวะ และข้อจำกัดบางประการของกระบวนการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศในห้องปฏิบัติการ อันสามารถนำไปปรับใช้กับกระบวนการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศในระดับปฏิบัติจริงต่อไป

1.5 ขอบเขตของการวิจัย

1.5.1 ทำการศึกษาตัวแปรที่มีผลต่อประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศ ได้แก่ อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ ระยะเวลาที่เก็บ พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางกรอง

1.5.2 ทำการศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศ พร้อมปรับปรุงวิธีการคำนวณตัวแปรต่างๆ ของแบบจำลองฟิล์มชีวะที่นำเสนอ โดย Rittaman and McCarty (1980a) ในรูปของความหนาฟิล์มชีวะบนตัวกลางกรอง