

จว.

โครงการวิจัยที่ ภ. 46-10 / ย. 2 / รายงานฉบับสมบูรณ์

การพัฒนาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ชนิด UASB สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืช



สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย

สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย

โครงการวิจัยที่ ภ. 46-10

การพัฒนาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสีย
แบบไร้อากาศชนิด UASB สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืช

โครงการย่อยที่ 2

การพัฒนาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสีย
แบบไร้อากาศชนิด UASB สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืช

รายงานฉบับสมบูรณ์

การพัฒนาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสีย
แบบไร้อากาศชนิด UASB สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืช

โดย

ปรีชา พลอยภัทรภิญโญ

สุรภี เบญจปัญญาวงศ์

ทวีศักดิ์ หอมดอกไม้

สมชาย ดารารัตน์

โสภณ บุญมั่น

จิรพรรณ ออดยกุล

บรรณาธิการ

คารณี ประภาสะโนบล

นฤมล รื่นไวย์

ลิจิต หาดูจางสิทธิ์

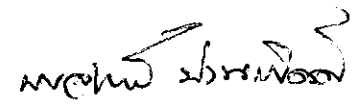
บุญเรียม น้อยชุมแพ

ปฐมสุดา สำเร็จ

วว., กรุงเทพฯ 2550

สงวนลิขสิทธิ์

รายงานฉบับนี้ได้รับการอนุมัติให้พิมพ์โดย
ผู้ว่าการสถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย



(ดร. นงลักษณ์ ปานเกิดดี)

ผู้ว่าการ

สารบัญ

	หน้า
สารบัญตาราง	ก
สารบัญรูป	ข
ABSTRACT	1
บทคัดย่อ	2
บทที่ 1 บทนำ	3
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	3
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	5
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	6
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	6
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	7
2.1 กระบวนการทางชีวภาพ	7
2.2 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน	14
2.3 ระบบยูเอเอสบี	20
2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด	34
2.5 พอลิเมอร์ (polymer)	36
2.6 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน	38
2.7 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	40
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย	47
3.1 แผนดำเนินการวิจัย	47
3.2 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	47
3.3 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง	49
3.4 วิธีการดำเนินการวิจัย	53
3.5 กระบวนการเริ่มต้นเดินระบบ UASB	57
3.6 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ระหว่างการเดินระบบ	60

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 4 ผลการวิเคราะห์ข้อมูล	62
4.1 ที่มาและลักษณะตะกอนเริ่มต้น	62
4.2 ผลการทดลอง	63
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัย และข้อเสนอแนะ	93
5.1 สรุปผลการวิจัย	93
5.2 ข้อเสนอแนะ	94
เอกสารอ้างอิง	95
ภาคผนวก ก	100
ภาคผนวก ข	127

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 1. การเปรียบเทียบระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจน	9
ตารางที่ 2. ความเข้มข้นของไอออนบวกที่มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน	24
ตารางที่ 3. ปริมาณ โลหะหนักที่มีผลให้กระบวนการย่อยสลายแบบ ไร้ออกซิเจน หมดประสิทธิภาพ	25
ตารางที่ 4. ผลของแอมโมเนียใน ไตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ไร้ออกซิเจน	26
ตารางที่ 5. คุณสมบัติต่างๆ ของก๊าซมีเทน	39
ตารางที่ 6. คุณสมบัติน้ำเสียของ โรงงานสกัดน้ำมันปาล์มเบื้องต้น	48
ตารางที่ 7. ค่ากำหนดขั้นต่ำสุดสำหรับน้ำทิ้ง โรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม	49
ตารางที่ 8. คำพารามิเตอร์ที่ศึกษากับตำแหน่งที่ทำการศึกษาของระบบบำบัด	54
ตารางที่ 9. สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง	57
ตารางที่ 10. ระดับการเพิ่มอัตราบำบัดทุกระบบสารอินทรีย์	59
ตารางที่ 11. ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบ	59
ตารางที่ 12. ตำแหน่งและความถี่ของการเก็บตัวอย่างเพื่อการวิเคราะห์	60
ตารางที่ 13. วิธีการวิเคราะห์	61
ตารางที่ 14. คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแวง	62
ตารางที่ 15. คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนเมื่อเริ่มเดินระบบ	62
ตารางที่ 16. คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนหลังเดินระบบ	62
ตารางที่ 17. ค่าพีเอชของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	67
ตารางที่ 18. ค่าอุณหภูมิตลอดการเดินระบบ	68
ตารางที่ 19. กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	69
ตารางที่ 20. ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่าย	70
ตารางที่ 21. สภาพความเป็นเบสของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	72
ตารางที่ 22. ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	73
ตารางที่ 23. ค่าซีโอดีทั้งหมดของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	74

สารบัญตาราง (ต่อ)

	หน้า
ตารางที่ 24. ค่าซีไอดีละลายน้ำของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	74
ตารางที่ 25. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีทั้งหมด	78
ตารางที่ 26. ค่าของแฉ่งแฉวนลอยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ	80
ตารางที่ 27. ประสิทธิภาพในการกำจัดของแฉ่งแฉวนลอยจากระบบ	80
ตารางที่ 28. ระยะเวลาและการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	81
ตารางที่ 29. เปอร์เซนต์สัดส่วนโดยน้ำหนักของเม็ดตะกอน	85
ตารางที่ 30. ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	88
ตารางที่ 31. อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและเปอร์เซนต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ	89
ตารางที่ 32. ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ	90

สารบัญรูป

	หน้า
รูปที่ 1. การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์	8
รูปที่ 2. ปฏิกริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย	10
รูปที่ 3. ขั้นตอนปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน	11
รูปที่ 4. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ	18
รูปที่ 5. ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี	19
รูปที่ 6. ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกริยา	21
รูปที่ 7. โครงสร้างทั่วไปของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์	30
รูปที่ 8. การเกิดตะกอนเม็ดแบบ inert nuclei model	32
รูปที่ 9. การเกิดตะกอนเม็ดแบบ multi-valence positive ion-bonding model	33
รูปที่ 10. การเกิดตะกอนเม็ดแบบ polymer or filament bonding model	33
รูปที่ 11. พอลิเมอร์ชนิดต่างๆ	36
รูปที่ 12. กลไกการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์โดยพอลิเมอร์	37
รูปที่ 13. ขวดเตรียมเชื้อเริ่มต้น	49
รูปที่ 14. ส่วนประกอบของถังปฏิกริยายูเอเอสบี	51
รูปที่ 15. ส่วนประกอบของชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ	52
รูปที่ 16. กระบวนการเดินระบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี (UASB) ที่มีถังสร้างกรดแบบ hydrolysis upflow sludge blanket	53
รูปที่ 17. การทดลองไฮโดรไลซิสตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม	55
รูปที่ 18. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย ที่ค่าพีเอชเริ่มต้น 4.8, 5.5 และ 6.0	64
รูปที่ 19. ประสิทธิภาพการสร้างกรดไขมันระเหย ที่ค่าพีเอชเริ่มต้น 4.8, 5.5 และ 6.0	64
รูปที่ 20. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยของถังสร้างกรด	66
รูปที่ 21. ประสิทธิภาพการสร้างกรดไขมันระเหยของถังสร้างกรด	66
รูปที่ 22. ค่าพีเอชที่เข้าและออกจากระบบ	67

สารบัญรูป (ต่อ)

	หน้า
รูปที่ 23. อุณหภูมิตลอดการทดลอง	68
รูปที่ 24. กราฟค่า VFA ที่เข้าและออกจากระบบ	70
รูปที่ 25. ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของระบบ	71
รูปที่ 26. สภาพความเป็นเบสของน้ำเข้าและออกจากระบบ	72
รูปที่ 27. ซีไอดีทั้งหมดคของน้ำเข้าและออกจากระบบ	75
รูปที่ 28. ซีไอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ	75
รูปที่ 29. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีตลอดการทดลอง	77
รูปที่ 30. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีทั้งหมดที่อัตราบำบัดระบบ สารอินทรีย์ต่างๆ กัน	79
รูปที่ 31. ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ	80
รูปที่ 32. ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกริยาที่ 2	83
รูปที่ 33. เปอร์เซ็นต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาที่ 1	86
รูปที่ 34. เปอร์เซ็นต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาที่ 2	86
รูปที่ 35. การเปรียบเทียบระหว่างสัดส่วนเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสอง โดย sieve analysis	87
รูปที่ 36. การเปรียบเทียบค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอน	88
รูปที่ 37. อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ	90
รูปที่ 38. ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ	91

การพัฒนาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสีย แบบไร้อากาศชนิด UASB สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืช

ปรีชา พลอยภัทรภิญโญ¹, สมชาย ดารารัตน์¹, สุรภี เบญจปัญญาวงศ์¹,
โสภณ บุญมั่น¹, ทวีศักดิ์ หอมดอกไม้¹ และ จิรวรรณ ออตยกุล

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอิทธิพลของพอลิเมอร์ต่อการเริ่มต้นระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม เพื่อหาเกณฑ์การเริ่มต้นระบบอย่างมีประสิทธิภาพ โดยใช้แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีจำนวน 2 ถึง ทำการศึกษาเชิงทดลอง ใช้การออกแบบเป็นการทดลองเชิงเปรียบเทียบระหว่างถึงปฏิริยาที่เติมพอลิเมอร์กับถึงปฏิริยาที่ไม่เติมพอลิเมอร์.

ผลการทดลองที่ได้แสดงให้เห็นว่าการเติมพอลิเมอร์ที่ความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อกรัมเอสเอส จะลดเวลาในการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลง และเพิ่มจำนวนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้น โดยสังเกตได้ในวันที่ 120 ของการทดลอง ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 72 ชั่วโมง, อัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.07-8.57 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยในถึงปฏิริยาที่ 1 (ควบคุม) เท่ากับ 93.40 % และในถึงปฏิริยาที่ 2 (เติมพอลิเมอร์) เท่ากับ 94.41 % และพบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ และประสิทธิภาพการผลิตก๊าซสูงขึ้น เมื่อเพิ่มอัตรารับภาระสารอินทรีย์ โดยอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในถึงปฏิริยาที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 1.959 และ 2.058 ลิตรต่อวัน.

¹ฝ่ายสิ่งแวดล้อมนิเวศวิทยาและพลังงาน สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย (วว.)

DEVELOPMENT OF MICROBIAL GRANULATION IN THE UASB WASTEWATER TREATMENT FOR PALM OIL MILL FACTORY

**Preecha Ploypatarapinyo, Somchai Dararat, Surapee Bengapanyawong,
Sopol Boonman, Thavesak Homdokni and Jirawan Oatayakul**

ABSTRACT

The objectives of this research were to study the influence of polymer on sludge granulation of the Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor for treating palm oil mill factory wastewater. Two laboratory scale UASB reactors were used to determine the effective criteria for the start-up. This experimental research was designed to be a comparative experiment between the reactors, with and without polymer added.

The laboratory results demonstrated that an addition of the polymer at 5 mg/gSS could shorten granulation time and increase the amount of granulation. Sludge granulation in Reactor 2 was observed after 120 days of operation, at the hydraulic retention time (HRT) 72 hours, while the organic loading rate (OLR) ranged from 1.07-8.57 g COD/L-day. The digester performance average in Reactor 1 (control) was 93.40% COD removal and Reactor 2 (adding polymer) was 94.41% COD removal. It was found that both biogas production rate and biogas yield increased when the organic loading increased. Biogas yield of Reactor 1 was 1.959 m³/day and Reactor 2 was 2.058 m³/day.

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

น้ำเสียจากกระบวนการผลิตหลายประเภทจะมีการปนเปื้อนของน้ำมันและไขมัน (Fat oils and grease, FOG) นอกเหนือจากการปนเปื้อนของสารกลุ่มโปรตีนและคาร์โบไฮเดรต, ซึ่งองค์ประกอบและลักษณะสมบัติของสารปนเปื้อนเหล่านี้จะแปรผันตามประเภทของอุตสาหกรรมน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของน้ำมันและไขมันสูง ส่วนใหญ่จะพบในอุตสาหกรรมการผลิตน้ำมันเพื่อการบริโภค, โรงฆ่าสัตว์, อุตสาหกรรมนม, อุตสาหกรรมการผลิตอาหารประเภททอดกรอบ และฟาร์มปศุสัตว์. การบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของน้ำมันและไขมัน จะมุ่งประเด็นในการลดผลกระทบด้านระบบนิเวศ, ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียกลุ่มนี้ส่วนใหญ่จะมีค่าความสกปรกในรูปบีโอดีสูง ซึ่งสามารถก่อผลกระทบทั้งต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ และระบบนิเวศวิทยาโดยรวม. การที่น้ำเสียในกลุ่มนี้มีค่าความสกปรกสูง ส่งผลให้การนำน้ำเสียส่วนนี้ไปบำบัดรวมเป็นปัญหาที่ยุ่งยากในการจัดการ ดังนั้นการบำบัดในแหล่งผลิต (on-site treatment) เพื่อลดมลพิษจึงเป็นแนวทางที่ได้รับการเสนอแนะ, กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาทั้งแบบใช้อากาศและแบบไม่ใช้อากาศสามารถใช้ในการบำบัดสารมลพิษในน้ำเสียกลุ่มนี้ได้, แต่เนื่องจากข้อจำกัดทางด้านอัตราการรับภาระสารอินทรีย์ การเกิดฟอง และการถ่ายเทออกซิเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศสำหรับน้ำเสียกลุ่มนี้ ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศถูกพิจารณาว่าไม่เหมาะสมในการประยุกต์ใช้กับน้ำเสียกลุ่มดังกล่าว, สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ (anaerobic wastewater treatment) เป็นระบบที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์และกรดไขมันที่มีโมเลกุลใหญ่ (long chain fatty acids, LCFAs), ทั้งนี้เนื่องจากไม่มีข้อจำกัดในการถ่ายเทออกซิเจนและสามารถผลิตพลังงานทดแทนในรูปก๊าซมีเทน, การย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศของไขมันและน้ำมัน จะถูกดำเนินการเบื้องต้นโดยจุลินทรีย์ที่ได้ผลผลิตเป็น LCFAs และ glycerol ซึ่งการย่อยสลายในขั้นต่อไปจะถูกจำกัดโดยปฏิกิริยาการยับยั้งของ LCFAs ต่อจุลินทรีย์กลุ่ม acetoclastic methanogens, การที่อัตราการย่อยสลายของ LCFAs ที่ต่ำ และผลการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์โดย LCFAs เป็นสาเหตุหลักของการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศสำหรับน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของไขมันและน้ำมันสูง.

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำมันพืชมีความแตกต่างจากน้ำเสียประเภทอื่นๆ เนื่องจากมีสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีและไขมันค่อนข้างมาก, ซึ่งการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจะทำได้ค่อนข้างยาก, เนื่องจากคุณสมบัติของไขมันจะไม่ละลายในน้ำและลอยตัวอยู่บนผิวน้ำ ทำให้แบคทีเรียย่อยสลายได้ยาก และไขมันจะไปเคลือบที่ผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์, ซึ่งมีผลทำให้แบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทนเกิดการเปลี่ยนแปลงทางกายภาพของเม็ด และไหลหลุดออกนอกระบบได้, ซึ่งจะมีผลทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง และปริมาณก๊าซมีเทนที่ได้จากการบำบัดจะลดลงด้วย.

ปัญหาการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ส่วนใหญ่เป็นผลมาจากการที่น้ำเสียดังกล่าวมีการปนเปื้อนของของแข็งแขวนลอยและไขมันในปริมาณที่สูง, ซึ่งส่งผลให้เกิดการชะล้างตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบสูงมากจน ถึงปฏิกิริยาไม่สามารถเดินระบบได้ รวมถึงก่อปัญหาในกระบวนการเริ่มต้นระบบของถังปฏิกิริยายูเอเอสบี, ดังนั้นกระบวนการเปลี่ยนรูปของแข็งแขวนลอยและไขมัน ไปเป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีประสิทธิภาพ จึงเป็นขั้นตอนที่สำคัญที่จะช่วยให้การเดินระบบยูเอเอสบี เป็นไปได้ อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด.

น้ำเสียจากกระบวนการสกัดน้ำมันปาล์มแบบมาตรฐานของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มเป็นน้ำเสียที่มีลักษณะเฉพาะแตกต่างจากน้ำทิ้งทั่วไป ซึ่งมีความเข้มข้นของค่าพารามิเตอร์ต่างๆ สูงมาก โดยเฉพาะของแข็งแขวนลอย (SS และ VSS) และไขมัน แม้จะผ่านการบำบัดทางชีวภาพอย่างมีประสิทธิภาพแล้วน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดเหล่านั้น ยังคงมีค่าพารามิเตอร์ต่างๆ สูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งโดยทั่วไป, ในปัจจุบัน โรงงานสกัดน้ำมันปาล์มของประเทศไทยส่วนใหญ่จะใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อหมักในการบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิต, ซึ่งใช้พื้นที่ในการก่อสร้างมาก ทำให้ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการบำบัดสูง, ดังนั้นจึงเลือกกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนสองขั้นตอน เพื่อให้จุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic micro-organism) ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์เหล่านั้นให้กลายเป็นกรดไขมันระเหยในถังปฏิกิริยาแรก, และเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน (CH_4) ในถังปฏิกิริยาที่สอง, ซึ่งกระบวนการดังกล่าวจะใช้พื้นที่น้อย มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสีย, เนื่องจากแยกกระบวนการสร้างกรดและกระบวนการสร้างก๊าซชีวภาพออกจากกัน, จุลินทรีย์แต่ละชนิดจึงอยู่ในสภาวะที่เหมาะสมในการทำงาน และยังได้พลังงานทดแทนมาใช้จากก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น ทำให้การบำบัดน้ำเสียเกิดความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ยิ่งขึ้น.

การควบคุมดูแลระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศชนิดยูเอสบี (UASB) สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืชจำเป็นต้องใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นมากกว่าน้ำเสียประเภทอื่นๆ เนื่องจากการควบคุมดูแลระบบค่อนข้างยุ่งยากกว่า, ดังนั้นโครงการวิจัยนี้จึงได้มุ่งศึกษาสถานะ และปัจจัยในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศชนิดยูเอสบี สำหรับอุตสาหกรรมน้ำมันพืช เพื่อลดการนำเข้าตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดจากต่างประเทศ, รวมทั้งศึกษาพารามิเตอร์ในการควบคุมดูแลระบบในช่วงเริ่มต้นเดินระบบจนกระทั่งถึงสถานะสมดุล เพื่อหาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และการสร้างก๊าซมีเทนจากการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมน้ำมันพืช.

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

- 1) เพื่อศึกษาศักยภาพการใช้เทคโนโลยีแบบยูเอสบีในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมน้ำมันพืช.
- 2) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการสร้างกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (volatile suspended solid: VSS) ของถังสร้างกรดแบบ hydrolysis upflow sludge blanket (HUSB).
- 3) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนสองขั้นตอนที่มีถังสร้างกรดต่อกับระบบ upflow anaerobic Sludge blanket (UASB).
- 4) เพื่อศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการสร้างจุลินทรีย์แบบเม็ด และการเดินระบบที่มีเสถียรภาพสูง รวมถึงเกณฑ์การออกแบบที่เหมาะสม.
- 5) เพื่อศึกษาเปรียบเทียบลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และประสิทธิภาพในการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนของระบบยูเอสบี ระหว่างมีการเติมพอลิเมอร์ และไม่มีเติมพอลิเมอร์.
- 6) เพื่อถ่ายทอดเทคโนโลยีที่ได้พัฒนาสู่โรงงานอุตสาหกรรมที่สนใจต่อไป.

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

การวิจัยนี้ใช้น้ำเสียสดจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มดิบที่ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนที่มีถังสร้างกรดแบบ hydrolysis upflow sludge blanket (HUSB) ต่ออนุกรมกับระบบ upflow anaerobic sludge blanket (UASB) เพื่อให้เกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพแล้ว จึงได้ทดลองทำการศึกษากระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (granulation) โดยการเติมพอลิเมอร์เพื่อช่วยในการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้เทคนิคในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.
2. ได้เทคนิคในการปรับปรุงประสิทธิภาพและลดเวลาในการเกิดเป็นเม็ดของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.
3. เพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพและประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน.
4. เพื่อนำข้อมูลที่ได้มาประกอบในการเดินระบบและใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานเพื่อปรับปรุงหรือใช้ในการพัฒนาระบบต่อไป.

บทที่ 2

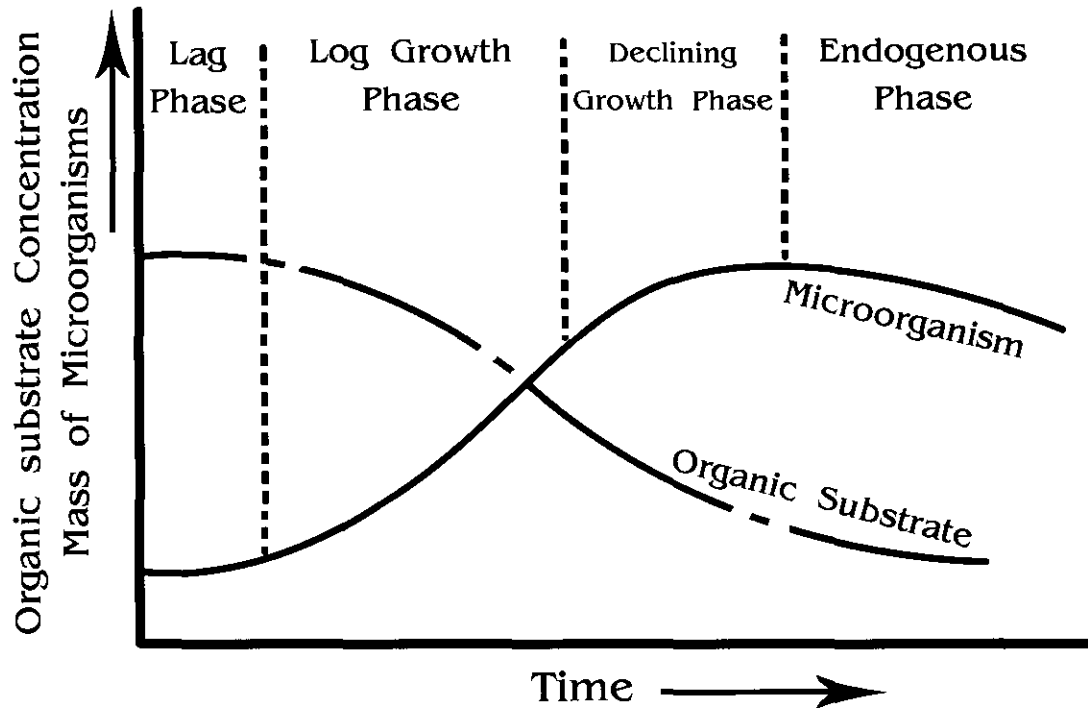
เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 กระบวนการทางชีวภาพ

ในอดีตมนุษย์รู้จักการเปลี่ยนแปลงทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์มาเป็นเวลาหลายร้อยหลายพันปีมาแล้ว และได้นำประโยชน์จากการเปลี่ยนแปลงทางชีวภาพนี้มาใช้มากมาย เช่น การทำเบียร์, การผลิตแอลกอฮอล์, การทำเนย และโยเกิร์ต เป็นต้น, นอกจากนี้ในการเปลี่ยนสารอย่างหนึ่งไปเป็นอีกอย่างหนึ่งนั้น จะมีการผลิตก๊าซบางชนิดขึ้นมาด้วย ซึ่งชนิดของก๊าซเปลี่ยนแปลงไปตามชนิด และสถานะแวดล้อมของจุลินทรีย์, ดังนั้นจึงได้มีการนำแนวคิดดังกล่าวนี้มาประยุกต์ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งจุดประสงค์หลักของการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ คือ การลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยการย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์, ดังนั้นเพื่อให้บรรลุจุดประสงค์นี้จึงจำเป็นต้องมีการจัดการสถานะต่างๆ ในระบบให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์มากที่สุด, เพื่อให้มีอัตราการกินอาหารสูงสุดซึ่งก็คือ อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียนั่นเอง ซึ่งลักษณะการเจริญเติบโตหรือการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 4 ระยะ (phase) ดังนี้ (รูปที่ 1):

- 1) Lag phase ในช่วงเริ่มต้นเมื่อจุลินทรีย์สัมผัสกับน้ำเสีย จุลินทรีย์จะทำการปรับตัวให้คุ้นเคยกับสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ในระยะนี้จะยังไม่มีการเปลี่ยนแปลงทั้งจำนวนของจุลินทรีย์และความเข้มข้นของสารอินทรีย์.
- 2) Log growth phase เมื่อผ่านการปรับตัวในระยะแรก จุลินทรีย์เริ่มคุ้นเคยกับสารอินทรีย์และสิ่งแวดล้อมแล้ว ดังนั้นจึงมีอัตราการเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์สูงขึ้นตลอดเวลา ซึ่งตรงข้ามกับสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะลดลง.
- 3) Stationary phase หรือ declining growth phase ในระยะนี้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลง เนื่องจากสารอินทรีย์ถูกใช้ไปในการย่อยสลาย ทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดต่ำลง ในระยะนี้จำนวนแบคทีเรียจะคงที่ ระบบส่วนใหญ่จะควบคุมให้อยู่ในระยะนี้ เพราะต้องการลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้เหลือน้อยที่สุด.
- 4) Log death phase หรือ endogenous phase เป็นระยะสุดท้ายที่สารอินทรีย์เหลืออยู่น้อยมาก ถูกย่อยสลายไปเกือบหมด เกิดสภาพขาดแคลนอาหาร อัตราการตายสูงกว่าอัตราการสร้างเซลล์ใหม่ ทำให้จำนวนจุลินทรีย์โดยรวมลดลงเรื่อยๆ.

- 4) Log death phase หรือ endogenous phase เป็นระยะสุดท้ายที่สารอินทรีย์เหลืออยู่น้อยมาก ถูกย่อยสลายไปเกือบหมด เกิดสภาพขาดแคลนอาหาร อัตราการตายสูงกว่าอัตราการสร้างเซลล์ใหม่ ทำให้จำนวนจุลินทรีย์โดยรวมลดลงเรื่อยๆ.



รูปที่ 1. การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (บุญญสิริ 2537).

2.1.1 กระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

การบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (aerobic treatment) เป็นการบำบัดที่ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน, กระบวนการนี้จุลินทรีย์ซึ่งมีส่วนร่วมในกระบวนการหลากหลายชนิด เช่น แบคทีเรีย, รา, สาหร่าย, โปรโตซัว เป็นต้น ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้ออกซิเจนและอินทรีย์ในน้ำมาเป็นประโยชน์ในการดำรงชีวิต เจริญเติบโต และขยายพันธุ์ (เพิ่มจำนวนเซลล์).

2.1.2 กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน (anaerobic treatment system) ระบบนี้มีการใช้อย่างแพร่หลาย เพราะว่ามีขีดความสามารถในการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพสูง อัตราการเกิดตะกอนชีวภาพต่อสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายมีค่าต่ำ และมีค่าพลังงานที่เป็นบวกในเทอมของสมดุลสมการ

ตารางที่ 1. การเปรียบเทียบระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจน

การเปรียบเทียบ	ใช้ออกซิเจน (aerobic)	ไร้ออกซิเจน (anaerobic)
ความต้องการพลังงาน	0.7 - 1 กิโลวัตต์/กก.ชีโอดี	0.07 - 0.1 กิโลวัตต์/กก.ชีโอดี
พลังงานที่ผลิตได้	-	0.25 - 0.35 ลบ.ม. CH ₄ /กก.ชีโอดี
อัตราการผลิตมวลชีวภาพ	0.2 - 0.6 กก./กก.	0.03 - 0.1 กก./กก.
คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัด (effluent quality)	บีโอดี 20 มก./ล. ของแข็งแขวนลอย 30 มก./ล. NH ₃ 5 มก./ล.	บีโอดี 50 - 1,000 มก./ล. ของแข็งแขวนลอย 100-500 มก./ล. NH ₃ 5 มก./ล. ไม่สามารถกำจัดได้
อัตราการบรรเทาทุกสารอินทรีย์	0.5 - 2 กก./ลบ.ม.-วัน	2 - 25 กก./ลบ.ม.-วัน
ความเข้มข้นของน้ำเสีย	ชีโอดี (COD) 0.2-2.5 กรัม/ลิตร ของแข็งแขวนลอย < 0.2 กรัม/ลิตร	ชีโอดี (COD) 3-100 กรัม/ลิตร ของแข็งแขวนลอย < 10 กรัม/ลิตร

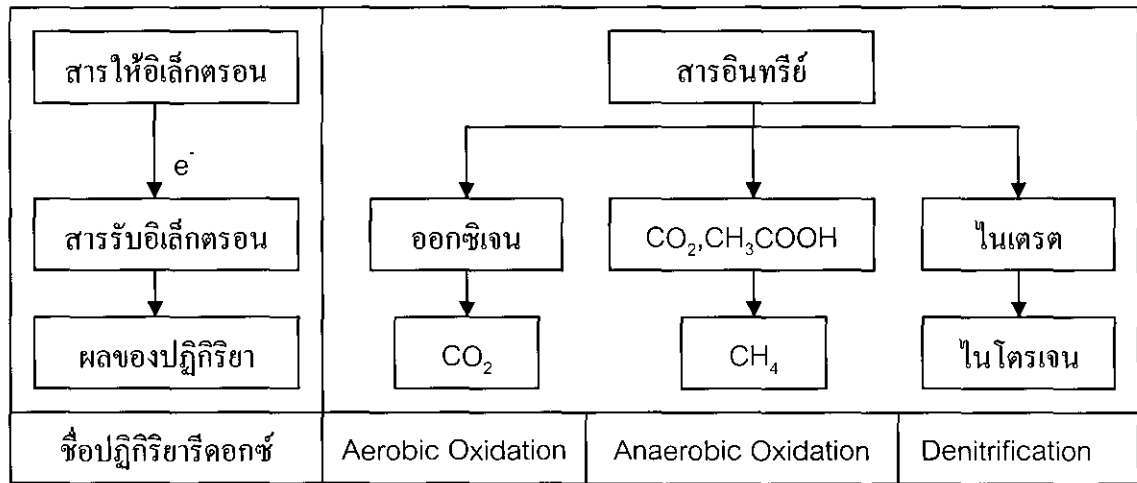
ที่มา : Grobicki 1997

สำหรับข้อด้อยของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน สามารถประมวลได้ดังนี้:

- ความสามารถฟื้นตัวกลับมาทำงานได้เต็มประสิทธิภาพ จะใช้เวลานานเมื่อระบบบำบัดถูกยับยั้งการทำงาน โดยปัจจัยทางด้านเคมีและฟิสิกส์.
- น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วยังคงมีค่าบีโอดีและชีโอดีที่ค่อนข้างสูง.
- ไม่สามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจน โดยเฉพาะอย่างยิ่งแอมโมเนีย และกลุ่มสารฟอสเฟต.

2.1.2.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

ปฏิกิริยาทั่วไปในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั่วไป มีพื้นฐานเดียวกันคือ เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชัน หรือ รีดอกซ์ ซึ่งมีลักษณะเกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอน, ทั้งนี้พลังงานเคมีเป็นพลังงานส่วนใหญ่ที่สิ่งมีชีวิตนำมาใช้ในการดำรงชีวิต, แหล่งพลังงานเคมีคือสารอินทรีย์ซึ่งเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน, สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพราะมีพลังงานในตัวสูง และสารอื่นๆ ในน้ำเสียจะเป็นสารรับอิเล็กตรอน, โดยถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจน ปฏิกิริยาจะเป็นแบบใช้ออกซิเจน, แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์, ไนเตรต หรือ ซัลเฟต ปฏิกิริยาจะเป็นแบบไร้ออกซิเจน โดยปฏิกิริยารีดอกซ์แสดงดังรูปที่ 2.

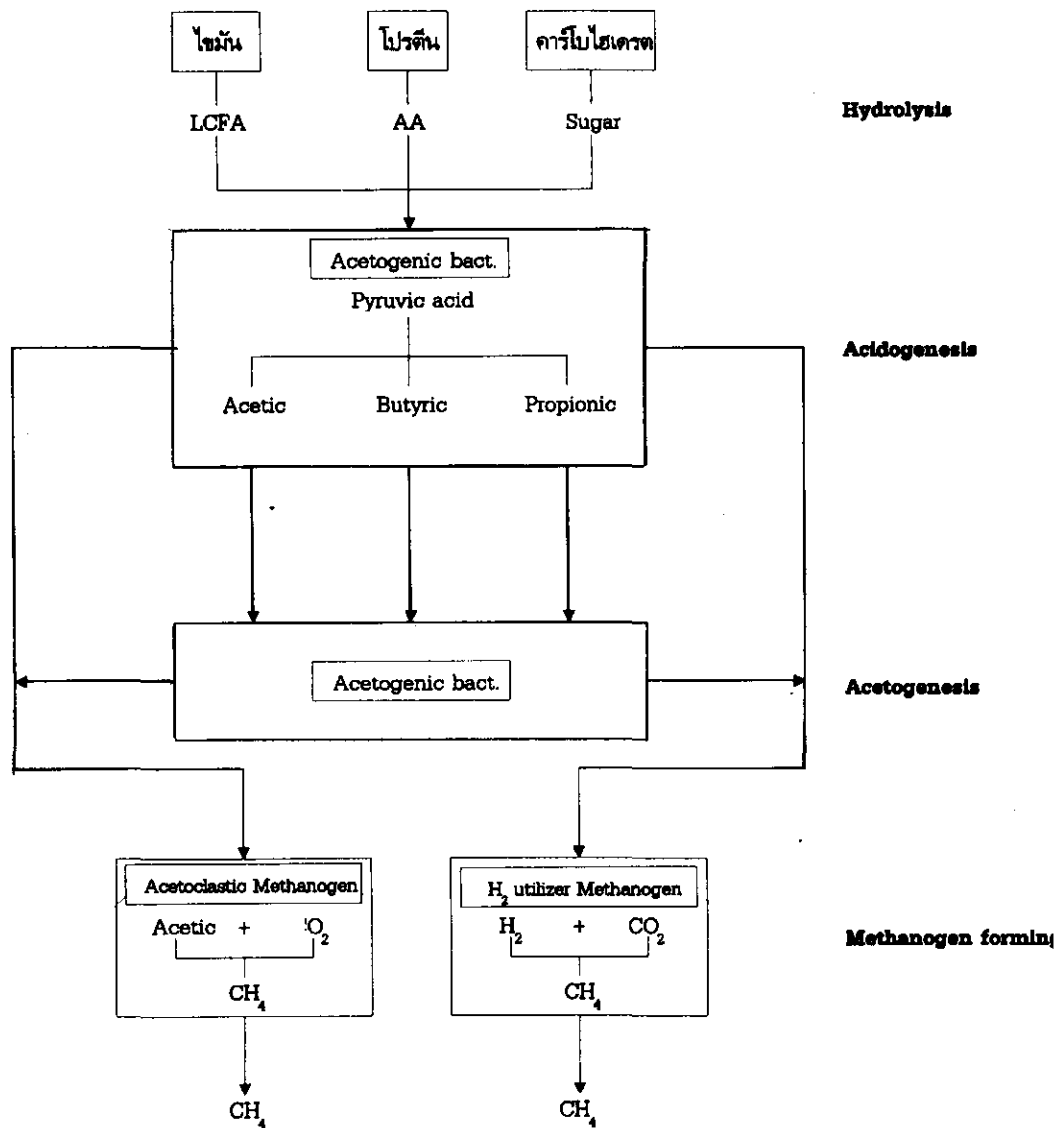


รูปที่ 2. ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (ตันทุลวศม์ 2542).

2.1.2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการแบบไร้ออกซิเจนเป็นระบบที่ซับซ้อน มีจุลินทรีย์อาศัยอยู่ร่วมกันหลายกลุ่ม, ความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์มีทั้งแบบแข่งขันกันและพึ่งพาอาศัยกัน, สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปเนื่องจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มต่อกัน, ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่งจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่ง เป็นการพึ่งพาอาศัยกัน, แต่ถ้าผลผลิตที่เกิดขึ้น มีจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่สามารถใช้ได้เหมือนกัน ก็จะมีความสัมพันธ์แบบแข่งขันกัน, จุลชีพที่อาศัยอยู่ร่วมกันนี้ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น, แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใด ขึ้นกับปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมของระบบ. รูปที่ 3. แสดงลำดับขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะสามารถแบ่งได้เป็น 4 ขั้นตอนคือ:

- ขั้นตอนที่ 1 การย่อยสลายสาร โมเลกุลใหญ่ (hydrolysis).
- ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (acidogenesis).
- ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดแอซิติก (acetogenesis).
- ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (methanogenesis, methanogen forming).



รูปที่ 3. ขั้นตอนปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน (ต้นทูลวาคม์ 2542).

1) กระบวนการไฮโดรไลซิส (hydrolysis)

ขั้นตอนนี้เป็นการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต, โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลขนาดเล็กลง เช่น น้ำตาล, กรดอะมิโน และกรดไขมันชนิดยาว ตามลำดับ, ซึ่งขั้นตอนนี้จะเกิดขึ้นภายนอกเซลล์จุลินทรีย์จำพวกสร้างกรด โดยอาศัยเอนไซม์ที่จุลินทรีย์ชนิดดังกล่าวปล่อยออกมาใช้ในการย่อยสลาย.

การย่อยสลายในขั้นตอนนี้จะเกิดค่อนข้างช้า เพราะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ค่าพีเอช, ระยะเวลาพักเซลล์ และอัตราส่วนของพื้นที่ผิวสัมผัสต่อปริมาตรของสารอินทรีย์, โดยถ้าสารอินทรีย์ชนิดนั้นมีอัตราส่วนพื้นที่ผิวสัมผัสต่อปริมาตรต่ำจะต้องใช้เวลาในการย่อยสลายนานกว่าจะได้สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก, ดังนั้นจึงพบว่า การย่อยสลายแป้ง โปรตีน และเซลลูโลส จะต้องใช้ระยะเวลาแตกต่างกันไป อันเนื่องมาจากเหตุผลดังกล่าว.

2) กระบวนการสร้างกรด (acidogenesis)

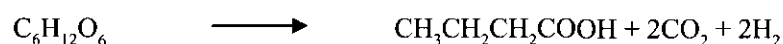
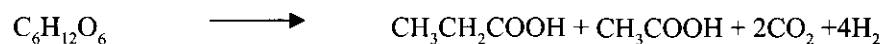
ในขั้นตอนนี้ผลผลิตของขั้นตอนไฮโดรไลซิสจะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นอาหาร และถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย (volatile fatty acid) เช่น แอซีติก (CH_3COOH), โพรไพโอนิก ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$) และบิวทิริก ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$) เป็นต้น, นอกจากนี้ยังผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย.

ชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารอาหารและความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจน ตัวอย่างเช่น กรดไขมันชนิดยาวจะเปลี่ยนเป็นกรดแอซีติกและไฮโดรเจนภายใต้ความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนต่ำ, และเปลี่ยนเป็นกรดโพรไพโอนิกและบิวทิริกภายใต้สภาวะความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนสูง.

ขณะที่น้ำตาลจะถูกย่อยสลายเป็นกรดแอซีติก, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยผ่านวิธี Emden-Meyerhof pathway ที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ ดังสมการ:

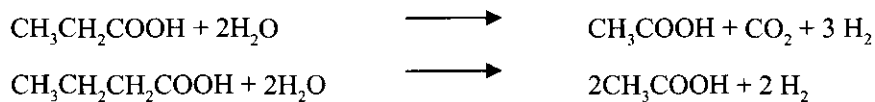


แต่จะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดแอซีติก, กรดโพรไพโอนิก, กรดบิวทิริก, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ดังสมการ:



3) กระบวนการสร้างกรดแอสिटิก (acetogenesis)

ในขั้นตอนนี้แบคทีเรียสร้างแอสिटิกจะมีบทบาทสำคัญ ในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดและขั้นตอนสร้างมีเทน, การผลิตมีเทนโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนนั้นต้องการสารอาหารที่มีความเฉพาะเจาะจงมาก ได้แก่ กรดแอสिटิก, กรดฟอร์มิก, ไฮโดรเจน, เมทานอล และเมทิลามีน, กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไม่อาจใช้เป็นสารอาหารในการผลิตมีเทนได้, แบคทีเรียสร้างแอสिटิกมีความสามารถในการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ให้กลายเป็นกรดแอสिटิก, คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน, สำหรับการย่อยสลายกรดบิวทริกและกรดโพรไพโอนิก สามารถกระทำได้ที่สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำกว่า 2×10^{-3} บรรยากาศ และต่ำกว่า 9×10^{-3} บรรยากาศ ตามลำดับ สมดุลเคมีแสดงดังสมการ:

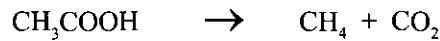


ขั้นตอนนี้จะเกิดขึ้นได้เฉพาะสภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำกว่านั้น, กรดไขมันระเหยจะไม่สามารถถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดแอสिटิก ภายใต้สภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูงได้.

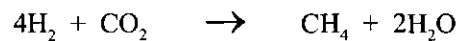
4) กระบวนการสร้างมีเทน

ขั้นตอนการสร้างมีเทนเป็นขั้นตอนสุดท้ายของการย่อยสลายสารอินทรีย์ ในกระบวนการย่อยสลายในสภาวะไร้ออกซิเจน โดยมีผลิตภัณฑ์สุดท้าย คือ มีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์, สารตั้งต้นของขั้นตอนนี้เป็นผลิตภัณฑ์ที่ได้จากกระบวนการสร้างกรดโดยสารตั้งต้นที่มีความสำคัญมากที่สุดคือ กรดแอสिटิก, ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์, ในขั้นตอนนี้ประกอบไปด้วยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้จากกรดแอสिटิก (acetoclastic methanogen bacteria) และแบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้จากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ (H_2 -utilizing methanogenic bacteria).

ก) The acetoclastic methane bacteria แบคทีเรียกลุ่มนี้เจริญเติบโตช้าใช้เวลาประมาณ 2-3 วัน ปฏิกริยาแบบนี้จะเป็นการเกิดมีเทนโดยผ่านกระบวนการดีคาร์บอกซิเลชัน (decarboxylation) ของกรดอินทรีย์ระเหย โดยที่กรดอินทรีย์ระเหยถูกย่อยเป็นกรดแอสिटิกก่อน แล้วจึงเปลี่ยนเป็นมีเทน ดังสมการ:



- ข) The H_2 -utilizing methanogenic bacteria จะเป็นการเกิดมีเทนจากไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยที่ไฮโดรเจนจะเป็นตัวควบคุมอัตราการเปลี่ยนแปลงกรดบิวทริกและกรดโพรไพโอนิกไปเป็นกรดแอสिटิก, แบคทีเรียกลุ่มนี้เจริญเติบโตค่อนข้างเร็วใช้เวลาประมาณ 6 ชั่วโมง ปฏิกริยาการเกิดมีเทน ดังสมการ:



2.2 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

2.2.1 บ่อไร้ออกซิเจน (anaerobic lagoon)

บ่อไร้ออกซิเจนเป็นบ่อที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนด้วยสารอินทรีย์และของแข็งปริมาณสูง นอกจากนั้นสารที่ปะปนอยู่ยังเป็นสารที่ย่อยสลายได้ยากอีกด้วย, บ่อนี้มีการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนเนื่องจากถูกออกแบบให้มีความลึกมาก 2–4 เมตร จึงทำให้ปริมาณออกซิเจนที่ได้จากการสังเคราะห์แสงจากสาหร่ายไม่เพียงพอสำหรับการย่อยสลาย, เวลาเก็บกักน้ำในบ่อนี้อยู่ระหว่าง 2–4 วัน ทำให้ของแข็งที่ปะปนมาในน้ำตกตะกอนอยู่ที่ก้นบ่อและถูกย่อยสลายไป ดังนั้นการขุดลอกบ่อจึงไม่ต้องทำบ่อยนักคือ อาจทำทุกๆ 3–5 ปีเท่านั้น, บ่อนี้มีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ จุดประสงค์ของการใช้บ่อนี้ก็เพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ในขั้นต้น, น้ำเสียที่ออกจากบ่อยังมีความสกปรกสูง ต้องทำการบำบัดด้วยกระบวนการอื่นๆ ต่อไป บ่อนี้ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นเนื่องจากเกิดก๊าซต่างๆ รวมทั้งกรดอินทรีย์ด้วย ดังนั้นจึงเหมาะสมสำหรับพื้นที่ที่อยู่ห่างไกลจากชุมชน.

2.2.2 บ่อเกรอะ (septic tank)

บ่อเกรอะเป็นบ่อบำบัดที่นิยมใช้บำบัดน้ำเสียจากบ้านเรือน หรือที่พักอาศัยขนาดเล็กซึ่งมีปริมาณน้ำเสียไม่มากนัก, บ่อเกรอะเป็นถังคอนกรีตสี่เหลี่ยมผืนผ้าหรือทรงกระบอกตั้งอยู่ใต้ดิน, เวลาเก็บกักของน้ำในถังเกรอะไม่ต่ำกว่า 24 ชั่วโมง โดยปกติแล้วออกแบบให้เวลาเก็บกักน้ำ 24 ชั่วโมง แต่บางกรณีอาจมีเวลาเก็บกักสูงถึง 72 ชั่วโมง, ภายในบ่อต้องมีช่องว่างประมาณ 20% ของปริมาตรถังทั้งหมด, ภายในบ่อเกรอะแบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกเป็นส่วนที่เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน, ส่วนที่ 2 เป็นส่วนตกตะกอน ทำหน้าที่แยกน้ำใสออกจากตะกอนหนัก (sludge) และตะกอนลอย (scum) เพื่อให้ภายในบ่อเกรอะมีสภาพไร้ออกซิเจนบ่อนี้จึงมีฝาปิด

มิดชิด แต่ก็ต้องมีช่องเปิดซึ่งมีฝาปิดไว้ (man hole หรือ hand hole) เพื่อสามารถสูบตะกอนออกจากบ่อไปทำการบำบัดต่อไป, การสูบตะกอนมักทำประมาณ 2-3 ปีต่อครั้ง นอกจากนี้บ่อเกราะต้องมีท่อระบายอากาศเพื่อระบายก๊าซต่างๆ ที่เกิดจากการย่อยสลายออกสู่ภายนอกด้วย, น้ำที่ผ่านการบำบัดจากบ่อเกราะยังมีความสกปรกสูงมาก ทั้งยังอาจปนเปื้อนด้วยจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรค จึงจำเป็นต้องทำการบำบัดต่อด้วยกระบวนการอื่น เช่น การปล่อยให้ซึมลงดินผ่านบ่อซึมหรือลานซึม เป็นต้น.

2.2.3 ถังหมักแบบธรรมดา (conventional anaerobic digester)

ถังหมักแบบธรรมดานิยมใช้มากในการทำกากตะกอนให้คงตัว (sludge stabilization) ปัจจุบันถังนี้ ถูกนำมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่ปนเปื้อนด้วยสารอินทรีย์ปริมาณสูง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก, ถังหมักแบบนี้จะมีฝาปิดเพื่อช่วยให้ภายในมีสภาพไร้ออกซิเจนอย่างแท้จริง ทั้งยังเป็นการเก็บกลิ่นเหม็นต่างๆ ด้วย, ฝาปิดนี้อาจเป็นแบบยึดติดกับที่หรือแบบเคลื่อนที่ขึ้น-ลงได้ ที่ฝาถังมีท่อระบายก๊าซที่เกิดจากการย่อยสลายออกสู่ภายนอก, ท่อระบายก๊าซเป็นแบบไหลออกได้ทางเดียว ก๊าซภายนอกไม่สามารถไหลย้อนกลับเข้ามาในถังได้.

อย่างไรก็ตาม เนื่องจากถังนี้มีการกวนน้ำในถัง จึงจำเป็นต้องทำการแยกตะกอนหนักและตะกอนลอยออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว, ส่วนแยกตะกอนอาจเป็นถังเปิดหรือถังปิดก็ได้, อย่างไรก็ตามถังปิดจะทำให้การบำบัดมีประสิทธิภาพดีกว่าเนื่องจากการป้องกันมิให้จุลินทรีย์สัมผัสกับอากาศอันจะเป็นผลให้จุลินทรีย์ลดความว่องไวในการทำปฏิกิริยา, การแยกตะกอนโดยการใช้อัดตกตะกอนอาจทำได้ยาก เนื่องจากก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบจะทำให้ตะกอนจมน้ำได้ยาก, ดังนั้นถ้าต้องการแยกตะกอนด้วยอัดตกตะกอน จำเป็นต้องทำการแยกก๊าซออกจากรู้น้ำก่อนผ่านเข้าสู่อัดตกตะกอน หรืออาจใช้อัดตกตะกอนแบบที่ติดตั้งแผ่นเอียงหรือท่อช่วยตกตะกอน (plate or tube settler), นอกจากนี้ยังอาจทำการแยกตะกอนโดยใช้ระบบทำให้ลอยก็ได้.

2.2.4 ถังกรองไร้อากาศ (anaerobic filter)

ถังกรองไร้อากาศเป็นหน่วยบำบัดแบบจุลินทรีย์เกาะกับตัวกลาง, ตัวกลางที่ใช้ในถังกรองไร้อากาศจะติดตั้งอยู่กับที่ ไม่มีการเคลื่อนไหว, จุลินทรีย์จะเกาะอยู่ที่พื้นผิวของตัวกลาง ดังนั้นถ้าตัวกลางมีพื้นที่ผิวมากก็จะทำให้มีมวลชีวภาพ (biomass) ในระบบสูง, ตัวกลางที่ดีควรมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูง รวมทั้งมีช่องว่าง (void) มากๆ เพื่อป้องกันการเกิดการอุดตันภายในชั้นตัวกลาง, ตัวกลางที่ใช้ต้องมีความเสถียรมาก ไม่ถูกย่อยสลายได้ง่าย โดยง่าย เช่น หิน, อิฐ, พลาสติก ซึ่งขึ้นรูปเป็น

ลักษณะต่างๆ, ปัจจุบันตัวกลางพลาสติกกำลังเป็นที่นิยม เนื่องจากมีพื้นที่ผิวมาก และมีน้ำหนักเบาตลอดจนมีช่องว่างมาก ทำให้ขนาดของถังเล็กลง และฐานรากรับน้ำหนักน้อยลง จึงประหยัดค่าก่อสร้างโครงสร้างถัง, ลักษณะการไหลของน้ำเสียจะถูกป้อนจากทางด้านล่างของระบบให้ล้นออกด้านบน ทั้งนี้เพื่อให้ตัวกลางจมอยู่ในน้ำตลอดเวลาเพื่อป้องกันมิให้จุลินทรีย์สัมผัสกับอากาศ.

ระบบนี้มีจุดอ่อน คือ หากน้ำเสียที่เข้ามามีเศษวัสดุขนาดใหญ่จะทำให้เกิดการอุดตันระหว่างช่องว่างตัวกลางได้, น้ำเสียจะไหลย้อนไปไม่สัมผัสกับจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนตัวกลาง ทำให้ประสิทธิภาพต่ำลง เกิดการสูญเสียความดัน (headloss), ดังนั้นจึงต้องมีการป้องกันที่ดีโดยการมีตะแกรงละเอียด หรือถังตกตะกอนเบื้องต้นเพื่อกำจัดเศษวัสดุเหล่านี้ก่อน, นอกจากนี้การกระจายน้ำเสียอาจไม่ทั่วถึงในกรณีที่ถังกว้างเกินไป ทำให้เกิดมุมอับ (dead zone) ซึ่งไม่เกิดประโยชน์ในการบำบัด.

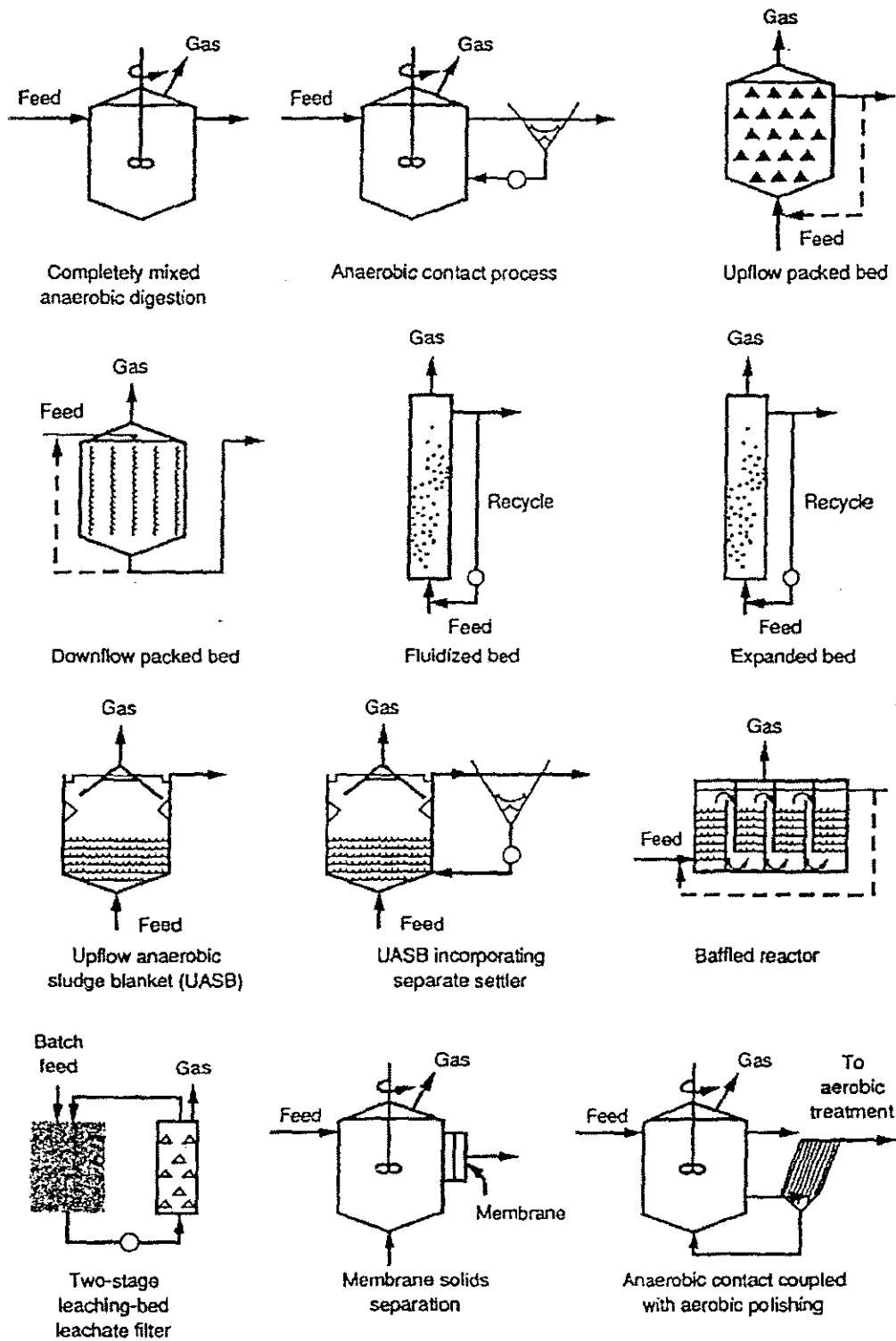
2.2.5 ถังย่อยแบบสัมผัส (anaerobic contact)

ถังย่อยแบบนี้ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดอาจเป็นของแข็ง หรือสารละลายก็ได้, ถังย่อยแบบสัมผัสนี้อาจเป็นถังปฏิกริยาแบบมีการหมุนเวียนตะกอนหรือไม่ก็ได้ แต่นิยมใช้แบบที่มีการหมุนเวียนตะกอน, ดังนั้นถังย่อยแบบสัมผัสจึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบเอเอส จนกระทั่งในบางครั้งอาจเรียกถังย่อยแบบนี้ว่าเป็นระบบเอเอสแบบไร้อากาศ (anaerobic activated sludge), อย่างไรก็ตาม ระบบนี้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีเหมือนกับระบบเอเอส, การสะสมแบคทีเรียให้คงอยู่ในระบบไม่สามารถกระทำได้, เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นไม่สามารถตกตะกอนได้ดีเหมือนตะกอนของระบบเอเอส จึงมีการหลุดออกเกิดขึ้นตลอดเวลา, ในปัจจุบันถังย่อยแบบสัมผัสมีจำนวนน้อยมาก เนื่องจากไม่เป็นที่นิยม ระบบที่ยังคงใช้ได้จะมีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ต่ำ.

2.2.6 ระบบชั้นลอยตัวแบบไร้อากาศ (anaerobic fluidized bed)

ระบบนี้เป็นระบบที่ได้พัฒนามาจากระบบถังกรองไร้อากาศ แตกต่างกันที่ระบบนี้ตัวกลางจะมีการเคลื่อนที่, ตัวกลางที่ใช้จะเป็นวัสดุที่มีขนาดเล็ก เส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 0.1–0.7 มิลลิเมตร และมีความหนาแน่นต่ำ, ตัวกลางที่ใช้ ได้แก่ ทราย, แอนทราไซต์, ถ่านกัมมันต์ (activated carbon), เนื่องจากตัวกลางที่ใช้มีขนาดเล็กมากจึงทำให้มีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูงมาก เป็นผลให้มีมวลจุลินทรีย์ในถังสูง ดังนั้นจึงสามารถบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพภายในระยะเวลาอันสั้น.

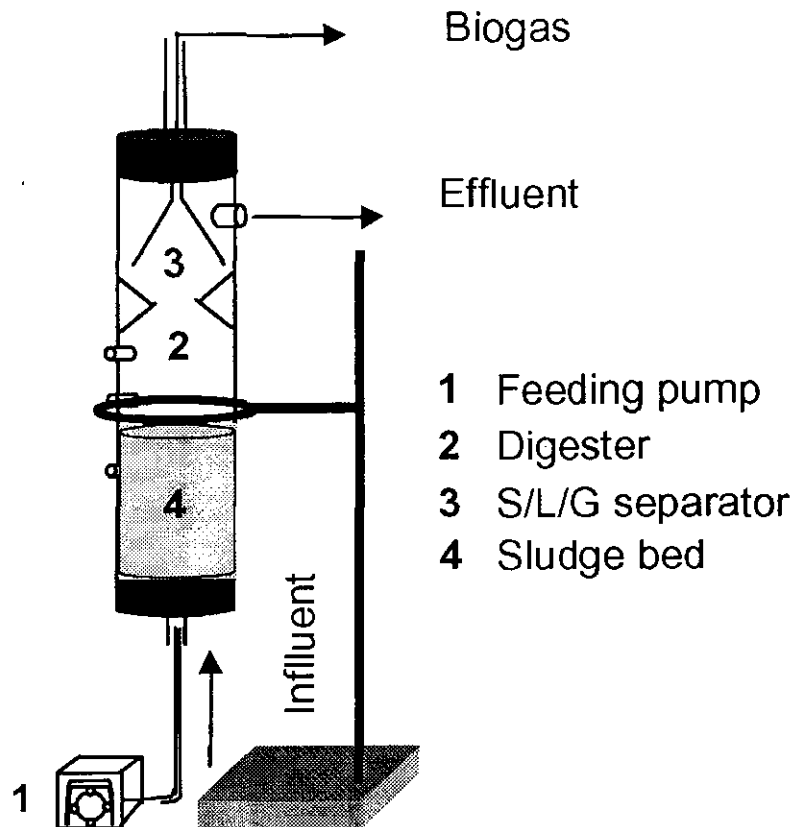
น้ำเสียจะไหลเข้าทางด้านล่างของถังและไหลออกทางด้านบน อัตราการไหลของน้ำจะต้องสูงพอที่จะทำให้ชั้นของตัวกลางขยายตัวหรือแขวนลอยในน้ำ, การเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเข้าถัง อาจทำได้โดยการหมุนเวียนน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับเข้าถังด้วย, การขยายตัวของชั้นกรองของระบบนี้มีผลดี คือ ไม่ก่อให้เกิดปัญหาการอุดตันของจุลินทรีย์ภายในชั้นกรอง, อย่างไรก็ตาม ลักษณะการทำงานซึ่งต้องทำให้สารตัวกลางลอยตัวอยู่ตลอดเวลา นั้น ก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายอย่าง และยังสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้สารตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบอื่น ระบบนี้จึงไม่ได้รับความนิยม.



รูปที่ 4. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ (Metcalf and Eddy 1991).

2.2.7 ระบบยูเอเอสบี (upflow anaerobic sludge blanket)

ระบบนี้เป็นระบบที่จัดซื้อด้อยของระบบถังกรองไร้อากาศ กล่าวคือ สามารถเก็บรักษาจุลินทรีย์ไว้โดยไม่ต้องมีตัวกลาง แต่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดดีกว่า, โดยน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ระบบทางด้านล่างให้ไหลขึ้นผ่านชั้นของจุลินทรีย์, ซึ่งถูกเลี้ยงไว้จนมีลักษณะเป็นเม็ด, มีเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 1–2 มิลลิเมตร, ตะกอนเม็ดของจุลินทรีย์จะประกอบด้วยแบคทีเรีย 3 กลุ่ม ได้แก่แบคทีเรียสร้างกรด (acidogens), แบคทีเรียสร้างแอสีเทต (acetogens) และแบคทีเรียสร้างมีเทน (methanogens), เกาะกันเป็นกลุ่มในเม็ดเดียวกัน ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน, เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ดี ควรจะมีความหนาแน่นของแบคทีเรียอยู่จำนวนมาก และมีน้ำหนักเหมาะแก่การจมตัวลงสู่ก้นถัง, โดยมีค่าความเร็วจมตัวอยู่ระหว่าง 2–90 เมตรต่อชั่วโมง เพื่อมิให้หลุดไปกับน้ำออก, นอกจากนี้ก๊าซที่เกิดจากการย่อยสลายยังช่วยในการกวนผสมในถังปฏิกิริยาอีกด้วย, ก๊าซต่างๆ จะถูกแยกออกจากตะกอนและน้ำเสียทางด้านบนของถัง ดังแสดงในรูปที่ 5.



รูปที่ 5. ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี (Ligero and Soto 2002).

2.3 ระบบยูเอเอสบี

2.3.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี

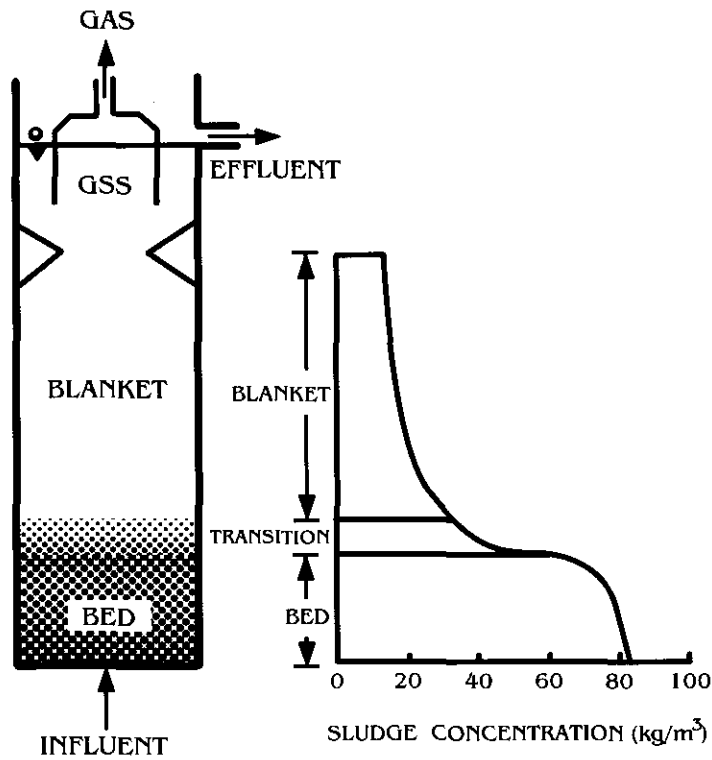
ระบบยูเอเอสบีเริ่มพัฒนาขึ้นในช่วงทศวรรษ 1970 ที่ประเทศเนเธอร์แลนด์ โดย Lettinga *et al.* ได้ทำการศึกษาออกแบบระบบหมักให้สามารถรักษาและคงปริมาณจุลินทรีย์ที่ใช้ในการหมักให้อยู่ในลักษณะเป็นท่อน้ำทิ้ง, สารอาหารจะถูกสูบเข้าทางด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนของถัง, จุลินทรีย์จะเป็นกลุ่มก้อนรวมกันเป็นเม็ดหรือเป็นเกล็ด (granular or pellet) ลอยอยู่ภายในถังด้วยแรงดันของน้ำ และเกิดการสัมผัสกันระหว่างจุลินทรีย์กับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำนั้น, ขณะเดียวกันจุลินทรีย์จะมีการเพิ่มจำนวนมากขึ้น และจะมีขนาดใหญ่ขึ้น ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างรวดเร็ว, สำหรับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลล้นออกจากระบบทางด้านบน, ปัจจุบันถึงปฏิบัติการแบบนี้เป็นระบบหมักที่ได้รับความนิยม และนำไปใช้กันอย่างกว้างขวางในหลายๆ ประเทศ.

2.3.2 หลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี

น้ำเสียจะถูกสูบเข้าสู่ถังหมักทางด้านล่างด้วยความเร็วที่เหมาะสม เพราะความเร็วของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้นสู่ด้านบน เกิดการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียกับตะกอนแขวนลอย และทำให้เกิดการย่อยสลายของสารอินทรีย์, ระบบนี้ไม่จำเป็นต้องมีการกวนผสมอย่างรุนแรงในถังหมักเพื่อให้ น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์สัมผัสกัน, แต่อาจใช้การกวนเป็นครั้งคราวหรือการกวนเบาๆ แทน เนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายจะช่วยในการกวนผสมอยู่แล้ว, ลักษณะทั่วไปของถังปฏิกริยายูเอเอสบี จะเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยมหรือทรงกระบอกก็ได้ โดยจะแบ่งเป็น 2 ส่วน ดังนี้ คือ ส่วนที่เป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสียอยู่ทางด้านล่างของถัง, และส่วนที่แยกน้ำ ก๊าซ และตะกอนแขวนลอย อยู่ส่วนบนของถังหมัก โดยมีอุปกรณ์แยกก๊าซมีลักษณะเป็นแผ่นเอียงทำมุมประมาณ 45 ถึง 60 องศา เพื่อช่วยในการป้องกันมิให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ฟุ้งกระจายโดยก๊าซชีวภาพหลุดออกไปจากถังหมัก.

ในถังหมักจะมีชั้นตะกอนของแบคทีเรีย 2 ชั้น คือ ชั้นของตะกอนนอน (sludge bed) จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่รวมกันเป็นเม็ดอยู่ทางด้านล่างเป็นชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการตกตะกอนสูง หรือมีความเร็วในการจมตัวสูง และมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูงด้วย, ส่วนของชั้นตะกอนแขวนลอย (sludge blanket) จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความหนาแน่นต่ำ และค่าความเร็วในการจมตัวต่ำกว่า จะลอยฟุ้งกระจายเนื่องจากก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ดังแสดงในรูปที่ 6.

กลุ่มตะกอนแบคทีเรียที่ลอยฟุ้งกระจายเนื่องจากก๊าซชีวภาพจะเกิดการรวมกลุ่มและจมตัวลงบริเวณกรวยแยก GSS ซึ่งตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกแยกจะไหลลงมา และก๊าซชีวภาพจะลอยผ่านกรวยแยก ไหลไปตามท่อสู่ที่เก็บก๊าซทางด้านบนของถังหมัก รวบรวมเพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานต่อไป, ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกทางด้านบนของถัง.



รูปที่ 6. ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิบัติการ.

2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนชนิดหนึ่ง ซึ่งต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์หลายกลุ่มร่วมกัน เพื่อให้การทำงานของจุลินทรีย์เป็นไปอย่างต่อเนื่องและอยู่ในสภาพที่สมดุลกัน, ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการทำงานของระบบ แบ่งได้เป็น 2 ประเภทใหญ่ๆ คือ ปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับสภาวะแวดล้อมและความต้องการของจุลินทรีย์ ได้แก่ อุณหภูมิ, พีเอช, กรดอินทรีย์ระเหย, ความเป็นเบส, อาหารเสริม และสารพิษ เป็นต้น, ส่วนปัจจัยอีกประเภทหนึ่งคือ ปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ เช่น อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate), ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสีย (hydraulic retention time) เป็นต้น.

2.3.3.1 ปัจจัยที่เกี่ยวกับสภาวะแวดล้อมจุลินทรีย์

1) อุณหภูมิ

ระบบยูเอเอสบีสามารถแบ่งช่วงการทำงานในช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 3 ช่วง คือ:

- ก) ช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิก (thermophilic) ช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50–65 องศาเซลเซียส.
- ข) ช่วงการทำงานของมีโซฟิลิก (mesophilic) จะมีอุณหภูมิประมาณ 20–45 องศาเซลเซียส.
- ค) ช่วงการทำงานของไซโคฟิลิก (psychrophilic) จะมีอุณหภูมิต่ำกว่า 20 องศาเซลเซียส.

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิก จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิก แต่นิยมให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิกในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากพบว่าพวกเทอร์โมฟิลิกจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า, ส่วนช่วงไซโคฟิลิกก๊าซมีเทนเกิดขึ้นน้อยมากและในส่วนของกรย่อยสลาย (hydrolysis) จะลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลงต่ำกว่า 20 องศาเซลเซียส, ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอ จึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีความจุที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด.

2) พีเอช, กรดอินทรีย์ระเหย และสภาพความเป็นด่าง

ค่าของพีเอช, กรดอินทรีย์ระเหย และสภาพความเป็นด่าง มีความสัมพันธ์กันอย่างใกล้ชิด, แบคทีเรียที่ผลิตมีเทนต้องการพีเอชอยู่ในช่วงประมาณ 6.5–7.5, ถ้าพีเอชน้อยกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว, ส่วนแบคทีเรียชนิดที่สร้างกรดมักสามารถปรับตัว ในช่วงพีเอชกว้างกว่าคือ ประมาณ 5–8.5 ดังนั้น ค่าพีเอชจึงมีความสำคัญต่อแบคทีเรียผลิตมีเทนมากกว่า, กรดอินทรีย์ระเหยที่ผลิตโดยพวกแบคทีเรียที่สร้างกรด (acidogenesis) ปกติควรมีค่าอยู่ในระบบประมาณ 200-400 มิลลิกรัมต่อลิตร, สภาพความเป็นด่างในรูปไบคาร์บอเนต จะเป็นตัวแสดงให้ทราบถึงกำลังของบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ของระบบ, ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำไม่เพียงพอ ปริมาณของกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว, ซึ่งสภาพดังกล่าวของระบบจะไม่เกิดขึ้น ถ้ามีกำลังของบัฟเฟอร์มากพอ, โดยทั่วไปในการบำบัดแบบไร้อากาศควรมีค่าสภาพความเป็นด่าง ประมาณ 2,000–5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และอัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตรของกรดแอสติก) ต่อสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต) ซึ่งเป็นการแสดงค่ากำลังของบัฟเฟอร์ทางหนึ่ง, โดยถ้าอัตราส่วน

ดังกล่าวมีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังของบัพเฟอร์สูง, แต่ถ้าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังของบัพเฟอร์ต่ำอาจทำให้ระบบ มีประสิทธิภาพลดลงได้.

สารเคมีที่ใช้เติมเพื่อเพิ่มสภาพต่างให้แก่ระบบมีอยู่หลายประเภท เช่น พวกต่างแก่ สารไบคาร์บอเนต และสารพวกคาร์บอเนต ซึ่งแต่ละประเภทมีข้อดีข้อเสียแตกต่างกันไป เช่น โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) เป็นสารเคมีตัวที่ดีที่สุดในการควบคุมพีเอช เพราะว่าโซเดียมไบคาร์บอเนตสามารถละลายน้ำได้ดี และให้สภาพต่างไบคาร์บอเนตแก่ระบบโดยตรง แต่จะมีราคาแพงกว่าสารเคมีตัวอื่นๆ, Lettinga *et al.* (1983) ได้ศึกษาการใช้แคลเซียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) เป็นบัพเฟอร์แทนโซเดียมไบคาร์บอเนต โดยใช้ถังยูเอสบีบำบัดน้ำเสียจากโรงงานที่ใช้มะเขือเทศเป็นวัตถุดิบ ปรากฏว่าแคลเซียมไฮดรอกไซด์สามารถรักษากำลังบัพเฟอร์ได้ดี และทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดีขึ้น นอกจากนี้ยังทำให้ระบบมีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น.

3) สารอาหารเสริม (nutrient)

ในเซลล์ของจุลินทรีย์ประกอบไปด้วยคาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) และซัลเฟอร์ (S) ในอัตราส่วน C:N:P:S = 100:10:1:1 ดังนั้นเพื่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีพของจุลินทรีย์จึงต้องมีสารอาหารที่เพียงพอ, นอกจากธาตุดังกล่าวแล้ว ในปัจจุบันยังพบว่าแบคทีเรียสร้างมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณเพียงเล็กน้อยแต่ขาดไม่ได้ ธาตุดังกล่าวได้แก่ เหล็ก โคบอลต์, นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปของซัลไฟด์) ดังนั้นถ้าในน้ำเสียดังกล่าวต่างๆ ดังกล่าว ปฏิกริยาไร้ออกซิเจนก็จะไม่สามารถเกิดขึ้นได้, อย่างไรก็ตาม การเติมธาตุดังกล่าวเพื่อให้แบคทีเรียสร้างมีเทนสามารถเจริญเติบโตได้ดีก็ไม่ใช่ว่าเรื่องง่าย เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกและแยกตัวออกจากน้ำ และโลหะซัลไฟด์ เช่น FeS หรือ NiS ละลายน้ำได้น้อยมาก ดังนั้นจะต้องมั่นใจว่าแบคทีเรียสามารถใช้ธาตุโลหะที่เติมลงไปได้.

4) สารพิษ (toxic substance)

น้ำเสียที่จะบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพไม่ควรมีส่วนที่เป็นพิษอยู่ เพราะจะไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโต โดยเฉพาะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน ทำให้ระบบเกิดความล้มเหลวได้, ความรุนแรงของพิษย่อมขึ้นกับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้นๆ ด้วย, สารที่เป็นพิษต่อระบบ ได้แก่:

ก) พิษของไอออนบวกและโลหะหนัก

ไอออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม (Na^+), โพแทสเซียม (K^+), แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ซึ่งธาตุอาหารเหล่านี้โดยปกติในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะ จะเป็นธาตุอาหารที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปจนความจำเป็นจะเกิดเป็นพิษต่อแบคทีเรียปกติ, ไอออนที่มีวาเลนซ์สูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ ดังตารางที่ 2.

ตารางที่ 2. ความเข้มข้นของไอออนบวกที่มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน (McCarty 1964)

ชนิดไอออนบวก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	กระตุ้น	ยับยั้งปานกลาง	ยับยั้งมาก
Na^+	100 - 200	3,500 - 5,500	8,000
K^+	200 - 400	2,500 - 4,500	12,000
Ca^{2+}	100 - 200	2,500 - 4,500	8,000
Mg^{2+}	75 - 150	1,000 - 1,500	3,000

พิษของไอออนสามารถลดความเป็นพิษลงได้ (antagonism) เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na^+ มีความเข้มข้น 3,500 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้ามี Mg^{2+} และ Ca^{2+} ที่มีความเข้มข้นเหมาะสมอยู่ระหว่าง 50-1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนบางชนิด จะไปเพิ่มความเข้มข้นให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน (synergism).

ส่วนพิษของโลหะหนัก ได้แก่ แมงกานีส, สังกะสี, แคลเซียม, นิกเกิล, โคบอลต์, ทองแดง และ โครเมียม เป็นต้น ความเป็นพิษของโลหะหนักเหล่านี้จะยับยั้งการเจริญเติบโตหรืออาจทำให้จุลินทรีย์ตายได้, อย่างไรก็ตามโลหะหนักที่เป็นพิษจะต้องอยู่ในรูปของสารละลาย ซึ่งโลหะหนักจะแตกตัวเป็นไอออนเท่านั้น McCarty (1964) พบว่าพิษของโลหะหนักจะรุนแรงมากน้อยเท่าใดขึ้นอยู่กับความสามารถในการละลายน้ำของโลหะหนักนั้น, ตัวอย่างเช่น เหล็กกับอะลูมิเนียม จะไม่เป็นพิษเนื่องจากเกลือของโลหะหนักทั้งสองมีความสามารถในการละลายน้ำได้น้อย, และพิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยยังขึ้นอยู่กับปริมาณซัลไฟด์ที่เกิดขึ้น ในถังหมักแบบไร้ออกซิเจน เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำปฏิกิริยากับกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ของโลหะหนักขึ้นมา ซึ่งไม่

ละลายน้ำและไม่เป็นพิษ, นอกจากนี้โลหะหนักที่มีวาเลนซ์สูงจะมีพิษมากกว่าโลหะหนักที่มีวาเลนซ์ต่ำ เช่น Cr^{6+} มีพิษมากกว่า Cr^{3+} , แต่อย่างไรก็ดี โลหะหนักบางประเภทยังมีความจำเป็นสำหรับแบคทีเรียแม้จะในปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม ตารางที่ 3 แสดงปริมาณของโลหะหนักที่ทำให้กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนหมดประสิทธิภาพ.

ตารางที่ 3. ปริมาณโลหะหนักที่มีผลให้กระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนหมดประสิทธิภาพ (McCarty 1964)

โลหะหนัก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
Fe^+	1,750
Zn^{2+}	163
Cd^{2+}	180
Cr^{3+}	530
Cr^{6+}	450
Cu^{2+}	170

ข) พิษของกรดอินทรีย์ระเหย

กรดอินทรีย์ระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นมากเกินไป เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ หรืออาหารเข้ามามาก แบคทีเรียที่ผลิตกรดจะผลิตกรดอินทรีย์ระเหยออกมามาก หากว่าระบบมีกำลังของบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง ส่งผลต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทนได้.

กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีปริมาณความเข้มข้นสูงๆ จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบแบบไร้ออกซิเจนทำให้จุลินทรีย์เกิดเสียสมดุล และทำให้ระบบล้มเหลว, อย่างไรก็ตาม ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ภายในระบบสูงพอที่จะรักษาพีเอชให้ใกล้เคียง 7 หรือเท่ากับ 7 ปรากฏว่ากรดระเหยง่ายที่มีปริมาณความเข้มข้นสูงถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปของกรดแอสติก จะไม่เป็นพิษโดยตรงต่อแบคทีเรีย, McCarty และ McKinney (1961) ได้แสดงให้เห็นถึงอิทธิพลของกรดระเหยง่ายที่มีต่อความสามารถในการตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้น ถ้าหากกำลังบัฟเฟอร์ในระบบไม่เพียงพอ จะทำให้พีเอชต่ำลง และแบคทีเรียจะทนอยู่ไม่ได้, พิษของกรดระเหยง่ายสามารถแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีปรับสภาพ เช่น โซเดียมไฮดรอกไซด์, โซเดียมไฮดรอกไซด์ และแคลเซียมไฮดรอกไซด์ เป็นต้น.

ค) พืชของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในน้ำเสียของระบบไร้ออกซิเจนมาจากการย่อยสลายพวกโปรตีน โดยในโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) แอมโมเนีย (NH_3) ดังสมการ:



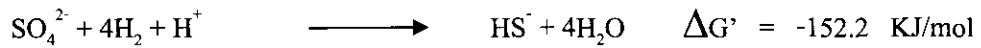
โดยปริมาณของแอมโมเนียมไอออนนี้ ขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ ที่พีเอชประมาณ 7 ความเข้มข้นของแอมโมเนียจะมีประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด โดยจะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออน 99%, แต่ถ้าพีเอชมีค่าสูงขึ้น ปฏิกริยาจะไปทางขวามากขึ้นทำให้เกิดแอมโมเนียมาก, ซึ่งแอมโมเนียจะเป็นพืชต่อแบคทีเรียมากกว่าแอมโมเนียมไอออน, โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เป็นพืชต่อแบคทีเรียคือ มากกว่า 150 มิลลิกรัมต่อลิตร, ดังนั้นการรักษาพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน ซึ่งเป็นพืชต่อระบบน้อยกว่า, ตารางที่ 4 แสดงผลของความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจน ซึ่งรวมทั้งแอมโมเนียและแอมโมเนียมไอออน ต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.

ตารางที่ 4. ผลของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน
(McCarty and Kugelman 1965)

แอมโมเนียในโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 - 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

ง) พืชของซัลเฟต

การที่น้ำเสียมีปริมาณของซัลเฟตมาก จะทำให้มีแบคทีเรียที่สามารถรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ได้ โดยกลุ่มของ sulfate-reducing bacteria (SRB) เช่น *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* จะสามารถใช้ซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้โดยซัลเฟต จะถูกเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ได้ดังสมการ:



โดยแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะแย่งอาหารอาหารกันกับพวกผลิตมีเทน (methanogenic bacteria) โดยสามารถใช้แอสซิเทต และไฮโดรเจนเป็นสารอาหาร และจากค่า $\Delta G'$ แสดงให้เห็นว่า สามารถชนะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนได้ ทำให้ผลผลิตที่เป็นก๊าซมีเทนลดน้อยลง นอกจากนี้การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ อาจเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ถ้ามีปริมาณมากเกินไป, แบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (*Methanobacterium* spp.) จะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์ ถ้ามี H_2S เท่ากับ 0.1 M, อย่างไรก็ตาม ถ้าจะพิจารณาในแง่การใช้ไฮโดรเจนเป็นสารอาหารของแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จะทำงานสัมพันธ์กันกับแบคทีเรียที่ผลิตไฮโดรเจน โดยจะช่วยให้ hydrogen partial pressure มีค่าต่ำเสมอ ทำให้เป็นการลดการสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจนทางหนึ่ง ดังนั้นแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตได้จึงมีบทบาทต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย และมีผลกระทบต่อกรสร้างกรดแอสिटิกจากกรดโพรไพออนิกด้วย.

จ) พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสารพวกนี้ ได้แก่ แอลกอฮอล์ (alcohol), และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (long chain fatty acid) เช่น เมทานอล (methanol) ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้แบคทีเรียคุ้นเคยและปรับสภาพได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ตาม หรืออาจแก้ไขได้โดยการเติมสารเคมีลงไป เพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ.

2.3.3.2 ปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแต่ละชนิดจะมีปัจจัยที่ใช้ควบคุมการทำงานซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของน้ำเสีย และกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ภายใต้กระบวนการนั้นๆ, สำหรับระบบยูเอเอสบี น้ำเสียที่จะเข้าสู่ระบบจะต้องปราศจากสารพิษ และต้องปรับสภาพของน้ำเสียให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ในระบบดังกล่าวมาแล้ว, การควบคุมกลไกการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ นอกจากจะต้องรักษาสภาพสมดุลของจุลินทรีย์ ที่สร้างกรดและจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนแล้ว ยังต้องรักษาจำนวนจุลินทรีย์ในระบบให้มากที่สุดเท่าที่จะทำได้ ปัจจัยที่เป็นตัวควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์คือ ความสามารถในการตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ (sludge settleability) ซึ่งขึ้นอยู่กับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate) และระยะเวลา

เก็บกักน้ำเสีย (hydraulic retention time) ดังนั้น ปัจจัยหลักที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบยูเอเอสบี มีดังนี้:

1) อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate)

อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์ และการเกิดก๊าซในถังปฏิกริยา, น้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบจะต้องมีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุด, ในการกำจัดสารอินทรีย์ของตะกอนจุลินทรีย์ Lettinga *et al.* (1982) พบว่าตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่างจะขยายตัวเสมอที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ ซึ่งเกิดจากก๊าซที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยาส่วนใหญ่จะถูกดักอยู่ชั้นตะกอนล่างโดยน้ำหนัก, และความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ แต่ชั้นตะกอนล่างจะหดตัวลงเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น (การเกิดก๊าซจะเพิ่มขึ้นด้วย), ปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นเหล่านี้ยังไม่มีผลการทดลองที่แสดงให้เห็นอย่างชัดเจนว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่าใดจึงจะทำให้ชั้นตะกอนล่างเกิดการขยายหรือหดตัว, การเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้ก๊าซเพิ่มขึ้น, การสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียกับตะกอนจุลินทรีย์เกิดขึ้นมาก, ก๊าซที่ถูกดักอยู่ในชั้นตะกอนล่างเกิดน้อยลง, ปริมาณความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่างเกิดเพิ่มขึ้นทำให้ตะกอนจุลินทรีย์บริเวณพื้นที่รอยต่อของชั้นตะกอนล่าง และชั้นตะกอนลอยมีขนาดเล็กลง เนื่องจากแรงที่เกิดจากการลอยขึ้นอย่างรวดเร็วของก๊าซ.

2) ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (hydraulic retention time)

ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียจะมีความสัมพันธ์กับความรุนแรงของการกวน (agitation intensity) ในชั้นตะกอนล่าง, จากการทดลองกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) โดยใช้ถังปฏิกริยา ยูเอเอสบีขนาดห้องปฏิบัติการและการกวนในถังปฏิกริยาให้เกิดขึ้นโดยก๊าซที่เกิดขึ้นเองในถังปฏิกริยาเพียงอย่างเดียว พบว่าน้ำเสียจะไหลผ่านช่องว่างที่เกิดขึ้นจากรอยแตกของตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนล่าง ซึ่งเป็นการไหลลัดวงจร (short circuit) ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ลดลง ซึ่งสามารถแก้ไขได้โดยการกระจายทางน้ำเข้าให้สม่ำเสมอตลอดพื้นที่ด้านล่างของถังปฏิกริยา, สำหรับโรงบำบัดน้ำเสีย จุดน้ำเข้าหนึ่งจุดจะครอบคลุมพื้นที่ 5-10 ตารางเมตร และถังปฏิกริยาต้นแบบขนาดใหญ่ (large pilot plant), จุดน้ำเข้าหนึ่งจุด ควรจะครอบคลุมพื้นที่ได้ถึง 1-2 ตารางเมตร ถ้าระบบกระจายน้ำเข้าสามารถกระจายน้ำเสียได้ทั่วตลอดพื้นที่กั้นถังจะทำให้ระบบบริหารภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 30 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน Wu *et al.* (1985), ถ้าหากการกวนในถังปฏิกริยาเกิดจากการใช้เครื่องกล (mechanical mixing) จะทำให้ขนาดของตะกอนจุลินทรีย์เล็กลง.

2.3.4 กระบวนการเกิดเม็ดตะกอน

2.3.4.1 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากการที่แบคทีเรียในถังหมักยูเอเอสบีแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ ชั้นบน แบคทีเรียมีลักษณะเป็นตะกอนเบา ส่วนชั้นล่างมีลักษณะเป็นเม็ดซึ่งเกิดจากแบคทีเรียเกาะติดกันแน่น จึงมีความหนาแน่นของจำนวนเซลล์แบคทีเรียต่อปริมาตรในชั้นล่างนี้ สูงกว่าในชั้นบนที่มีลักษณะเป็นตะกอนเบามาก, ดังนั้นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ จึงถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นมีเทนในชั้นของตะกอนเม็ดเป็นส่วนใหญ่, ประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี จึงขึ้นกับปริมาณและลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ด.

ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ, ส่วนประกอบของน้ำเสีย, สิ่งแวดล้อมในระบบ และการเริ่มต้นเดินระบบ โดยเม็ดตะกอนอาจมีหลายชนิดดังนี้:

1) Sarcina granules

เป็นเม็ดตะกอนที่มีรูปร่างกลมเกาะกันเป็นกลุ่ม เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดนี้ส่วนใหญ่ประกอบด้วย methanosarcina เกิดขึ้นเมื่อระบบรับปริมาณสารอินทรีย์สูงเกินไป (over loading) เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก จึงถูกล้างออกจากระบบได้ง่าย และยังสามารถในการผลิตมีเทนต่ำมาก.

2) Rod-type granules

เป็นเม็ดตะกอนที่ประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีลักษณะเป็นท่อนสั้นๆเป็นส่วนใหญ่ โดยมีขนาดประมาณ 3 มิลลิเมตร และมีของแข็งระเหยสูงถึง 90% ซึ่งตรวจพบในถังยูเอเอสบีที่รับน้ำเสียบางประเภท เช่น โรงงานน้ำตาล และโรงงานแปรงมัน เป็นต้น แบคทีเรียพวกนี้จัดเป็นพวก methanotrix soehngeni.

3) Filamentous granules

เป็นเม็ดตะกอนซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีเส้นยาว (filamentous bacteria) เป็นส่วนใหญ่ เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดใหญ่ถึง 5 มิลลิเมตร ภายในมักเป็นพวก inert carrier material จึงมีค่าของแข็งระเหยต่ำกว่าเม็ดตะกอนสองพวกแรก.

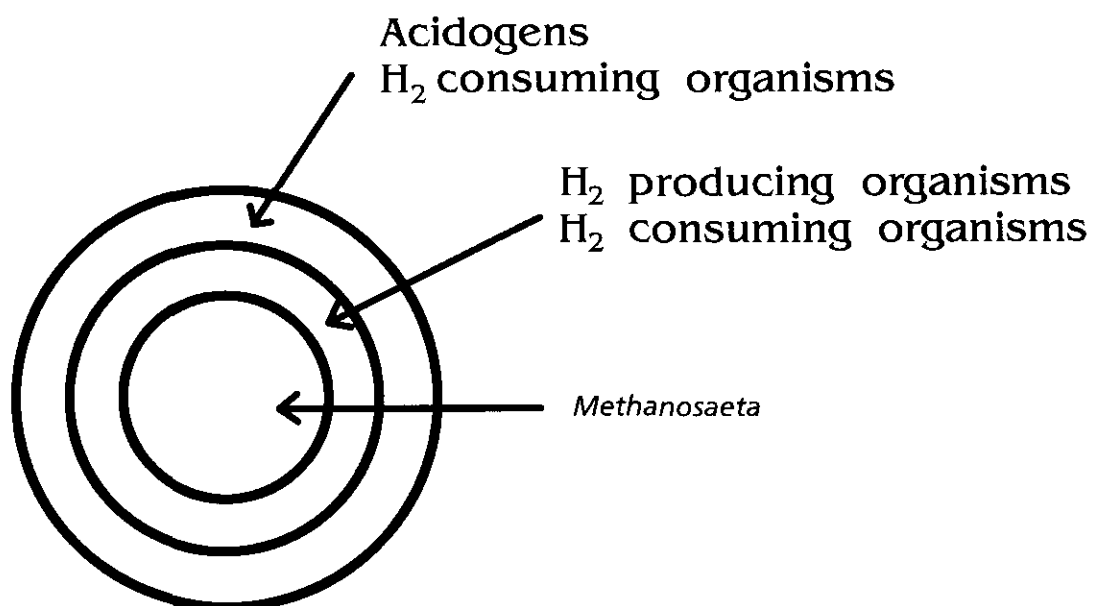
4) Spinky granules

ในกรณีที่น้ำเสียมีสารแคลเซียมสูง เม็ดแบคทีเรียในระบบยูเอเอสบีจะประกอบด้วย CaCO_3 มากกว่าร้อยละ 60 โดยมีลักษณะเป็นหนามแหลม เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 1 มิลลิเมตร และหนา 0.5 มิลลิเมตร แบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นพวกเส้นใยยาว เม็ดตะกอนประเภทนี้มี activity ค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้เนื่องจากประกอบด้วย CaCO_3 ที่จะพอกบนผิวเม็ดแบคทีเรีย.

2.3.4.2 โครงสร้างของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

จากที่มีการศึกษา โครงสร้างของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดย McLeod *et al.* (1990) พบว่า มีโครงสร้างภายในเมื่อดตะกอนแบ่งออกเป็น 3 ชั้น ดังนี้:

- 1) โครงสร้างชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก Acidogens, H_2 consuming organisms.
- 2) โครงสร้างชั้นกลาง ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก H_2 producing organisms และ H_2 consuming organisms.
- 3) โครงสร้างชั้นใน ประกอบด้วยแบคทีเรียประเภท Acetoclastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta.



รูปที่ 7. โครงสร้างทั่วไปของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (McLeod *et al.* 1990).

โครงสร้างและขนาดของชั้นในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แต่ละชั้นขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหาร และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ตัวอย่างเช่น ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จะพบจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenics ที่บริเวณผิวนอกสุดของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์, ทั้งนี้เพราะนอกจากการที่สารอาหารมีค่าความเข้มข้นสูงบริเวณรอบนอกเมื่อดตะกอนแล้ว ยังมีสาเหตุมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยา Acidogenesis ที่บริเวณรอบนอกของเมื่อด

ตะกอนมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยา Acetogenesis และปฏิกิริยา Methanogenesis ด้วยเช่นกัน แอซิเตดที่ถูกผลิตขึ้นมาจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลาง และชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป.

2.3.4.3 Extracellular Polymers

Extracellular Polymer (ECP) เป็นสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่เกิดขึ้น โดยธรรมชาติ และเป็นสารพื้นฐานของโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ECP ที่ห่อหุ้มอยู่รอบเซลล์แบคทีเรียแกรมลบ มีส่วนประกอบหลักเป็น polysaccharide, ส่วน ECP ของเซลล์แบคทีเรียแกรมบวกเป็นส่วนประกอบของ peptidoglycan ECP สามารถเกิดได้หลายทาง เช่น การสลายตัวของเซลล์หรือจากสารอินทรีย์ที่ถูกขับทิ้งออกมาจากเซลล์ ECP ประกอบไปด้วยพอลิเมอร์ของ saccharide โปรตีน ไขมัน และกรดนิวคลีอิก โดยที่ ECP มีหน้าที่ในการดักจับสารอาหารละลาย และยังเป็นตัวช่วยในการยึดเกาะกับเซลล์อื่น ๆ อีกด้วย.

จากรายงานการวิจัย พบว่าแบคทีเรียที่อยู่ภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะถูกล้อมรอบด้วย ECP โดยที่มีปริมาณของ ECP อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ระหว่างร้อยละ 0.6–20 ของเว็สเฮส, โดยทั่วไปแบคทีเรียที่กระจายตัวอยู่ในน้ำเสีย มักมีคุณสมบัติเป็นประจุลบ และเกิดแรงผลัทางไฟฟ้าระหว่างเซลล์ แต่ ECP ที่ห่อหุ้มอยู่รอบผิวเซลล์เป็นประจุบวก ส่งผลให้เซลล์เหล่านั้นเกิดการดึงดูดกัน และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้, อย่างไรก็ตาม ปริมาณ ECP ที่มีมากเกินไปอาจส่งผลกระทบต่อการทำงานของตัวกันเป็นเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ได้เช่นกัน เนื่องจากจะเกิดการผลักันของประจุบวกที่มีมากเกินไป.

ปริมาณ ECP ขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์เจริญ พบว่า ที่ความเข้มข้นของ ECP ในช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกมีค่าต่ำกว่าในช่วงมีโซฟิลิก รวมทั้งยังขึ้นอยู่กับสารอาหารในน้ำเสียอีกด้วย โดยพบส่วนประกอบที่เป็นคาร์โบไฮเดรต ซึ่งสกัดได้จากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อทำการเติมธาตุเหล็ก และ yeast extract ลงไปในน้ำเสีย.

ปัจจุบันยังไม่เป็นที่ทราบแน่ชัดว่า ECP เป็นผลผลิตที่เกิดจากแบคทีเรียกลุ่มใด แต่พบผลผลิตที่เป็น polysaccharide จากแบคทีเรียกลุ่ม methanogenic และ acetogenic ในปริมาณที่น้อยมาก โดยที่แบคทีเรียกลุ่ม acidogenic เป็นแบคทีเรียที่มีอิทธิพลต่อการสร้าง ECP.

2.3.4.4 กระบวนการรวมเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

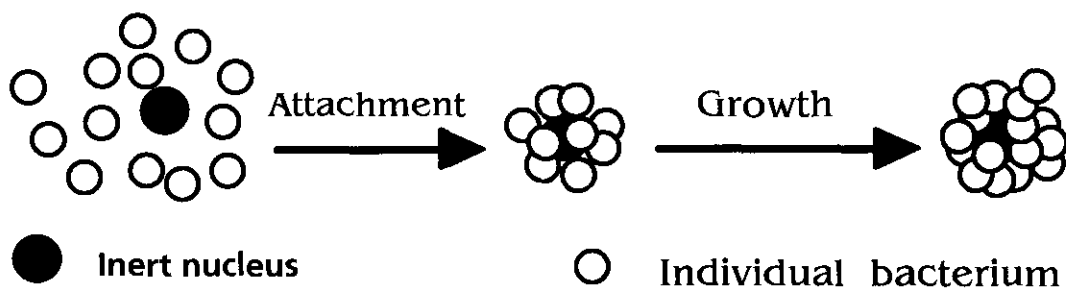
การเริ่มต้นเดินระบบยูเอเอสบีต้องใช้เวลาานาน ดังนั้น Yu *et al.* (2003) ได้รวบรวมกลไกและแบบจำลองในกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนของระบบยูเอเอสบี ดังรูปที่ 8 ถึง 10 เพื่อให้เกิดความเข้าใจและมีการพัฒนา เพื่อให้การเริ่มต้นเดินระบบใช้ระยะเวลาน้อยลง ซึ่งสามารถสรุปเป็นขั้นตอนดังนี้:

ขั้นตอนที่ 1 การเคลื่อนย้ายทางฟิสิกส์ ทำให้มีการชนกัน สัมผัสกันระหว่างแบคทีเรีย หรือการดึงดูดของแบคทีเรียบนผิวนิวคลีโอ (nuclei) แรงที่เกี่ยวข้องกับขั้นตอนนี้ ได้แก่ แรงดันของน้ำ (hydrodynamic force), แรงจากการแพร่ (diffusion force) และแรงโน้มถ่วงของโลก (gravity force) เป็นต้น.

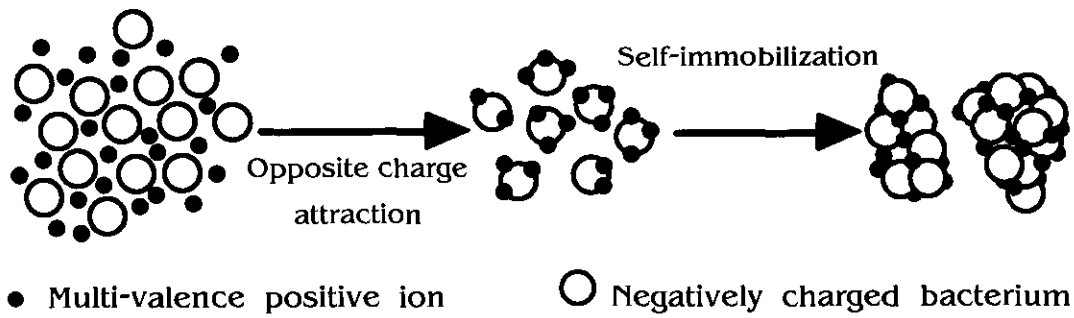
ขั้นตอนที่ 2 แรงดึงดูดที่ทำให้รักษาเสถียรภาพและเซลล์สัมผัสกัน แรงดึงดูดเหล่านี้ ได้แก่ แรงดึงดูดระหว่างประจุตรงข้ามกัน แรงดึงดูด hydrophobicity และ van der Waals forces เป็นต้น.

ขั้นตอนที่ 3 microbial force ในการทำให้การรวมตัวใหญ่ขึ้นเต็มที่ ได้แก่:

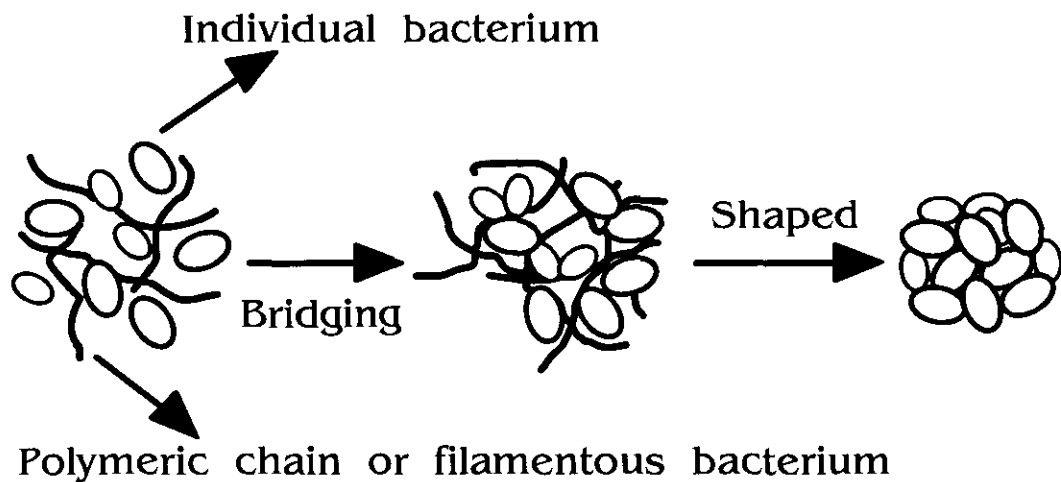
- ผลผลิตของ extracellular polymer โดยแบคทีเรีย เช่น exopolysaccharides.
- การเติบโตจากการรวมตัวของเซลล์.
- การเปลี่ยนแปลง metabolic และความสามารถทางพันธุกรรมที่ลดลงโดยสิ่งแวดล้อม ซึ่งทำให้เซลล์มีปฏิสัมพันธ์กันสะดวกขึ้น และเป็นผลให้โครงสร้าง microbial เรียงตัวกันสูง.



รูปที่ 8. การเกิดตะกอนเม็ดแบบ inert nuclei model (Yu *et al.* 2003).



รูปที่ 9. การเกิดตะกอนเม็ดแบบ multi-valence positive ion-bonding model (Yu *et al.* 2003).



รูปที่ 10. การเกิดตะกอนเม็ดแบบ polymer or filament bonding model (Yu *et al.* 2003).

2.3.4.5 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol (1983) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยได้สรุปขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ 3 ขั้นตอนดังนี้:

- 1) อัตราบำบัดภาระบรรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เป็นขั้นตอนเริ่มต้นของระบบ เมื่อทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้นแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัว เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสียและก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง.
- 2) อัตราบำบัดภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน

ขั้นตอนนี้จะมียุทธการสูญเสียตะกอนแขวนลอย เนื่องจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ทำให้เกิดปริมาณก๊าซที่เพิ่มมากขึ้น ในขณะที่ตะกอน จุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบ และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ได้ถึง 5 มิลลิเมตร ถือว่า เป็นการคัดเลือกสายพันธุ์จุลินทรีย์ของระบบ.

3) อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ขั้นตอนนี้อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จะมากกว่าอัตราการผลิตของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งเมื่อระบบได้ผ่านขั้นตอนนี้แล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น จนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ จากการทดลองที่ผ่านมา พบว่า ระบบอาจมีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 50 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน.

2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด

2.4.1 ปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการออกแบบระบบ

- 1) อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 10-20 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ 30°C. และมากกว่านี้ เมื่อระบบอยู่ในระยะช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิก.
- 2) ความเข้มข้นของน้ำเสีย 200 - 100,000 มิลลิกรัมซีโอดี/ลิตร.
- 3) การกวนผสมต้องมีอัตราการผลิตก๊าซ 60 ลูกบาศก์เมตรต่อวันต่อตารางเมตร จึงจะพอเพียงสำหรับการกวนผสมตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความสูง 2-3 เมตร และควรมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมากกว่า 2 ลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง ความสูงเหนือตะกอนจุลินทรีย์จนถึงได้ส่วนแยกสามสถานะ ควรมีพื้นที่ว่างสูงมากกว่า 1 เมตร.
- 4) ควรมีการฉีดพ่น 1 หัวฉีดต่อ 5 ตารางเมตรของพื้นที่กั้นถัง.
- 5) ความสูงของถังหมักที่เหมาะสม คือ 4-6 เมตร.
- 6) ส่วนตกตะกอนต้องมีประสิทธิภาพไม่น้อยกว่า 99% ผนังจึงต้องการความลาดเอียง 50 องศา เพื่อควบคุมตะกอนจุลินทรีย์ให้ไหลย้อนกลับ.
- 7) Gas collector ต้องสามารถเก็บรักษาก๊าซป้องกันการหนีในช่วงแยกตัวจากตะกอนจุลินทรีย์ได้ดี.
- 8) การแยกจุลินทรีย์ที่สร้างกรด และจุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทนออกจากกัน เป็นสิ่งที่เหมาะสม.

2.4.2 ปัจจัยที่เกี่ยวกับสถานะของขบวนการขณะเริ่มต้นเดินระบบ

1) ขั้นตอนในการเพิ่มอัตราการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ถ้าไม่เหมาะสมอาจเกิดสภาพ over load ซึ่งจะเกิดการสูญเสียตะกอนแขวนลอยออกจากระบบในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ อัตราการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 2-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อกิโลกรัมวีเอสเอสต่อวัน (Hulshoff *et al.* 1983) และควรเพิ่มอัตราการรับสารอินทรีย์เมื่อย่อยสลายกรดอินทรีย์ระเหยง่ายได้มากกว่า 80% (Lettinga *et al.* 1980).

2) ระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์ที่ยาวนานเป็นการแสดงถึงความสามารถในการตกตะกอน ความเข้มข้นและชนิดของตะกอนจุลินทรีย์ที่ดี ซึ่งระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์เป็นดัชนีที่ดีที่สุดในการควบคุมการเดินระบบกำจัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน โดยเฉพาะเป็นการป้องกันความล้มเหลวที่เกิดจากการสูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบจึงต้องให้มีระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์ยาวนานกว่าระยะเวลาที่จุลินทรีย์ใช้ในการเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนขึ้น 1 เท่าตัว.

3) ระยะเวลาเก็บกักของน้ำเสียจะสัมพันธ์กับขนาดของถังหมัก และอัตราการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ นอกจากนี้ยังมีผลต่อระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี แต่ถ้าหากตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ มีความสามารถในการตกตะกอนสูง ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะขึ้นกับระยะเวลาเก็บกักของน้ำเสียในระบบ.

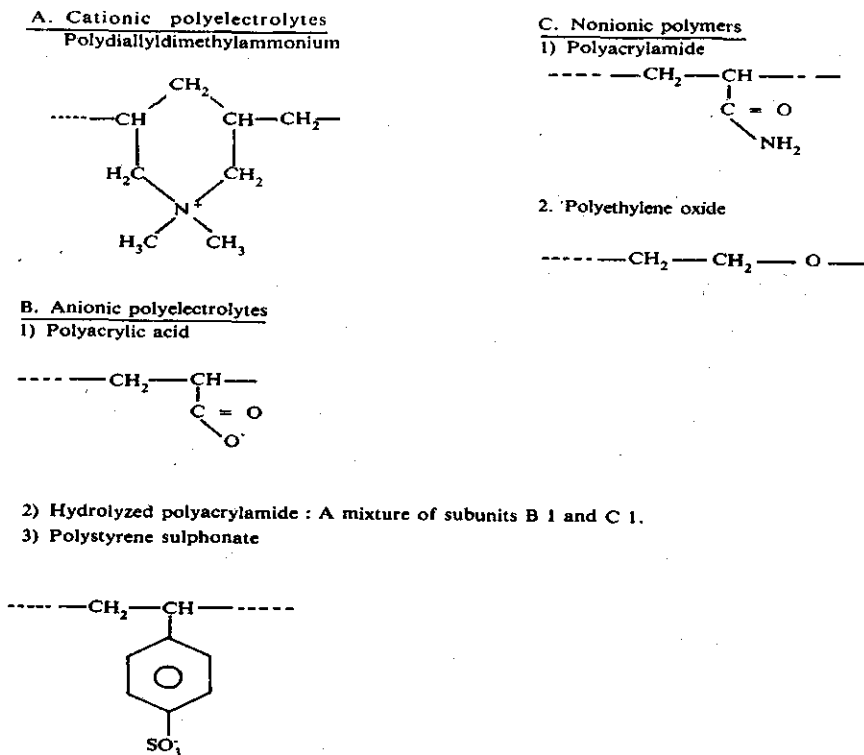
4) การกวนผสมและอัตราการไหลของน้ำเสีย จะมีผลต่อการสัมผัสกันของอาหารกับตะกอน จุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีการกวนผสมจะขึ้นกับอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบที่ส่วนล่างของถังหมัก ทำให้สามารถแบ่งพื้นที่ของถังหมักตามการกวนผสมได้เป็น 3 ส่วน คือ ชั้นตะกอนล่าง, ชั้นตะกอนลอย และชั้นตะกอนหนัก, ในชั้นตะกอนล่างจะมีการกวนผสม 2 อย่าง คือ แบบที่กระแสน้ำผ่าน และแบบมีการไหลย้อนกลับ, ส่วนในชั้นตะกอนลอยจะมีการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ และในชั้นตะกอนหนักจะมีการไหลแบบราบเรียบไปทางเดียว (plug flow).

5) แนวทางในการเริ่มต้นเดินระบบที่ถูกต้อง จะทำให้การเริ่มต้นเดินระบบประสบความสำเร็จ.

6) ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้เริ่มต้นต้องเหมาะสม อยู่ในช่วง 10-15 กิโลกรัมวีเอสเอสต่อตารางเมตรของถังหมัก (Lettinga *et al.* 1980).

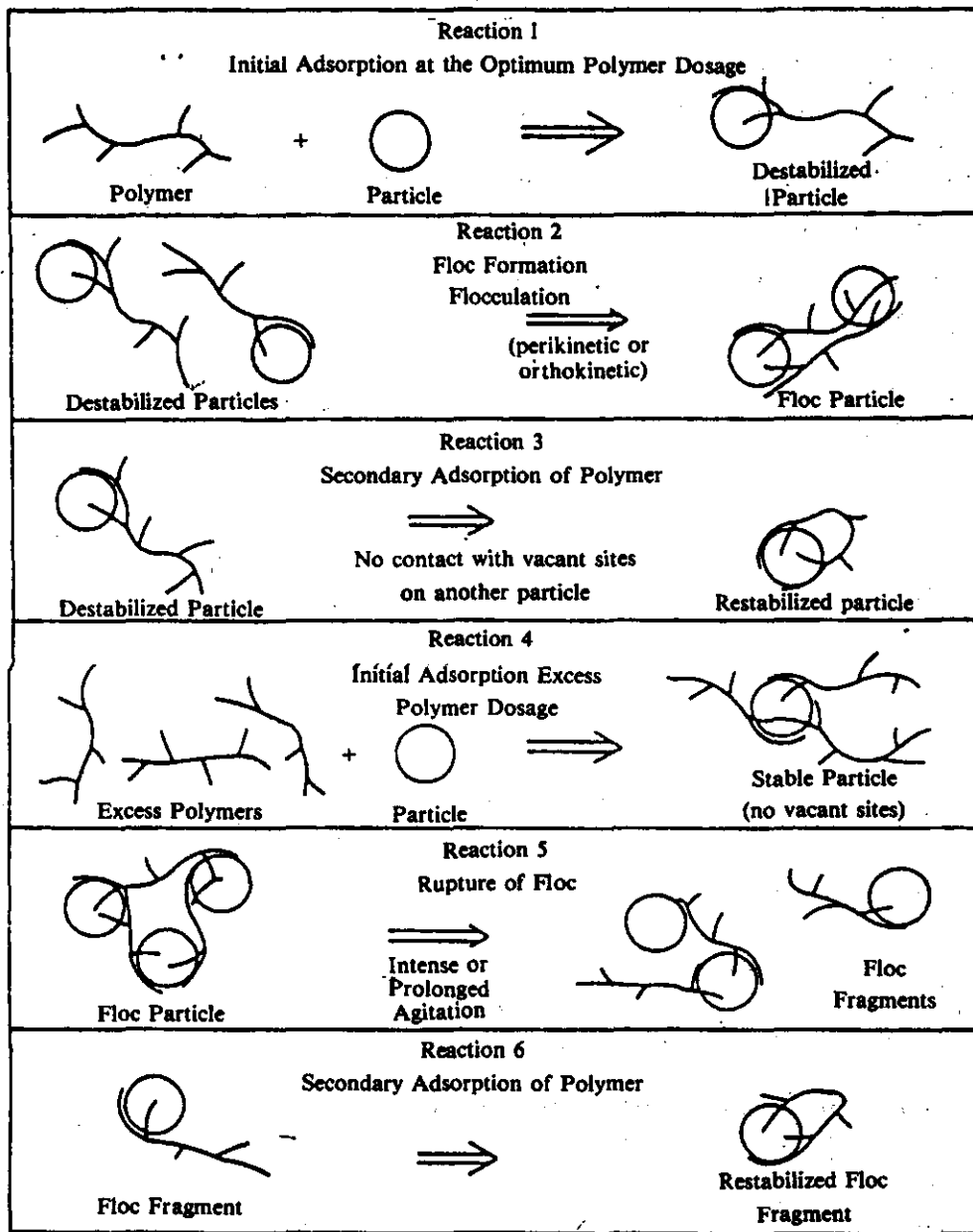
2.5 พอลิเมอร์ (polymer)

พอลิเมอร์เป็นสารอินทรีย์ ซึ่งนิยมใช้เป็นโคแอกกูแลนต์เอดในกระบวนการโคแอกกูแลชัน ซึ่งพอลิเมอร์เป็นลูกโซ่ของสารโมโนเมอร์หลายๆ ตัวเรียงกันอย่างมีระเบียบ พอลิเมอร์อาจมีขนาดใหญ่หรือเล็กก็ได้ โดยพอลิเมอร์จะมี 3 ชนิด คือ พอลิเมอร์ประจุบวก (cationic polymer) พอลิเมอร์ประจุลบ (anionic polymer) และพอลิเมอร์ไม่มีประจุ (non-ionic polymer) ประจุของพอลิเมอร์นั้นเกิดจาก functional group ต่างๆ หลายชนิด รูปที่ 11 แสดงพอลิเมอร์ชนิดต่างๆ.



รูปที่ 11. พอลิเมอร์ชนิดต่างๆ (วงศ์วิสุทธิกุล 2545).

พอลิเมอร์นั้นใช้ในการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์ สามารถอธิบายได้ด้วยโมเดลที่เรียกว่า polymer bridging ตามรูปที่ 12, จากทฤษฎีนี้ โมเลกุลสามารถเกาะติดบนอนุภาคได้หลายตำแหน่ง การเกาะติดนั้นเกิดจากประจุที่ต่างกันของพอลิเมอร์และคอลลอยด์ อนุภาคที่มีพอลิเมอร์เกาะติดอยู่ถือว่าเสถียรภาพแล้ว อนุภาكدังกล่าวจะสามารถจับตัวกับอนุภาคอื่น โดยใช้พอลิเมอร์เป็นสะพานเชื่อม, การใช้พอลิเมอร์มากเกินไปจะเกิดผลเสีย เพราะพอลิเมอร์หลายโมเลกุลจะไปจับอยู่บนอนุภาคเดียวกัน จนไม่มีที่ว่างบนอนุภาคให้พอลิเมอร์ที่อยู่บนอนุภาคอื่นมาจับ.



รูปที่ 12. กลไกการทำลายเสถียรภาพคอลลอยด์โดยพอลิเมอร์ (วงศ์วิสุทธิกุล 2545).

ในงานวิจัยชิ้นนี้ใช้พอลิเมอร์ Praestol 852 BC ซึ่งเป็นพอลิเมอร์ประจุบวกซึ่งใช้ในกระบวนการ dewatering และ thickening sludge ทั้งสำหรับน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม Praestol 852 BC นี้มีขนาดโมเลกุลที่ใหญ่ และมีโครงสร้างเป็น polyacrylamide ลักษณะเป็นเม็ดสีขาว มีประสิทธิภาพสูงในทุกช่วง pH.

2.6 ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

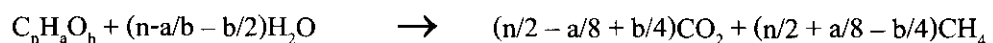
ก๊าซชีวภาพ หมายถึง ก๊าซที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน โดยจุลินทรีย์ที่ไม่ต้องการออกซิเจน ทำให้ได้ผลผลิตในรูปของก๊าซผสมซึ่งประกอบด้วย ก๊าซมีเทน ประมาณ 60–70 เปอร์เซ็นต์, ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ประมาณ 25–30 เปอร์เซ็นต์ รวมทั้งก๊าซอื่นๆ ในปริมาณน้อยมาก เช่น ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซไนโตรเจน เป็นต้น (Metcalf and Eddy, 1991).

เนื่องจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นก๊าซที่คงตัวและไม่ติดไฟ จึงทำให้คุณสมบัติของก๊าซชีวภาพที่นำมาใช้เป็นเชื้อเพลิงนั้นขึ้นอยู่กับก๊าซมีเทน โดยปริมาณของก๊าซมีเทนที่ผลิตได้นั้นขึ้นอยู่กับปริมาณของสารอินทรีย์และชนิดของของเสียที่ต้องการบำบัด ก๊าซมีเทนบริสุทธิ์มีค่าความร้อนประมาณ 38,100 กิโลจูลต่อลูกบาศก์เมตร คุณสมบัติต่างๆ ของก๊าซมีเทนได้แสดงไว้ในตารางที่ 5.

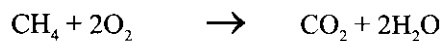
ตารางที่ 5. คุณสมบัติต่างๆ ของก๊าซมีเทน (ศรีพิมพ์ยัม 2546)

Chemical formular	CH ₄
Boiling point at 14.696 psia (760 mmHg)	-258.68 F (-161.49 °C)
Freezing point at 14.696 psia (760 mmHg)	-296.46 F (-182.48 °C)
Critical temperature	-116 F (-82.5 °C)
Specific gravity	
- Liquid (at -263.2 F (-164 °C))	0.415
- Gas (at 77 F (25 °C) & 14.696 psia (760 mmHg))	0.000658
Specific volume at 60 F (15.5 °C) & 14.696 psia (760 mmHg)	223.61 ft ³ /lb. (1.47 l/gm)
Calorific value at 60 F (15.5 °C) & 14.696 psia (760 mmHg)	1,012 Btu/ft (38,130 KJ/m)
Air required for combustion ft ³ /ft ³	9.53
Flammability limits	5 – 10 percent by volume
Octane rating	130
Ignition temperature	1,202 F (650 °C)
Combustion equation	CH ₄ + 2O ₂ → CO ₂ + 2H ₂ O
Molecular weight	16.042
Critical pressure	673.1 psia (47.363 kg/cm ²)

Buswell and Mueller (1952) ได้พัฒนาสมการสำหรับการทำนายปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นไว้ดังนี้:



นอกจากนี้ยังมีสมการอย่างง่าย ที่ใช้สำหรับคำนวณหาปริมาณของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ดังสมการข้างล่างนี้:



จากสมการดังกล่าวพบว่า 1 โมลของก๊าซมีเทน (16 กรัม) เทียบเท่า 2 โมลของออกซิเจน (64 กรัม) ดังนั้น 1 กรัมของซีโอดีที่ถูกกำจัดจะเทียบเท่ากับก๊าซมีเทน 0.35 ลิตร ณ อุณหภูมิ และความดันมาตรฐาน (0 °ซ. และความดัน 1 บรรยากาศ) ซึ่ง 1 โมลของก๊าซใดๆ จะมีปริมาตรเท่ากับ 22.4 ลิตร (Speece 1996).

2.7 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

พิทยากร (2530) ได้นำระบบยูเอเอสบีมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำและพีเอชสูง โดยใช้น้ำเสียของโรงงานผลิตเครื่องดื่มสำเร็จรูปจากน้ำนมถั่วเหลืองและเครื่องดื่มอัดลมต่างๆ แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ชุด ชุดแรกไม่มีถังสร้างกรด และชุดที่สองมีถังสร้างกรด โดยตั้งยูเอเอสบีมีขนาด 14.3 ลิตร ความสูง 2.75 เมตร ถังสร้างกรดมีขนาด 16 ลิตร ความสูง 2 เมตร, การทดลองชุดที่หนึ่งมี ค่าซีไอคี่ระหว่าง 923–1,260 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอคี่ 57–94%, การทดลองชุดที่สองมีค่า ซีไอคี่ระหว่าง 797–1,209 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอคี่ 89–95%, ทั้งสองชุดการทดลองใช้เวลาถักน้ำเสีย 24 ชั่วโมง.

ศรีวะ โลสกุล (2534) ได้ศึกษาการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในช่วงเดินระบบถังหมักในระบบยูเอเอสบี ซึ่งใช้น้ำกากสำจากโรงงานสุรา พบว่าระบบไบโอเทนไม่พบการเกิดตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด เนื่องจากความผิดพลาดในการควบคุมระบบทำให้เกิดสภาพไม่เหมาะสม ส่งผลให้เกิดการสูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบในปริมาณมาก แต่ระบบยูเอเอสบีสามารถตรวจพบตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่ก้นถังหมักในวันที่ 113.

นิลประยูร (2536) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 24.4 ลิตร สูง 3 เมตร ที่ระยะเวลาถักน้ำเสีย 4.5–24 ชั่วโมง ค่าการบรรทุกสารอินทรีย์ของระบบเท่ากับ 0.22–1.59 กิโลกรัมซีไอคี่ต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีค่า 0.13–0.69 เมตรต่อชั่วโมง พบว่า ระบบมีความสามารถลดค่าซีไอคี่ ค่าบีไอคี่ และของแข็งแขวนลอยลงได้ 76.4–88.1, 76.9–92.9 และ 59.7–84.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ.

น้ำดอกไม้ม (2545) ได้ศึกษาการใช้ตะกอนเริ่มต้นที่แตกต่างกัน 32 แหล่ง คือ จากตะกอนแอกติเวทเต็ดสลัดจ์ และจากถังย่อยสลัดจ์แบบไม่ใช้ออกซิเจน ในการสร้างตะกอนเม็ดในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียที่มีโปรตีนเป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งจากการทดลองพบว่าตะกอนที่มาจากตะกอนแอกติเวทเต็ดสลัดจ์ มีการรวมตัวกันเป็นเม็ดได้เร็วกว่าตะกอนจากถังย่อยสลัดจ์แบบไม่ใช้ออกซิเจน, โดยตั้งยูเอเอสบีที่ 1 ตะกอนแอกติเวทเต็ดสลัดจ์ใช้ระยะเวลาเกิดเม็ดตะกอน 31 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอคี่ 91 เปอร์เซ็นต์ ตะกอนเม็ดส่วนใหญ่ (40 เปอร์เซ็นต์) มีขนาดใหญ่กว่า 0.425 มิลลิเมตร ค่าความเร็วในการจมตัว 16-47 เมตรต่อชั่วโมง, ตั้งยูเอเอสบีที่ 2 ถังย่อยสลัดจ์แบบไม่ใช้ออกซิเจน ใช้ระยะเวลาเกิดเม็ดตะกอน 66 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอคี่ 89 เปอร์เซ็นต์ ตะกอนเม็ดส่วนใหญ่ (53 เปอร์เซ็นต์) มีขนาดใหญ่กว่า 0.425 มิลลิเมตร.

Cail and Barford (1985) ใช้ศึกษาลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังยิวเอเอสบี
เปรียบเทียบกับถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้น ซึ่งใช้พอลิเอทิลีนไทรไลต์ (polyelectrolyte) ช่วยในการ
ตกตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้ไฟฟ้าจากโรงงานทำพลาสติกเป็นสารอาหาร มีค่าซีโอดี 7,500 มิลลิกรัมต่อ

Hulsboff *et al.* (1983) ใช้ศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆในระดั
ของปฏิกรณ์การและใช้รายงานไว้ในการศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆ
ไม่
สามารถตรวจพบได้ เนื่องจากเป็นงานทางฟอสฟอรัส, แคลเซียม, และโพแทสเซียม 2-5
กลิตรัมของจุลินทรีย์ที่ตายแล้วจะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆ, และ
เมื่อมีการเพิ่มตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆในถังหมักแล้ว จะมีความ activity
เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว, เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆที่เพิ่มใหม่ จะเปลี่ยนจำนวนในการเกิดตะกอน
จุลินทรีย์ลักษณะเมฆ, และพบว่าความเข้มข้นของพอลิเอทิลีนไทรไลต์ในถังยิวเอเอสบี จะทำให้การ
ตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆดีขึ้น, ที่ค่าซีโอดีจากค่า 7,500 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้การ
พบว่า น้ำเสียที่ใช้จากถังยิวเอเอสบี (distillery waste) และ com-starch waste เมื่อ
ใช้ในระบบยิวเอเอสบี จะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเมฆได้แก่ถังยิวเอเอสบี.

Pette *et al.* (1980) ใช้ทำการศึกษาถังปฏิกรณ์แบบยิวเอเอสบี ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 7.5
เมตร สูง 4.5 เมตร ปริมาตร 200 ลูกบาศก์เมตร นำผลการศึกษาจุลินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำตาล
ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ 500-1,430 มิลลิกรัมต่อลิตร ระยะเวลากักเก็บได้ 4.4-9.8
ชั่วโมง ปรากฏว่าถังปฏิกรณ์ยิวเอเอสบีที่ศึกษาในการกำจัดสารอินทรีย์ร้อยละ 97 ที่
อัตราประสิทธิภาพร้อยละ 1.3-5.8 กลิตรัมของจุลินทรีย์ที่ตายแล้ว, นอกจากนี้ยัง
พบว่าความเข้มข้นของตะกอนที่เพิ่มมากขึ้นจะทำให้ปริมาณน้ำเสียที่ผลิตและเกิดจากถังยิวเอเอสบี
ไม่สามารถไหลไปให้พื้นที่ (dead space) เนื่องจากความเข้มข้นของตะกอนที่เพิ่มมากขึ้นจะทำให้
มากจนเกินไปในน้ำเสียที่ไหลผ่านได้.

Lettinga *et al.* (1980) กล่าวว่าระบบยิวเอเอสบีเริ่มพัฒนาใช้ครั้งแรกในในช่วงทศวรรษ 1970 ที่
ประเทศเนเธอร์แลนด์ มีการออกแบบระบบหมักให้สามารถรับภาระและสามารถกำจัดจุลินทรีย์ที่อยู่ใน
การหมักให้อยู่ในถัง, โดยถังหมักจะให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วไหลลงสู่ถังยิวเอเอสบี, และน้ำเสีย
ที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลลงสู่ถังยิวเอเอสบี, โดยที่จุลินทรีย์จะอยู่ในรูปที่จับตัวกันเป็น
กลุ่มก้อนลอยอยู่ภายในถังยิวเอเอสบี, ขณะเดียวกันจุลินทรีย์จะมีการเพิ่มจำนวนมาก
ขึ้นและตะกอนเมฆจะใหญ่ขึ้นทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างรวดเร็ว.

ลิตร์, ผลปรากฏว่าตะกอนจุลินทรีย์ในถังยูเอเอสบีมีลักษณะเป็นเส้นใยประสานกันอย่างแน่นหนา (fillamentous granular), ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ในถังไหลขึ้น มีลักษณะเป็นแท่ง (rod-shaped) เกาะกันเป็นจำนวนมาก, นอกจากนี้ยังพบว่าพอลิอิเล็กโทรไลต์ จะช่วยเพิ่มขนาดปริมาตรตะกอนจุลินทรีย์ และป้องกันการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเส้นใย.

Wiegant และ de Man (1986) ได้รายงานว่าการเพิ่มอัตราสารอินทรีย์แต่ละครั้งเป็นสาเหตุทำให้ความเร็วของน้ำเร็วขึ้น เนื่องจากมีอัตราการเกิดก๊าซเพิ่มสูงขึ้น เป็นผลทำให้เกิดความปั่นป่วนในถังหมัก ทำให้อนุภาคเล็กๆ หลุดออกไปจากถังหมัก.

Schulze *et al.* (1988) ได้รายงานถึงความสำเร็จในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดของระบบ ยูเอเอสบีที่มี gelatine เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียและเป็นแหล่งของคาร์บอน แต่ในสภาพของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ NH_4^+ สูง จะได้ตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กและมีความหนาแน่นต่ำ.

Chen *et al.* (1993) ได้ศึกษากลไกการเกิดตะกอนเม็ดในระบบยูเอเอสบี พวกเขาสันนิษฐานว่า ขั้นตอนแรกของการเกิดตะกอนเม็ด คือ การเกิดนิวเคลียส (formation of nuclei) โดยแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในการเกิดนิวเคลียส ได้แก่ methanosarcina และ methanothrix หลังจากนั้นความเข้มข้นของกรดแอซิดิกจะทำหน้าที่เป็นตัวคัดเลือกสายพันธุ์ และแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ จะเข้ามาเจริญเติบโตร่วมกัน โดยเฉพาะอย่างยิ่งพวกสายพันธุ์ที่เป็นแบบต้องเจริญร่วมกัน (syntrophic microorganisms).

Kato (1994) ได้ศึกษาการหมุนเวียนน้ำกลับในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบยูเอเอสบีกล่าวว่าในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ (ความเข้มข้นน้อยกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ด้วยระบบยูเอเอสบี พบว่าระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำเนื่องจากน้ำเสียมีความเข้มข้นต่ำจะให้ปริมาณก๊าซน้อย, ทำให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์กับน้ำเสียได้ไม่ดี, ส่งผลให้อัตราการแพร่ของสารอาหารช้ากว่าอัตราการใช้สารอาหารในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์, ทำให้แบคทีเรียที่อยู่ชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เท่านั้นที่จะเจริญเติบโต ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงใหญ่ขึ้นแต่มีโพรงอยู่ภายในส่งผลให้การทำงานของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่ำลง และเกิดการหลุดออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เนื่องจากแรงลอยตัวจากก๊าซที่สะสมในโพรงอากาศนั้น, ความเร็วของการไหลขึ้นของถังยูเอเอสบีที่เหมาะสมต้องทำให้เกิดการผสมอย่างเพียงพอ และไม่มากเกินไปจนทำให้เกิดความเสียหายให้กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ หรือพัดพาให้ตะกอนเม็ดลอยออกจากระบบ.

Noyola and Moreno (1994) ได้ศึกษาการใช้ตะกอนจากระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (activated sludge) เป็นแหล่งเชื้อ (seed) ในการสร้างตะกอนเม็ด พวกเขาพบว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศยูเอเอสบีซึ่งใช้ตะกอนเริ่มต้นดังกล่าวสามารถใช้เป็นแหล่งเชื้อในการสร้างตะกอนเม็ดได้.

Ramos *et al.* (1994) ได้ศึกษาการเกิดตะกอนเม็ดจากตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยใช้ น้ำเสียจากโรงกลั่นแอลกอฮอล์ ควบคุมให้พีเอชอยู่ในช่วง 7 โดยมีค่าซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสที่เข้าระบบ (COD:N:P) เท่ากับ 100:1.75:0.25, จากการทดลองพบว่า อัตราเร็วไหลขึ้น มีผลอย่างมากต่อการเกิดตะกอนเม็ด ทั้งทางด้านขนาด รูปร่าง โดยความเร็วที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 0.25–0.5 เมตรต่อชั่วโมง, โดยพบว่าขนาดเฉลี่ยอยู่ที่ประมาณ 1.67 มิลลิเมตร ในวันที่ 124 ของการทดลอง มีค่าวีเอสเอสต่อเอสเอส (VSS/SS) ประมาณ 0.69-0.9 และพบแบคทีเรียพวก methanotrix อยู่เป็นจำนวนมาก.

Yan-Ling *et al.* (1995) ได้ศึกษาการสร้างตะกอนเม็ดในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตหมักพิมพ์ พวกเขาพบว่าระบบจะมีการสร้างตะกอนเม็ด ไม่ว่าจะมีการเติมคาร์โบไฮเดรตหรือไม่มีการเติมคาร์โบไฮเดรต แต่การเติมคาร์โบไฮเดรตเป็นสารอาหารจะช่วยให้เกิดการสร้างเม็ดตะกอนอย่างรวดเร็วมากขึ้น.

Yan *et al.* (1997) ได้ศึกษาถึงลักษณะการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี ทำการทดลองโดยใช้ค่าซีโอดี 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบ (start-up) นั้นจะให้ค่าอัตราบำบัดสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น, ซึ่งจากการทดลองพบว่าความสามารถในการกำจัด ซีโอดี (specific methanogenic activity : SMA) มีค่าเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วหลังจากเริ่มต้นเดินระบบ และมีค่าคงที่เมื่อระยะเวลาผ่านไป 2 เดือน, โดยในเดือนแรก กระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะเป็นไปอย่างช้า และเริ่มเร็วมากขึ้นในช่วงเดือนที่ 3 ของการทดลอง, เม็ดตะกอนส่วนใหญ่จะประกอบด้วยแบคทีเรียจำพวก Methanotrix ที่มีความสามารถในการกำจัดซีโอดีสูง คือ มีค่า SMA เท่ากับ 1.72 g CH₄-COD/g VSS-d สามารถตกตะกอนได้ดี มีค่า SVI เท่ากับ 9.5 ml/gSS และมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 2.6 มิลลิเมตร.

Mamouni *et al.* (1998) ได้ศึกษาผลของการเติม Percol 763 และโคโคแซนลงในระบบบำบัดยูเอเอสบีเทียบกับถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีที่ไม่เติมพอลิเมอร์ ซึ่งเป็นถังปฏิกรณ์ควบคุม พบว่าถังที่มีการเติมพอลิเมอร์โคโคแซนจะมีประสิทธิภาพการเกิดเม็ดตะกอนที่ดีกว่า Percol 763 และไม่เติม

พอลิเมอร์เลยตามลำดับ. ซึ่งประสิทธิภาพในการสร้างเม็ดตะกอนที่เหนือกว่าของไคโตแซนอาจเกี่ยวข้องกับโครงสร้าง polysaccharide ของไคโตแซน ซึ่งมีหน้าที่เหมือนกับ extracellular polymeric substance (ECP) ซึ่งเป็นสารพื้นฐานในโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน, และยังพบว่าความเข้มข้นที่เหมาะสมในการเติมพอลิเมอร์ประจุบวก คือ 2 มิลลิกรัมต่อกรัมของของแข็งแขวนลอย.

Francese *et al.* (1998) ได้ทำการศึกษาปัจจัยของความเร็วของน้ำไหลขึ้นและอัตราบำบัดสารอินทรีย์ที่มีต่อการเกิดตะกอนเม็ด ทำการทดลองโดยใช้ตะกอนเริ่มต้นจากสลัดจ์ชุมชนที่ผ่านตะแกรงขนาดรูเปิดน้อยกว่า 0.3 มิลลิเมตร โดยมีค่าความเร็วไหลขึ้นในช่วง 0.5-2.0 เมตรต่อชั่วโมง และมีค่าซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสที่เข้าระบบ (COD:N:P) เท่ากับ 100:1.33:0.22, พบว่าตะกอนเม็ดเกิดขึ้นหลังจากดำเนินการทดลอง 15 –35 วัน ในวันที่ 60 ของการทดลองขนาดที่พบคือ 1 ถึง 3 มิลลิเมตร นอกจากนั้นยังพบว่าตะกอนมีลักษณะทางกายภาพและ activity แตกต่างกันขึ้นกับความเร็วของน้ำไหลขึ้น.

Gonzalez *et al.* (1998) ได้ศึกษา ผลของอัตราบำบัดสารอินทรีย์ (organic loading rate) สัดส่วนอาหารหลักต่อธาตุอาหารเสริม (COD:N:P) และสัดส่วนของอาหารหลักต่อค่าความเป็นเบส (COD:Alkalinity) ที่มีผลต่อการเกิดตะกอนเม็ด, พวกเขาสังเกตพบว่ามี การเกิดตะกอนเม็ดหลังจากทำการทดลอง 30 วัน ขนาดของตะกอนเม็ดเฉลี่ยใหญ่ขึ้นเมื่อมีอัตราบำบัดสารอินทรีย์มากขึ้น, นอกจากนั้นพวกเขาพบว่า หลังจากทีตะกอนเม็ดเกิดสมบูรณ์แล้ว สารอาหารเสริมอาจไม่ต้องเติม และสัดส่วนของความเป็นเบสต่ออาหารหลักสามารถลดค่าลงได้ โดยที่ประสิทธิภาพของระบบไม่ลดลง.

Teo *et al.* (2000) ได้ทดลองสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในห้องทดลองเพื่อยืนยันทฤษฎีที่เสนอโดย Tay และคณะ พวกเขาพบว่าความสามารถในการเปลี่ยนถ่ายโปรตอน (proton translocating activity) บนผิวของแบคทีเรียเป็นสิ่งจำเป็นอย่างมากต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ นอกจากนั้นพบว่า ตะกอนเกิดขึ้นหลังจากทดลอง 45 วัน.

Sharma and Singh (2001) ได้ศึกษาผลของการเติมธาตุอาหารรอง (trace nutrients) ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พวกเขาพบว่า การเติมเหล็ก นิกเกิล และโคบอลต์ ช่วยให้เกิดเม็ดตะกอนได้ดีขึ้น ส่วนการเติมแคลเซียมและฟอสฟอรัสทำให้เกิดเม็ดตะกอนแย่ง.

Yu *et al.* (2001a) ได้ศึกษาผลของแคลเซียมในการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดยทดลองเติม $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ หลายค่า ตั้งแต่ 150 ถึง 800 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเขาพบว่า การเติมแคลเซียม 150 ถึง 300 มิลลิกรัมต่อลิตรจะเพิ่มประสิทธิภาพการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.

Yu *et al.* (2001b) ได้ศึกษาผลของการเติม AlCl_3 ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี ซึ่งเขาทำการทดสอบ โดยตั้งปฏิกรณ์ใบแรกไม่เติม AlCl_3 , ส่วนตั้งปฏิกรณ์ใบที่สองเติมที่ความเข้มข้น 300 มิลลิกรัมต่อลิตร, พบว่าการเติม AlCl_3 ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถพบในถังที่เติม AlCl_3 ได้เร็วกว่า และขนาดเม็ดตะกอนเฉลี่ยมีขนาดใหญ่กว่าถังที่ไม่เติม AlCl_3 .

Ligero and Soto (2002) ทำการศึกษาการเกิดเป็นเม็ดตะกอนระหว่างการบำบัดแบบไร้อากาศของน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการย่อยสลายขั้นต้น, น้ำเสียที่ใช้มีค่าซีไอดี 412-452 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมน้ำในระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในช่วง 26.7 ถึง 2.2 ชั่วโมง, อัตราบำบัดสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 0.9–7.3 กิโลกรัมซีไอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน, สามารถสังเกตพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังจากเดินระบบได้ 150 วัน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 3.4 ชั่วโมง, เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ปรากฏมีขนาดเล็กกว่า 2 มิลลิเมตร มีโครงสร้างอ่อนแอและความหนาแน่นต่ำ, ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีเท่ากับ 76% เมื่อถึงสภาวะคงที่ ซึ่งเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 3.4 ชั่วโมง และอัตราบำบัดสารอินทรีย์ 5.6 กิโลกรัมซีไอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน.

Show *et al.* (2004) ได้ศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดยเติมพอลิเมอร์ประจุบวกชนิดหนึ่ง ซึ่งมีสูตรทางการค้าว่า AA 184 H ซึ่งนำมาจาก Ondeo Nalco Pacific Pte. Ltd. ซึ่งพอลิเมอร์ชนิดนี้ใช้อย่างกว้างขวางในการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม โดยใช้เป็นตัวปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์, พบว่าการเติมพอลิเมอร์จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์, และพบว่าเติมพอลิเมอร์ที่ความเข้มข้น 80 มิลลิกรัมต่อลิตร จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบมากที่สุด ทั้งการตกตะกอน ความแข็งแรงของเม็ดตะกอน และการสร้างก๊าซมีเทน.

Jeong *et al.* (2005) กล่าวว่า การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบให้มีความเข้มข้นสูงเป็นสิ่งสำคัญของการบำบัดสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน, การสร้างตะกอนจุลินทรีย์ให้อยู่ใน

ลักษณะเม็ดเป็นวิธีที่ดี แต่มีข้อจำกัดคือ ใช้เวลามากกว่า 6 เดือน จึงจะเกิดเป็นเม็ดตะกอนที่กึ่งตัว, และจากการทดลองเติมพอลิเมอร์ผสมระหว่างพอลิเมอร์อินทรีย์และอนินทรีย์ลงในตะกอน พบว่า เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดตั้งแต่ 1-5 มิลลิเมตร และมีค่าความเร็วในการจมตัวสูงกว่าเม็ดตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียจริง, เมื่อเม็ดตะกอนในการเดินระบบกึ่งตัว ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่าสูงถึง 90% ที่อัตราการบำบัดรวมทุกสารอินทรีย์สูงสุด 18 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน.

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 แผนดำเนินการวิจัย

การศึกษาเริ่มจากการเก็บรวบรวมข้อมูลที่เกี่ยวข้องกับงานวิจัยนี้ โดยทำการรวบรวมทั้งข้อมูลทางทฤษฎี และวิธีการทดลองที่เหมาะสม, จากนั้นทำการเตรียมสารเคมีต่างๆ เตรียมและติดตั้งถังปฏิกริยา พร้อมทั้งทดสอบการทำงานของถังปฏิกริยา รวมทั้งอุปกรณ์เสริมต่างๆ ทำการเก็บน้ำเสียสดจากบริษัท ชุมพรอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม จำกัด (มหาชน), และทำการเก็บตะกอนเริ่มต้น โดยนำมาจากบ่อหมักไร้ออกซิเจน ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม, ทำการปรับสภาพตะกอนเริ่มต้นด้วยน้ำเสียสดจากบริษัท ชุมพรอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม จำกัด (มหาชน).

ในการวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนสองชั้นตอนที่มีถังสร้างกรดคู่อยู่กับระบบ upflow anaerobic sludge blanket (UASB) โดยใช้ถังสร้างกรดแบบ hydrolysis upflow sludge blanket (HUSB) เพื่อสร้างกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (volatile suspended solid: VSS), และเปรียบเทียบผลของการเติมพอลิเมอร์ ที่มีต่อการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังปฏิกริยายูเอเอสบีจำลองจำนวน 2 ถัง, ซึ่งถังปฏิกริยาที่ 1 จะเป็นถังควบคุม, ส่วนถังปฏิกริยาที่ 2 เป็นถังที่ทำการเติมพอลิเมอร์, ทำการเดินระบบที่ระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสีย 72 ชั่วโมง, ทำการวิจัยและเก็บข้อมูล ณ ห้องปฏิบัติการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ฝ่ายสิ่งแวดล้อม นิเวศวิทยา และพลังงาน สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย.

3.2 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และประสิทธิภาพการบำบัดของระบบยูเอเอสบี โดยใช้ น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ซึ่งน้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียที่ออกมาจากกระบวนการผลิตยังไม่ได้ผ่านการบำบัดใดๆ ทั้งสิ้น และทางโรงงานไม่มีปอลลดความร้อนหรือลดความร้อน น้ำเสียจึงมีอุณหภูมิสูงถึง 90-95 องศาเซลเซียส ดังนั้นเมื่อทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียแล้วจะต้องทิ้งไว้ให้อุณหภูมิลดลงก่อน, นอกจากนี้ในน้ำเสียยังมีปริมาณของแข็งแขวนลอยในปริมาณที่สูง ไม่เหมาะจะนำมาเข้าระบบในทันที ดังนั้นจึงต้องมีการตั้งทิ้งไว้ให้มีการย่อยสลาย

(digest) ไปก่อนบางส่วนจึงสามารถนำมาใช้ได้โดยผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเบื้องต้น ดังแสดงในตารางที่ 6.

ตารางที่ 6. คุณสมบัติน้ำเสียของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มเบื้องต้น

พารามิเตอร์	คุณสมบัติน้ำเบื้องต้น
1. พีเอช	4.91
2. อุณหภูมิ	90-95 องศาเซลเซียส
3. BOD	53,400 มิลลิกรัม/ลิตร
4. COD	116,000 มิลลิกรัม/ลิตร
5. SS	67,350 มิลลิกรัม/ลิตร
6. VSS	55,450 มิลลิกรัม/ลิตร
7. กรดระเหยง่าย (VFA)	17,760 มิลลิกรัม/ลิตร

เนื่องจากกฎหมายไทยในปัจจุบันได้คำนึงถึงสิ่งแวดล้อม กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม จึงได้จัดทำข้อกำหนดขั้นต่ำสำหรับคุณภาพน้ำทิ้งของอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์มขึ้น โดยข้อกำหนดนี้ (ตารางที่ 7) ให้ใช้กับน้ำทิ้งของโรงงานที่ปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ ตัวอย่างน้ำทิ้งที่จะเก็บมาวิเคราะห์ให้เก็บ ณ จุดที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย.

ข้อกำหนดขั้นต่ำสุดสำหรับน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มที่ได้จัดทำขึ้นแตกต่างจากมาตรฐานน้ำทิ้งโดยทั่วไปของประเทศไทย พ.ศ. 2535 เพราะน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มมีลักษณะเฉพาะแตกต่างจากน้ำทิ้งทั่วไป เนื่องจากมีความเข้มข้นของค่าต่างๆ สูงมาก โดยน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มแม้จะผ่านการบำบัดทางชีวภาพแล้ว น้ำทิ้งที่ได้ยังมีค่าต่างๆ สูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งทั่วไป.

ตารางที่ 7. ค่ากำหนดขั้นต่ำสุดสำหรับน้ำทิ้งโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม

พารามิเตอร์	ค่ากำหนดขั้นต่ำสุด
1. พีเอช	5 - 9
2. อุณหภูมิ	< 40 องศาเซลเซียส
3. BOD	< 100 มิลลิกรัม/ลิตร
4. COD	< 1,000 มิลลิกรัม/ลิตร
5. SS	< 150 มิลลิกรัม/ลิตร
6. VSS	< 25 มิลลิกรัม/ลิตร
7. กรดระเหยง่าย (VFA)	-

การเตรียมน้ำเสียในการวิจัยครั้งนี้ทำได้โดยนำน้ำเสียผ่านกระบวนการย่อยสลายเบื้องต้นก่อนแล้วจึงนำมาทำให้เจือจางให้มีค่าซีโอดีลงที่ตลอดการเดินระบบที่อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ค่าหนึ่ง และทำการเพิ่มอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ หรือเพิ่มค่าซีโอดี โดยการเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียที่ใช้.

3.3 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

1. ขวดเตรียมเชื้อเริ่มต้น

เป็นขวดน้ำเกลือขนาด 1 ลิตร มี scale บอกระดับปริมาตร ปิดขวดด้วยจุกยาง และ seal ทับด้วยฝาอะลูมิเนียมใช้ในการปรับสภาพตะกอนเริ่มต้นก่อนที่จะนำลงสู่ถังปฏิกริยา แสดงในรูปที่ 13.



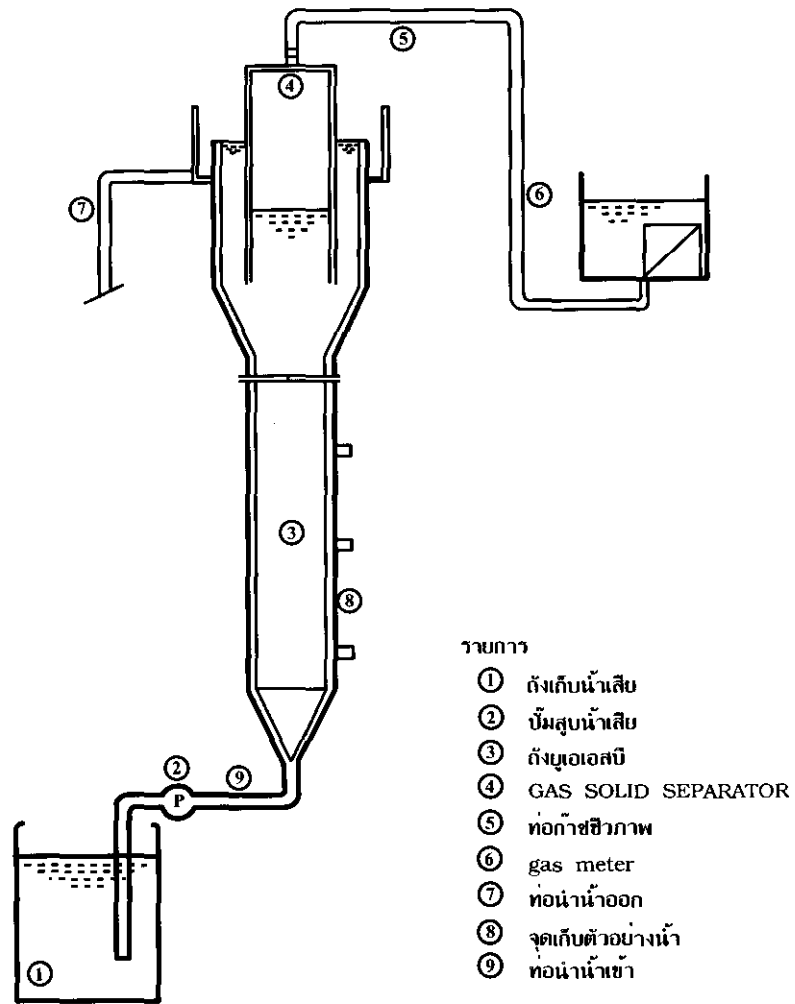
รูปที่ 13. ขวดเตรียมเชื้อเริ่มต้น.

2. ถังสร้างกรด (acid tank)

ในการทดลองใช้ถังปฏิกริยาระดับห้องปฏิบัติการ แบบ hydrolysis upflow sludge blanket (HUSB) ทรงกระบอกผลิตจากพลาสติกอะคริลิกใส (acrylic) สูง 0.95 เมตร, เส้นผ่าศูนย์กลาง 0.17 เมตร, ความจุประมาณ 0.0216 ลูกบาศก์เมตร, กำหนดปริมาตรใช้งาน (working volume) 14 ลิตร, ติดตั้งมอเตอร์และใบพัดสแตนเลส เพื่อกวนตะกอนและไล่ก๊าซภายในถังปฏิกริยา, ตัวอย่างน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกริยา และไหลล้นออกจากท่อด้านบนของถังปฏิกริยา.

3. ถังสร้างมีเทน (methane tank)

ในการทดลองใช้ถังปฏิกริยาระดับห้องปฏิบัติการ แบบ upflow anaerobic sludge blanket (UASB) ทรงกระบอกผลิตจากพลาสติกอะคริลิกใส (acrylic) สูง 1.00 เมตร, เส้นผ่าศูนย์กลาง 0.055 เมตร มีปริมาตรใช้งาน (working volume) 3.139 ลิตร, ด้านบนติดตั้งชุดแยกก๊าซและส่วนตกตะกอน (gas solid separation : GSS), ตัวอย่างน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกริยาของเหลว, ก๊าซที่เกิดขึ้น และตะกอนแขวนลอยจะไหลขึ้นสู่ด้านบนผ่านชุดแยกก๊าซและส่วนตกตะกอน, ของเหลวจะไหลล้นออกทางท่อข้างส่วนบนของถังปฏิกริยา, ส่วนก๊าซที่เกิดขึ้นจะไหลแยกออกจากท่อด้านบนเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (gas meter) และเกิดการตกกลับของตะกอนแขวนลอยที่ไหลขึ้นไปปะทะกับส่วนตกตะกอน แสดงดังรูปที่ 14.

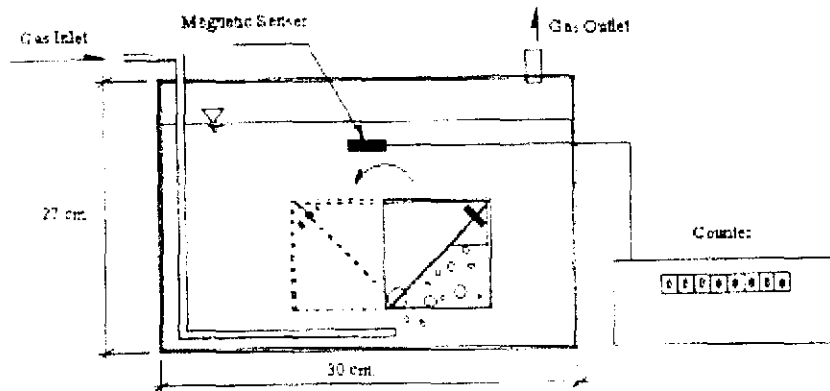


รูปที่ 14. ส่วนประกอบของถังปฏิบัติการยูเอเอสบี.

4. เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (gas meter)

เป็นอุปกรณ์ที่ผลิตจากพลาสติกอะคริลิกใส มีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยม ประกอบด้วย 2 ส่วน คือ ส่วนเก็บก๊าซชีวภาพ โดยการแทนที่น้ำ มีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมผืนผ้า ทำจากแผ่นอะคริลิกพลาสติก (acrylic plastic), ภายในกล่องแบ่งเป็น 2 ส่วน ประกอบด้วย ส่วนดรัม (drum) มีหน้าที่คอยดักก๊าซที่ถูกปล่อยผ่านท่อ, ดรัมนี้จะมีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมที่มีแผ่นพลาสติกกั้นในแนวทแยงมุม และอุปกรณ์นับจำนวนก๊าซโดยใช้ sensor แสดงจำนวนการพลิกของดรัมมีหลักการทำงานง่ายๆ เพียง 2 หลักการ ได้แก่ การใช้ก๊าซแทนที่น้ำ และแรงดันของก๊าซ ดังแสดงในรูปที่ 15, เมื่อก๊าซที่เกิดขึ้นไหลเข้าสู่ช่องรับก๊าซและสะสมก๊าซขึ้นเรื่อยๆ จนเต็มช่อง, แรงดันของก๊าซจะดันให้เกิดการพลิกกลับ, วงจรไฟฟ้าที่ต่ออยู่กับแกนของช่องรับก๊าซจะส่งสัญญาณให้เครื่องวัดปริมาตร

ก๊าซ และช่องรับก๊าซอีกข้างจะเข้ามาทำหน้าที่แทนในลักษณะเดียวกัน และทำงานวนกลับไปกลับมาเช่นนี้ตลอดระยะเวลาที่มีก๊าซเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ.



รูปที่ 15. ส่วนประกอบของชุดวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ.

5. อุปกรณ์ป้องกันน้ำเสียเข้าสู่ระบบ

1) อุปกรณ์ป้องกันน้ำเสียเข้าสู่ถังสร้างกรด

ในการป้องกันตัวอย่างน้ำเสียเข้าสู่ถังสร้างกรด ประกอบด้วย:

1.1 เครื่องกวนแบบแท่งแม่เหล็ก (magnetic stirring) ยี่ห้อ VELP SCIENTIFICA จำนวน 1 เครื่อง เพื่อกวนผสมตัวอย่างน้ำเสียให้ผสมเป็นเนื้อเดียวกันในขณะที่ป้อนเข้าสู่ถังสร้างกรด.

1.2 เครื่องปั๊มแบบรีดสาย (peristaltic pump) ยี่ห้อ VELP SCIENTIFICA model: SP311 สำหรับป้องกันน้ำเสียเข้าสู่ถังสร้างกรด.

1.3 เครื่องควบคุมเวลา (timer) เพื่อควบคุมระยะเวลาในการสูบน้ำเสียของปั๊มเข้าสู่ถังสร้างกรด.

2) อุปกรณ์ป้องกันน้ำเสียเข้าสู่ถังมีเทน

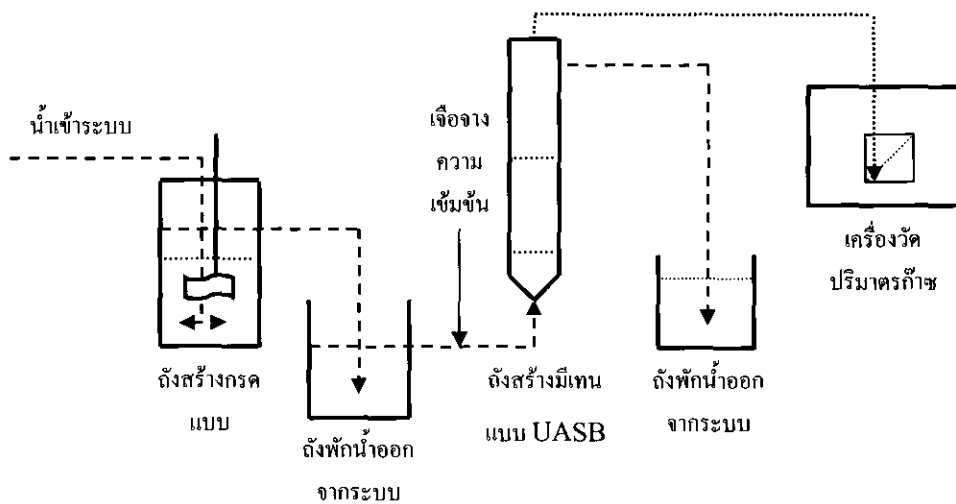
ใช้เครื่องปั๊มแบบรีดสาย (peristaltic pump) model: 7554-85 สำหรับป้องกันน้ำเสียเข้าสู่ถังสร้างกรด, cartridge pump model: 7519-10 และ Cartridge model: 7519-85 ยี่ห้อ MASTERFLEX L/S™ ในการป้องกันน้ำเสียเข้าสู่ถังมีเทน.

3.4 วิธีการดำเนินการวิจัย

3.4.1. ฟังก์ชันการทำงานของระบบ

ตัวอย่างน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ถังสร้างกรดจากทางด้านล่างของถังเป็นระยะไม่ต่อเนื่องตลอดเวลา (semi continuous) เพื่อให้มีเวลากักพักน้ำ (HRT) ตามความต้องการ และมีการกวนเป็นระยะไม่ต่อเนื่องตลอดเวลาเพื่อไล่ก๊าซที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสที่แทรกอยู่ภายในชั้นตะกอน ซึ่งจะทำให้เกิดการแยกชั้นและลอยตัวไหลออกจากถัง ตามลำดับ, ซึ่งการกวนยังช่วยทำให้ตัวอย่างน้ำเสียที่ป้อนกับตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังสร้างกรดมีโอกาสสัมผัสกันมากขึ้น.

ตัวอย่างน้ำเสียที่ถูกกักพักไว้จะไหลล้นเข้าสู่ถังพักน้ำออก ต่อจากนั้นจะทำการเจือจางความเข้มข้นเพื่อให้มีภาระสารอินทรีย์ (organic loading) ตามแผนการทดลอง ก่อนที่จะป้อนเข้าสู่ถังสร้างมีเทนทางด้านล่างของถัง, ตัวอย่างน้ำเสียที่ผ่านถังสร้างมีเทนและก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะไหลผ่านชุดแยกก๊าซและส่วนตกตะกอนด้านบนของถัง, โดยที่น้ำเสียจะไหลล้นเข้าสู่ถังพักน้ำ, ส่วนก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะไหลเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ และตะกอนแขวนลอยจะปะทะกับส่วนตกตะกอนและตกกลับสู่ด้านล่าง แสดงดังรูปที่ 16.



รูปที่ 16. กระบวนการเดินระบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอสบี (UASB) ที่มีถังสร้างกรดแบบ hydrolysis upflow sludge blanket (HUSB).

3.4.2 แผนการทดลอง

ในการทดลองจะทำการศึกษาร้อยละของการสร้างกรดและขั้นตอนการสร้างมีเทนแยกออกจากกัน เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสม (optimum condition) ของแต่ละขั้นตอน ซึ่งมีพารามิเตอร์ที่ต้องการศึกษา ดังตารางที่ 8.

ตารางที่ 8. ค่าพารามิเตอร์ที่ศึกษากับตำแหน่งที่ทำการศึกษาของระบบบำบัด

พารามิเตอร์	ถังสร้างกรด	ถังสร้างมีเทน	วิธีการวิเคราะห์
ของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS)	*	*	Fixed and Volatile Solids Ignite at 550 °C Disitllation Method
กรดอินทรีย์ระเหย (VFA)		*	Closed Reflux ,Titrimetric Method
ซีโอดี (COD)		*	5 – Day BOD Test
บีโอดี (BOD)		*	Partition-Gravimetric Method
น้ำมันและไขมัน (oil and grease)		*	Oldham Pocket Explosimeter - catharometer
ก๊าซชีวภาพ (biogas)			type Ex2000C

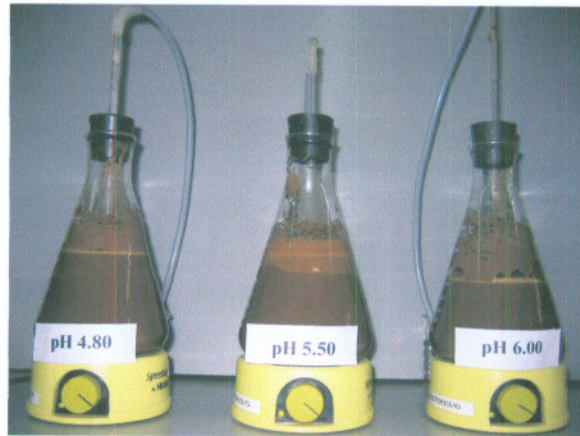
1. การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของถังสร้างกรด

ในการทดลองนี้จะแบ่งออกเป็น 2 ช่วง ด้วยกัน คือ การทดลองหาสภาวะการไฮโดรไลซิสที่เหมาะสม (optimum hydrolysis condition) เบื้องต้น เพื่อให้ได้ข้อมูลเบื้องต้นนำไปใช้ในการเดินระบบถังสร้างกรด และการเดินระบบถังสร้างกรดเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของถังสร้างกรด (optimum condition of acid tank).

1.1 การทดลองไฮโดรไลซิส

เนื่องจากขั้นตอนแรกของกระบวนการสองขั้นตอน ช่วงพีเอชที่เหมาะสมที่สุดอยู่ระหว่างพีเอช 4.00-6.50 (Speece 1996) จึงทำการทดลองโดยกำหนดค่าพีเอชเริ่มต้น ที่ค่าพีเอชจริงของตัวอย่างน้ำเสีย พีเอช 5.50 และพีเอช 6.00 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) เป็นสารเคมีปรับพีเอช, แล้วทำการทดลองไฮโดรไลซิสตัวอย่างน้ำเสียทั้ง 3 ชุดการทดลอง โดยทำการบรรจุตัวอย่างน้ำเสียปริมาตร 900 มิลลิลิตร ลงใน flask ขนาด 1 ลิตร, ปิดฝาให้สนิทด้วยจุกยางที่ต่อท่อเพื่อระบายก๊าซที่เกิดขึ้น ซึ่งมีปลายจุ่มอยู่ในน้ำ แล้วทำการกวนตัวอย่างน้ำเสียอย่างต่อเนื่องด้วยเครื่องกวนแท่งแม่เหล็ก (magnetic stirrer) แสดงดังรูปที่ 17, แล้วทำการเก็บตัวอย่างวิเคราะห์ผลการ

ทดลองต่อเนื่องทุกวัน เพื่อทำการวิเคราะห์หาระยะเวลากักพักน้ำ (HRT) ที่เหมาะสมที่สุดจากการทดลองที่มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ได้มากที่สุด และวิเคราะห์ประสิทธิภาพการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย (VFA).



รูปที่ 17. การทดลองไฮโดรไลซิสตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม.

1.2 การเดินระบบถังสร้างกรด

เลือกค่าพีเอชเริ่มต้น และระยะเวลากักพักน้ำที่เหมาะสมจากการทดลองไฮโดรไลซิส (ข้อ 1.1)) นำมาใช้ในการเดินระบบของถังสร้างกรด, ตัวอย่างน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ถังสร้างกรด จะใช้ตัวอย่างน้ำเสียจริงที่ไม่มีการปรับเปลี่ยนลักษณะสมบัติใดๆ แล้วทำการทดสอบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) และประสิทธิภาพการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย (VA).

ในการทดสอบประสิทธิภาพของถังสร้างกรดจะใช้ระยะเวลาในการเดินระบบอย่างน้อยเท่ากับระยะเวลากักพักน้ำ (HRT) แล้วเดินระบบต่อจนประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) คงที่เป็นระยะเวลา 5 วัน.

หลังจากที่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) คงที่แล้ว จึงทำการลดระยะเวลากักพักน้ำ (HRT) ลงจากระยะเวลากักพักน้ำที่ได้จากการทดลองไฮโดรไลซิส, เดินระบบจนประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) คงที่ แล้วจึงเพิ่มระยะเวลากักพักน้ำ (HRT) ขึ้นจากระยะเวลากักพักน้ำที่ได้จากการทดลองไฮโดรไลซิส เพื่อเปรียบเทียบผลของระยะเวลากักพักน้ำ (HRT) ต่อประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย และประสิทธิภาพ

การสร้างกรดอินทรีย์ระเหย (VFA), ซึ่งจากการทดลองไฮโครไลซิส ได้ระยะเวลาพักน้ำที่เหมาะสม 14 วัน, ดังนั้นในการเดินระบบ จึงเลือกระยะเวลาในการเดินระบบ 14 10 และ 20 วันตามลำดับ.

ในระหว่างการเดินระบบถึงสร้างกรด จะทำการทิ้งตะกอนส่วนเกินออกจากระบบสัปดาห์ละ 1 ครั้ง โดยใช้เกณฑ์การทิ้งตะกอน ร้อยละ 50 ของของแข็งแขวนลอยระเหยสะสมที่ป้อนเข้าสู่ถังสร้างกรด.

2. ถังป้อนน้ำเสียเข้าระบบ

เป็นถังพลาสติกขนาด 2.5 แกลลอน ติดท่อพลาสติกไว้ข้างถังด้านใน เมื่อป้อนน้ำเสีย นำสายสูบน้ำเสียสอดเข้าไปในท่อเพื่อป้องกันอากาศเข้า เนื่องจากสายลอยพื้นน้ำเสียที่จะสูบเข้า.

3. อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ลักษณะของน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

- ก) เครื่องมือวัดอุณหภูมิ (thermometer)
- ข) เครื่องวัดพีเอช (pH meter)
- ค) ชุดเครื่องกลั่นกรดระเหยง่าย
- ง) เตาย่อย COD
- จ) เครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO meter)
- ฉ) ตู้อบ (oven)
- ช) เตาเผา 550 °ซ. (furnace)
- ช) เครื่องดูดสุญญากาศ (vacumn pump)
- ฉ) เครื่องชั่งแบบละเอียด 2 ตำแหน่ง และ 4 ตำแหน่ง
- ญ) โถดูดความชื้น (dessicator)
- ฎ) เครื่องกวนแท่งแม่เหล็ก (magnetic stirrer)
- ฏ) เครื่องหมุนเหวี่ยง (centrifuge)
- ฐ) อุปกรณ์วัดปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ

3.5 กระบวนการเริ่มต้นเดินระบบ UASB

3.5.1 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น

เชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้เป็นเชื้อจากโรงบำบัดน้ำเสีย ที่ชนิดของน้ำเสียเป็นน้ำเสียชุมชน แต่ในการวิจัยจะทดลองใช้น้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ซึ่งมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสูงกว่าในน้ำเสียชุมชนทั่วไปมาก, ดังนั้นเพื่อให้จุลินทรีย์มีความคุ้นเคยกับสภาพ และชนิดของน้ำเสียจึงได้ทำการกระตุ้นหรือปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นก่อน, โดยการนำเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้น ปริมาณ 500 มิลลิลิตร บรรจุลงในขวดน้ำเกลือขนาด 1,000 มิลลิลิตร และเติมสารอาหารเสริมหลัก และสารอาหารเสริมรอง ซึ่งมีส่วนประกอบดังแสดงในตารางที่ 8 ปริมาณ 250 มิลลิลิตร ปิดด้วยจุกยาง และ seal ทับด้วยฝาอะลูมิเนียมอีกครั้งหนึ่ง ฉีดกรดอะซิติก 5 % ปริมาณ 10 มิลลิลิตร สัปดาห์ละ 1 ครั้ง เป็นเวลา 4 สัปดาห์.

3.5.2 การปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์

เมื่อทำการปรับสภาพเชื้อจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับสภาพน้ำเสียแล้ว หลังจากนั้นนำเชื้อจุลินทรีย์บรรจุลงในถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ชุด ให้มีปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ประมาณ 15,000 มิลลิกรัมต่อลิตร, ส่วนปริมาตรที่เหลือภายในถังปฏิกรณ์ เติมน้ำอาหารเสริม (vanderbilt media) จนเต็ม ทำการพ่นก๊าซไนโตรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ในอัตราส่วน 70 : 30 เป็นเวลา 5 นาที เพื่อไล่ออกซิเจน, ปิดถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 เพื่อไม่ให้ออกซิเจนสามารถเข้าไปได้ ตั้งทิ้งไว้เพื่อให้จุลินทรีย์ตกตะกอนเป็นเวลา 2 วัน.

ตารางที่ 9. สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง

สารเคมี	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
KI	10
MnCl ₂ (H ₂ O) ₄	10
FeCl ₂ (H ₂ O) ₆	40
CoCl ₂ (H ₂ O) ₆	10
NH ₄ Cl	1,200
(NH ₄) ₂ HPO ₄	80
(NaPO ₃) ₆	10
KCl	400
CaCl ₂ (H ₂ O) ₂	748

ตารางที่ 10.

เมื่อชื้อวัตถุดิบที่ผลิตจากตะกอนดินที่ผ่านการบำบัดแล้ว เริ่มทำการสูบน้ำเสียเข้าระบบ โดยในช่วงแรกทำการสูบน้ำเสียเข้าระบบเป็นครั้งคราว (batch) เป็นระยะเวลา 4 สัปดาห์ โดยใส่ค่าอัตราส่วนการประจุสารอินทรีย์ที่ 0.25 กรัมต่อกรัมของตัวอินทรีย์ต่อวัน, หลังจากนั้นก็เริ่มทำการสูบน้ำเสียเข้าระบบแบบต่อเนื่อง (continuous) ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบแสดงในตารางที่ 11 โดยอัตราส่วนการประจุสารอินทรีย์ต่อวัน และการประจุสารอินทรีย์ต่อกรัมและทำการประจุสารอินทรีย์ต่อกรัมและอัตราส่วนการประจุสารอินทรีย์ต่อวัน หรือ 1.07 กรัมต่อกรัมต่อวัน โดยระบบแสดงอัตราส่วนการประจุสารอินทรีย์ต่อกรัมต่อวัน หรือ 2.00 กรัมต่อกรัมต่อวัน, ทำการประจุสารอินทรีย์ต่อวันการประจุสารอินทรีย์ต่อกรัม โดยการประจุสารอินทรีย์ต่อกรัม

3.5.3 การเริ่มใช้ระบบ

วันที่ : Darat, 1996	
ZnCl ₂	0.50
NiCl ₂ (H ₂ O) ₆	0.50
NaWO ₄ (H ₂ O) ₂	0.50
NH ₄ VO ₃	0.50
Na ₂ MoO ₄ (H ₂ O) ₂	0.50
CuCl ₂ (H ₂ O) ₆	0.50
H ₃ BO ₃	0.50
AlCl ₃ (H ₂ O) ₆	0.50
Na ₂ SeO ₄	0.50
Na ₂ S(H ₂ O) ₆	300
NaHCO ₃	6000
Cysteine	10
MgSO ₄ (H ₂ O) ₇	463.5
สารเคมี	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)

ตารางที่ 9. (ต่อ)

ตารางที่ 10. ระดับการเพิ่มอัตราบำบัดสารอินทรีย์

ลำดับ	อัตราบำบัดสารอินทรีย์ (organic loading rate)	
	หน่วยกรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน	หน่วยกรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน
1	0.25	1.07
2	0.50	2.14
3	0.75	3.21
4	1.00	4.29
5	1.25	5.36
6	1.50	6.43
7	1.75	7.50
8	2.00	8.57

ตารางที่ 11. ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบ

รายการ	ตั้งปฏิบัติการ	
	1	2
ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย; ชั่วโมง	72	72
ขนาดของตั้งปฏิบัติการที่ใช้; ลิตร	3.5	3.5
อัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ; มิลลิเมตรต่อวินาที	0.81	0.81
ปริมาตรของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อวัน; ลิตร	1.167	1.167
ปริมาตรน้ำทิ้งที่ระบายออกจากระบบต่อวัน; ลิตร	1.167	1.167
ปริมาณการเติมพอลิเมอร์ต่อสัปดาห์; มิลลิกรัม	-	5.0
ปริมาณของแข็งแขวนลอยในระบบเริ่มต้น; มิลลิกรัม	49,047.3	48,119.0
ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยในระบบเริ่มต้น; มิลลิกรัม	20,000.0	17,818.0

3.6 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์ระหว่างการเดินระบบ

เมื่อทำการเริ่มต้นเดินระบบแล้ว จะทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิบัติการทั้งสองถัง โดยจะทำการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำในพารามิเตอร์ต่างๆ ด้วยความถี่ต่างกัน ดังแสดงในตารางที่ 12 และ 13.

ตารางที่ 12. ตำแหน่งและความถี่ของการเก็บตัวอย่างเพื่อการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	ตำแหน่ง			ความถี่
	น้ำเข้า	ในถัง	น้ำออก	
1) พีเอช	*		*	ทุกวัน
2) ซีไอดี	*		*	3 ครั้ง/สัปดาห์
3) บีไอดี	*		*	2 ครั้ง/เดือน
4) กรดอินทรีย์ระเหยง่าย	*		*	3 ครั้ง/สัปดาห์
5) สภาพความเป็นเบส	*		*	5 ครั้ง/สัปดาห์
6) ของแข็งแขวนลอย	*		*	1 ครั้ง/สัปดาห์
7) ของแข็งแขวนลอยระเหย	*		*	1 ครั้ง/สัปดาห์
8) ลักษณะเม็ดตะกอน		*		สิ้นสุดการทดลอง
9) การกระจายตัวของเม็ดตะกอน		*		สิ้นสุดการทดลอง
10) SMA		*		สิ้นสุดการทดลอง
11) ปริมาณก๊าซ				ทุกวัน
12) องค์ประกอบก๊าซ				1 ครั้ง/เดือน

ตารางที่ 13. วิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	อ้างอิง
1) พีเอช	pH Meter	-
2) อุณหภูมิ	Thermometer	-
3) บีโอดี	DO Meter	5210 B ^a
4) ซีโอดี	Closed Reflux, Titrimetric method	5220 C ^a
5) กรดอินทรีย์ระเหยง่าย	Distillation Method	5560 C ^a
6) สภาพความเป็นเบส	Titration Method	Anderson และ Yang, 1992
7) ของแข็งแขวนลอย	TSS Dried at 103-105 °C	2540 D ^a
8) ของแข็งแขวนลอยระเหย	Fixed and VS Ignited at 550°C	2540 E ^a
9) ลักษณะเม็ดตะกอน	Scanning Electron Microscope	ศูนย์เครื่องมือวิจัยฯ
10) การกระจายตัวของเม็ดตะกอน	Sieve analysis	Francese และคณะ, 1998
11) SMA	Serum Bottle	Francese และคณะ, 1998
12) ปริมาณก๊าซ	Gas meter	-
13) องค์ประกอบก๊าซ	เครื่องวัดก๊าซ Oldham Pocket Explosimeter รุ่น EX2000C	-

หมายเหตุ a – Standard Method for the Examination of Water and Wastewater [APHA, 1995]

บทที่ 4

ผลการวิเคราะห์ข้อมูล

4.1 ที่มาและลักษณะตะกอนเริ่มต้น

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (granules) ภายในระบบยูเอเอสบี สำหรับตะกอนเริ่มต้นที่นำมาใช้เป็นตะกอนเริ่มต้น (seed sludge) จากบ่อบำบัดไร้ออกซิเจน ของโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม พบว่ามีคุณลักษณะต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 14.

ตารางที่ 14. คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม

รายการ	ลักษณะตะกอน
สีและกลิ่น	สีดำ เหลวคล้ายโคลน มีกลิ่นเหม็น
ค่าของแข็งแขวนลอย (SS)	43,400 มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (VSS)	25,750 มิลลิกรัมต่อลิตร
อัตราส่วนของ VSS/SS	0.593

ตารางที่ 15. คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนเมื่อเริ่มเดินระบบ

รายการ	ลักษณะตะกอน	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
ค่าของแข็งแขวนลอย	32,698 มิลลิกรัมต่อลิตร	32,079.33 มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย	13,333.33 มิลลิกรัมต่อลิตร	11,878.67 มิลลิกรัมต่อลิตร
อัตราส่วนของ VSS/SS	0.408	0.370

ตารางที่ 16. คุณลักษณะต่างๆ ของตะกอนหลังเดินระบบ

รายการ	ลักษณะตะกอน	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
ค่าของแข็งแขวนลอย	38,550 มิลลิกรัมต่อลิตร	23,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย	19,200 มิลลิกรัมต่อลิตร	12,200 มิลลิกรัมต่อลิตร
อัตราส่วนของ VSS/SS	0.498	0.530

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้เมื่อเริ่มเดินระบบ ได้ผ่านการปรับสภาพให้คุ้นเคยกับน้ำเสียก่อนเริ่มเดินระบบ โดยคุณลักษณะของตะกอนเมื่อเริ่มเดินระบบและหลังจบการทดลอง จะมีค่าแตกต่างกัน ดังแสดงในตารางที่ 15 และ 16, ซึ่งจากการทดลองพบว่าอัตราส่วน VSS/SS ของตะกอนเริ่มต้นเมื่อเริ่มเดินระบบมีค่าลดลง เมื่อเทียบกับเมื่อตอนนำมาจากโรงควบคุมคุณภาพน้ำหนองแขม, เนื่องจากเมื่อเก็บตะกอนมาแล้ว ยังไม่ได้เริ่มการทดลองในทันทีได้ตั้งทิ้งไว้เป็นระยะเวลาานทำให้จุลินทรีย์ขาดอาหารและย่อยสลายไปบางส่วน ส่งผลให้อัตราส่วน VSS/SS มีค่าลดลง, แต่เมื่อเดินระบบจนจบการทดลองแล้ว อัตราส่วน VSS/SS มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นทั้งในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ซึ่งอาจเนื่องมาจากการได้รับสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เป็นแหล่งคาร์บอนช่วยในการเจริญเติบโต และเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นอัตราส่วน VSS/SS จึงมีค่าเพิ่มขึ้น.

4.2 ผลการทดลอง

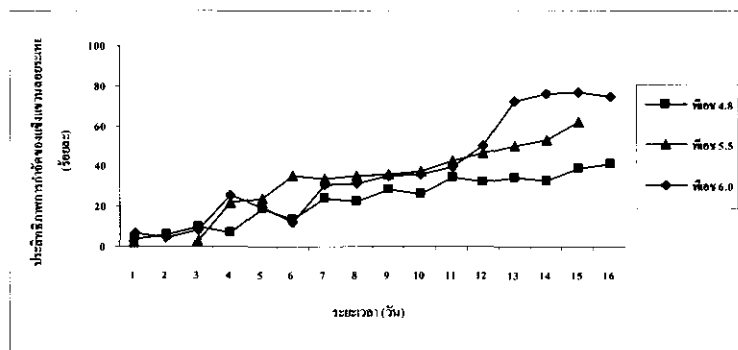
4.2.1 Toxicity test

การศึกษาในส่วนของ SMA ของเชื้อตั้งต้นที่ใช้ในการเริ่มต้นเดินระบบพบว่า เชื้อตั้งต้นที่ได้จากบริเวณพื้นบ่อบำบัดแบบไร้อากาศของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มมีค่า SMA ที่สูงกว่าเชื้อตั้งต้นที่ได้ digested sludge จากโรงงานบำบัดน้ำเสียห้วยขวางและหนองแขม, แต่อย่างไรก็ตาม การใช้เชื้อตั้งต้นที่มีส่วนผสมระหว่าง digested sludge และบ่อบำบัดแบบไร้อากาศของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มในอัตราส่วน 50 : 50 จะให้ผลการเริ่มต้นเดินระบบที่มีการชะล้างตะกอนจุลินทรีย์จากระบบที่ต่ำที่สุด, ส่วนในการศึกษากระบวนการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ที่ผลิตก๊าซมีเทนโดย LCFA's พบว่า กรด linoleic ($C_{18:2}$) และ oleic ($C_{18:1}$) มีผลยับยั้งอย่างมีนัยสำคัญ, ดังนั้นการออกแบบระบบถังปฏิกริยาแบบ 2 ชั้นตอน จะช่วยให้ประสิทธิภาพในการบำบัดของเสียและการผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้น, สำหรับประเด็นของสารอาหารเสริมและการควบคุมความเป็นกรดเบสในถังปฏิกริยา UASB ในการบำบัดน้ำเสียพบว่า ระบบมีเสถียรภาพดีมาก และมีความต้องการสารอาหารเสริมต่ำมาก รวมถึงน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มมีค่า Internal alkalinity ที่สูงมากจึงลดค่าใช้จ่ายในการเติมเบสเพื่อปรับสมดุลความเป็นกรดเบสได้มาก.

4.2.2 ค่าพีเอชเริ่มต้นที่เหมาะสมของน้ำเสียในกระบวนการไฮโดรไลซิส (HUSB)

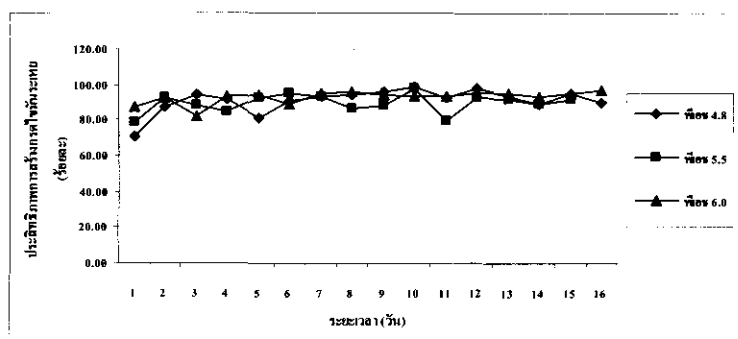
ในการทดลองเพื่อหาค่าพีเอชเริ่มต้นที่เหมาะสมในการไฮโดรไลซิสน้ำเสียเพื่อกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย ได้จัดชุดทดลองโดยแปรผันค่าพีเอชเริ่มต้นของน้ำเสีย 3 ชุด ได้แก่ ชุดที่ 1 ที่ค่าพีเอชจริงของน้ำเสีย (พีเอช ประมาณ 4.8), ชุดที่ 2 ที่ค่าพีเอช เท่ากับ 5.5, และชุดที่ 3 ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 6.0, การดำเนินการทดลองจะทำการกวนน้ำเสียอย่างต่อเนื่องด้วยความเร็วรอบเท่ากันทั้ง 3 ชุด

ทดลอง, ผลการทดลองพบว่า ตั้งแต่วันแรกของการทดลองประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย เพิ่มขึ้นทีละน้อยและมีค่าใกล้เคียงกันทั้ง 3 ชุดทดลอง, จนกระทั่งวันที่ 12 ของการทดลองประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย เริ่มมีค่าแตกต่างกัน, และวันที่ 13 ของการทดลอง ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย ของชุดทดลองที่ 3 มีประสิทธิภาพสูงกว่าชุดทดลองที่ 1 และ 2 อย่างชัดเจน, และประสิทธิภาพเริ่มคงที่ในวันที่ 14 ของการทดลอง แสดงดังกราฟรูปที่ 18. ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย ประมาณร้อยละ 75.94 เมื่อเปรียบเทียบกับชุดทดลองที่ 1 และ 2 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยประมาณร้อยละ 37.43 และ 57.63 ตามลำดับ ที่ระยะเวลาที่เก็บ 14 วัน.



รูปที่ 18. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย ที่ค่าพีเอชเริ่มต้น 4.8, 5.5 และ 6.0.

ผลการทดลองประสิทธิภาพการสังเคราะห์ไขมันระเหย พบว่า ทั้ง 3 ชุดการทดลองมี ประสิทธิภาพใกล้เคียงกันตลอดช่วงระยะเวลาที่ทำการทดลอง แสดงดังรูปที่ 19 ซึ่งมีประสิทธิภาพการสังเคราะห์ไขมันระเหยเฉลี่ยร้อยละ 92.56, 91.11 และ 93.88 ที่ค่าพีเอชเริ่มต้น 4.8, 5.5 และ 6.0 ตามลำดับ.



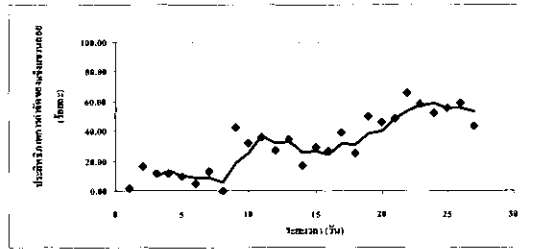
รูปที่ 19. ประสิทธิภาพการสังเคราะห์ไขมันระเหย ที่ค่าพีเอชเริ่มต้น 4.8, 5.5 และ 6.0.

จากผลการทดลองข้างต้น พบว่า ชุดทดลองที่ 3 มีประสิทธิภาพของการกำจัดของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการสร้างกรดไขมันระเหยได้ดีที่สุด ดังนั้นจึงเลือกค่าพีเอชเริ่มต้น 6.0 ที่ระยะเวลาพักเก็บ 14 วัน นำไปใช้ในการทดลองเดินระบบถังสร้างกรด.

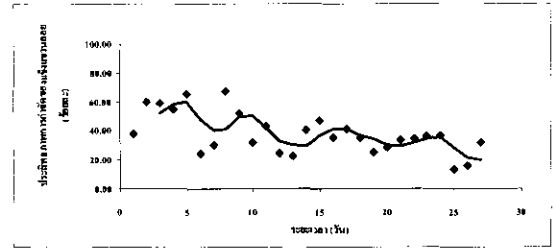
4.2.3 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยและการสร้างกรดไขมันระเหยของถังสร้างกรด

สภาวะในการเดินระบบของถังสร้างกรด นำมาจากการทดลองไฮโดรไลซิส มีค่าพีเอชเริ่มต้น 6.0 และระยะเวลาพักเก็บ 14 วัน ซึ่งในการทดลองเดินระบบได้มีการเติมหัวเชื้อจากมูลวัวร้อยละ 10 ของปริมาตรถัง ในตอนเริ่มต้นเดินระบบ, ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น และเริ่มมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยมากกว่าร้อยละ 50 ในวันที่ 22 ของการทดลอง, และมีแนวโน้มคงที่เป็นระยะเวลา 5 วัน แสดงดังกราฟรูปที่ 20 ก. มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 58.21 แต่มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยต่ำกว่าผลการทดลองไฮโดรไลซิส, ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการเดินระบบถังสร้างกรดเป็นการเดินระบบแบบอย่างต่อเนื่อง, มีการป้อนน้ำเสียเข้าและมีน้ำเสียออกจากถังปฏิบัติการตลอดเวลา, และมีการกวนผสมเป็นครั้งคราวเท่านั้น จึงทำให้น้ำเสียมีระยะเวลาและโอกาสสัมผัสกับเชื้อจุลินทรีย์น้อยกว่าการทดลองไฮโดรไลซิสที่กักเก็บน้ำเสียเอาไว้โดยไม่มีการเติมน้ำเสียใหม่เข้าไปและมีการกวนอย่างต่อเนื่องตลอดเวลา.

หลังจากนั้นได้ทำการทดลองลดระยะเวลาพักเก็บ 10 วัน เพื่อลองทดสอบเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของถังสร้างกรดที่เดินระบบอย่างต่อเนื่อง ว่าเมื่อลดระยะเวลาพักเก็บลงประสิทธิภาพจะมีความแตกต่างกันหรือไม่, และสามารถลดระยะเวลาพักเก็บในการเดินระบบได้หรือไม่, พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยมีแนวโน้มลดลงและเริ่มคงที่ในวันที่ 20 ของการทดลอง, มีแนวโน้มคงที่เป็นระยะเวลา 5 วัน แสดงดังรูปที่ 20 ข. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหย เฉลี่ยร้อยละ 33.93 ซึ่งมีประสิทธิภาพต่ำกว่าที่ระยะเวลาพักเก็บ 14 วัน, ดังนั้นจึงไม่ควรลดระยะเวลาพักเก็บในการเดินระบบถังสร้างกรด.



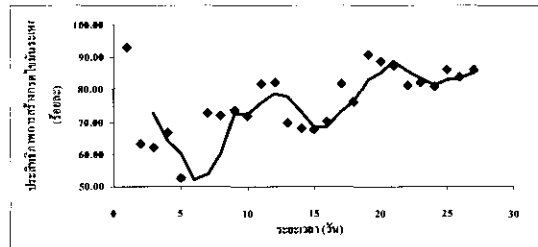
ก. ระยะเวลาพักเก็บ 14 วัน



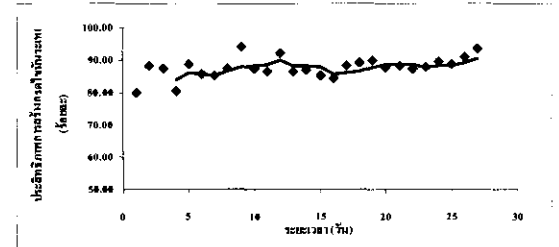
ข. ระยะเวลาพักเก็บ 10 วัน

รูปที่ 20. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยของถังสร้างกรด.

ตลอดระยะเวลาดำเนินการทดลอง ประสิทธิภาพในการสร้างกรดไขมันระเหยที่ระยะเวลาพักเก็บ 14 วันเฉลี่ยร้อยละ 84.64 และที่ระยะเวลาพักเก็บ 10 วัน เฉลี่ยร้อยละ 87.68 ซึ่งมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน แสดงดังรูปที่ 21 ก.และข. ตามลำดับ แต่ต่ำกว่าการทดลองไฮโดรไลซิส, ทั้งนี้อาจเนื่องจากถังสร้างกรดเป็นถังปฏิกิริยาที่ไม่ปิดสนิท กรดไขมันระเหยบางส่วนจึงระเหยออกไประหว่างเดินระบบ.



ก. ระยะเวลาพักเก็บ 14 วัน



ข. ระยะเวลาพักเก็บ 10 วัน

รูปที่ 21. ประสิทธิภาพการสร้างกรดไขมันระเหยของถังสร้างกรด.

4.2.4 สภาพแวดล้อมของจุลินทรีย์ใน UASB

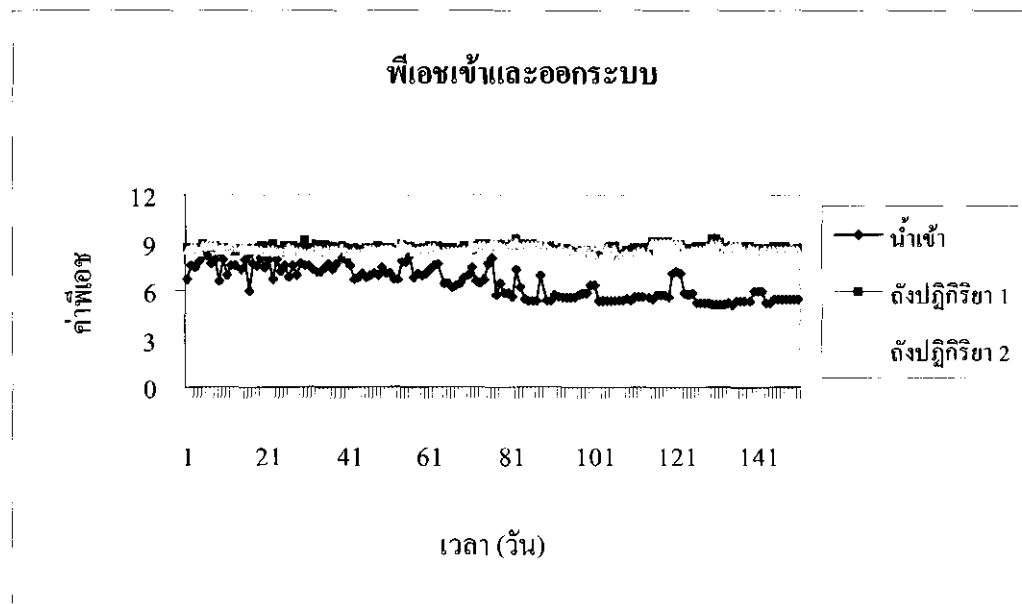
1) พีเอช (pH)

จากตารางที่ 17 จะเห็นได้ว่าค่าพีเอชที่เข้าสู่ระบบอยู่ในช่วงระหว่าง 5.17-8.31 เนื่องจากในช่วงเริ่มเดินระบบนั้นจะมีการปรับพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบให้มีค่าพีเอชประมาณ 7-8 โดยการเติมโซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต (NaHCO_3) เพื่อเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์ให้กับระบบ, แต่เมื่อน้ำเสียผ่าน

การบำบัดและออกจากระบบแล้วค่าพีเอชของน้ำออกในถังปฏิกริยาที่ 2 นั้นมีค่าค่อนข้างสูง คือ มีค่าประมาณ 9.0, ดังนั้นหลังจากเริ่มเดินระบบไประยะหนึ่งแล้วจึงทำการปรับพีเอชของน้ำเสียที่เข้าระบบให้มีค่าประมาณ 6.5-7 และทำการลดค่าพีเอชลงเรื่อยๆ จนไม่ต้องทำการปรับพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ เนื่องจากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดออกจากระบบแล้วมีค่าพีเอชมากกว่า 7.0 จึงไม่จำเป็นต้องมีการเติมเบสในการปรับสภาพน้ำเสีย, และการที่พีเอชเฉลี่ยของน้ำออกมีค่าค่อนข้างสูงนี้ น่าจะเป็นผลมาจากการที่ในน้ำเสียของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มนั้น มักจะมีองค์ประกอบของไนโตรเจนอยู่ในน้ำเสียในปริมาณมาก, ส่งผลให้พีเอชของน้ำเสียที่ออกจากระบบมีค่าสูง, จากผลการทดลองพบว่าค่าพีเอชของน้ำเข้าระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.52 และ 6.53 ในถังปฏิกริยาUASB 1 และ UASB2 ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน และเหมาะแก่การทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน คือ มีค่าอยู่ในช่วง 6.5-7.5 (Bryant 1979) ทำให้ระบบสามารถทำงานได้อย่างเป็นปกติ.

ตารางที่ 17. ค่าพีเอชของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิกริยา	น้ำเข้า		น้ำออก	
	ช่วงพีเอช	ค่าเฉลี่ย	ช่วงพีเอช	ค่าเฉลี่ย
ถัง UASB 1	5.17-8.23	6.52	8.23-9.30	8.68
ถัง UASB2	5.17-8.31	6.53	8.13-9.11	8.61



รูปที่ 22. ค่าพีเอชที่เข้าและออกจากระบบ.

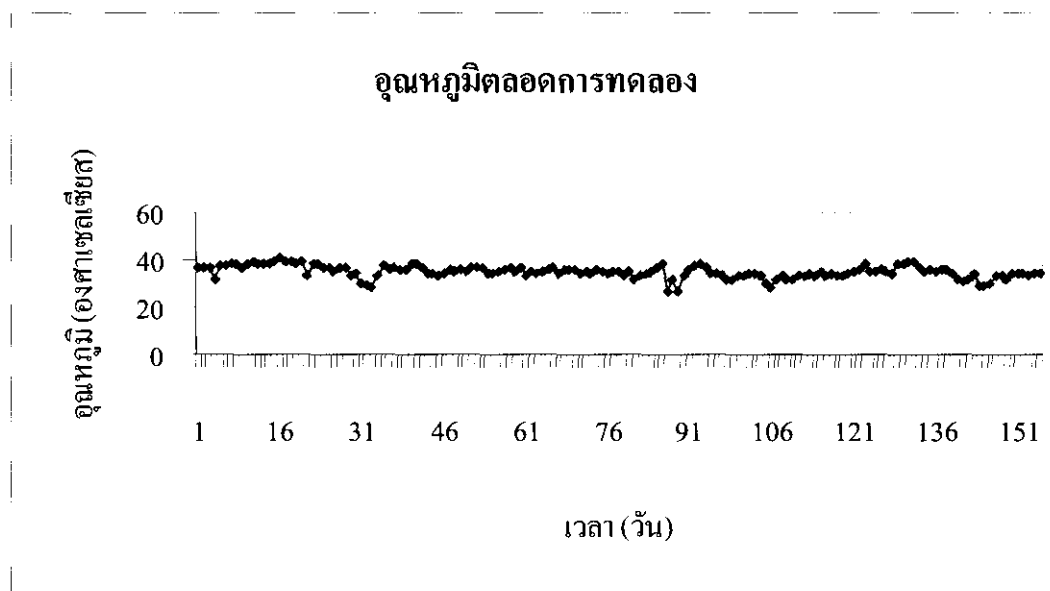
จากตารางที่ 17 แสดงให้เห็นการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชของน้ำที่เข้าและออกจากระบบในแต่ละวันตลอดการทดลอง ซึ่งจะเห็นได้ว่าค่าพีเอชของน้ำออกจากระบบของถังปฏิกิริยาทั้งสองถังมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก และมีค่าค่อนข้างคงที่ตลอดการทดลอง ต่างจากค่าพีเอชของน้ำเข้าระบบ ซึ่งจะมีค่าแปรผันไปในแต่ละวันอย่างเห็นได้ชัดในรูปที่ 22 ดังนั้นจึงสันนิษฐานว่าค่าพีเอชที่แปรผันของน้ำเข้าระบบนี้ไม่น่าจะมีผลต่อค่าพีเอชของน้ำออกจากระบบ.

2) อุณหภูมิ (temperature)

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญอีกปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ, ในการวิจัยนี้ได้ทำการวัดอุณหภูมิในช่วงเวลาใกล้เคียงกันทุกวัน โดยอุณหภูมิที่วัดได้ดังแสดงในรูปที่ 23 ส่วนช่วงอุณหภูมิและอุณหภูมิเฉลี่ย แสดงในตารางที่ 18.

ตารางที่ 18. ค่าอุณหภูมิตลอดการเดินระบบ

ช่วงอุณหภูมิ (°ซ.)	อุณหภูมิเฉลี่ย (°ซ.)
27-40.5	34.86



รูปที่ 23. อุณหภูมิตลอดการทดลอง.

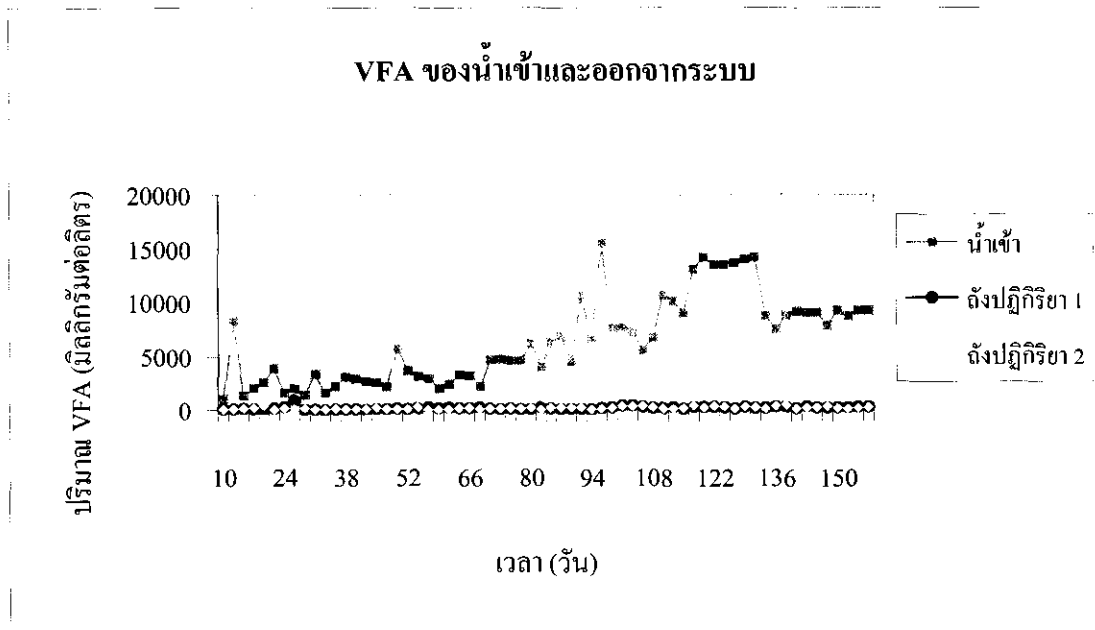
จากตารางที่ 18 จะได้ค่าอุณหภูมิของถังปฏิกริยาทั้งสองถังอยู่ในช่วง 27-40.5 °ซ. และได้ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 34.86°ซ. ซึ่งอุณหภูมิตลอดการทดลองอยู่ในช่วงมีโซฟิลิก (mesophilic) ซึ่งมีช่วงอุณหภูมิระหว่าง 20-45°ซ. และเป็นช่วงอุณหภูมิที่มีความเหมาะสมสำหรับการทำงานของจุลินทรีย์ กลุ่มสร้างกรด และสร้างมีเทน ในระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งอุณหภูมิที่ถังปฏิกริยาทั้งสองทำงานตลอดการทดลองดังแสดงในรูปที่ 23.

3) กรดอินทรีย์ระเหยง่าย (volatile fatty acids, VFA)

เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้เป็นน้ำเสียจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม ซึ่งเก็บมาจากจังหวัดชุมพร หลังจากเก็บตัวอย่างน้ำเสียมาแล้วยังไม่ได้นำมาใช้ในทันที, เนื่องจากปัจจัยจำกัดด้านการขนส่งและการเดินทางจึงทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงงานความดีประมาณ 3-4 เดือน/ครั้ง ทำให้น้ำเสียที่เก็บมาแล้วมีการย่อยสลายไปบางส่วน, ปริมาณ VFA ในน้ำเสียจึงเพิ่มขึ้น ทำให้มีปริมาณ VFA สูง ซึ่งอาจเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบได้, ดังนั้นในช่วงเริ่มต้นของการทดลองจึงได้มีการเจือจางน้ำเสียและปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนที่จะเข้าสู่ระบบ, จากตารางที่ 19 ค่า VFA ของน้ำเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 1,032 – 15,554 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยในช่วงแรก VFA จะมีค่าต่ำและมีค่าเพิ่มมากขึ้นเรื่อยๆ เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสีย โดยค่าเฉลี่ยของ VFA เข้าระบบตลอดการทดลองมีค่าเท่ากับ 6,415.58 มิลลิกรัมต่อลิตร, ส่วนในน้ำออกถังปฏิกริยาที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 24-896 เฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 185.82 มิลลิกรัมต่อลิตร, และน้ำออกถังปฏิกริยาที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 32-387.69 เฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 173.70 มิลลิกรัมต่อลิตร, โดยในช่วงแรกของการเดินระบบน้ำออกของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ยังมีค่าสูง, และเมื่อเดินระบบไปได้ระยะหนึ่ง ค่า VFA ของน้ำออกจึงลดลง และเมื่อเพิ่มอัตรารับภาระสารอินทรีย์ขึ้น VFA ของน้ำออกก็จะเพิ่มขึ้นตามไปด้วย. จากตารางที่ 20 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการลด VFA ของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก โดยประสิทธิภาพในการลด VFA เฉลี่ยของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 เท่ากับ 95.64 % และ 95.70 % ตามลำดับ.

ตารางที่ 19. กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

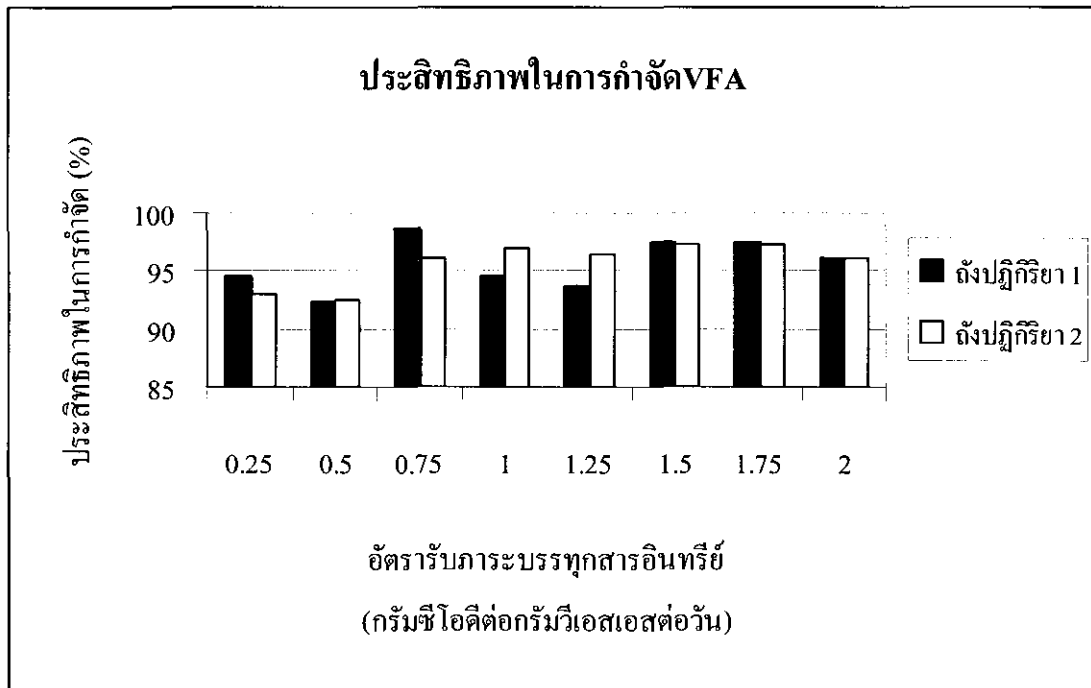
ถังปฏิกริยา	VFA น้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		VFA น้ำออกระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิกริยาที่ 1	1,032-15,554	6,415.58	24-896	185.82
ถังปฏิกริยาที่ 2	1,032-15,554	6,415.58	32-387.69	173.70



รูปที่ 24. กราฟค่า VFA ที่เข้าและออกจากระบบ.

ตารางที่ 20. ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่าย

Organic Loading Rate (g COD/g VSS-day)	ประสิทธิภาพในการกำจัด VFA (%)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
0.25	94.61	92.96
0.50	92.40	92.58
0.75	98.71	96.16
1.00	94.62	96.87
1.25	93.72	96.36
1.50	97.41	97.25
1.75	97.49	97.32
2.00	96.14	96.13
ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง	95.64	95.70



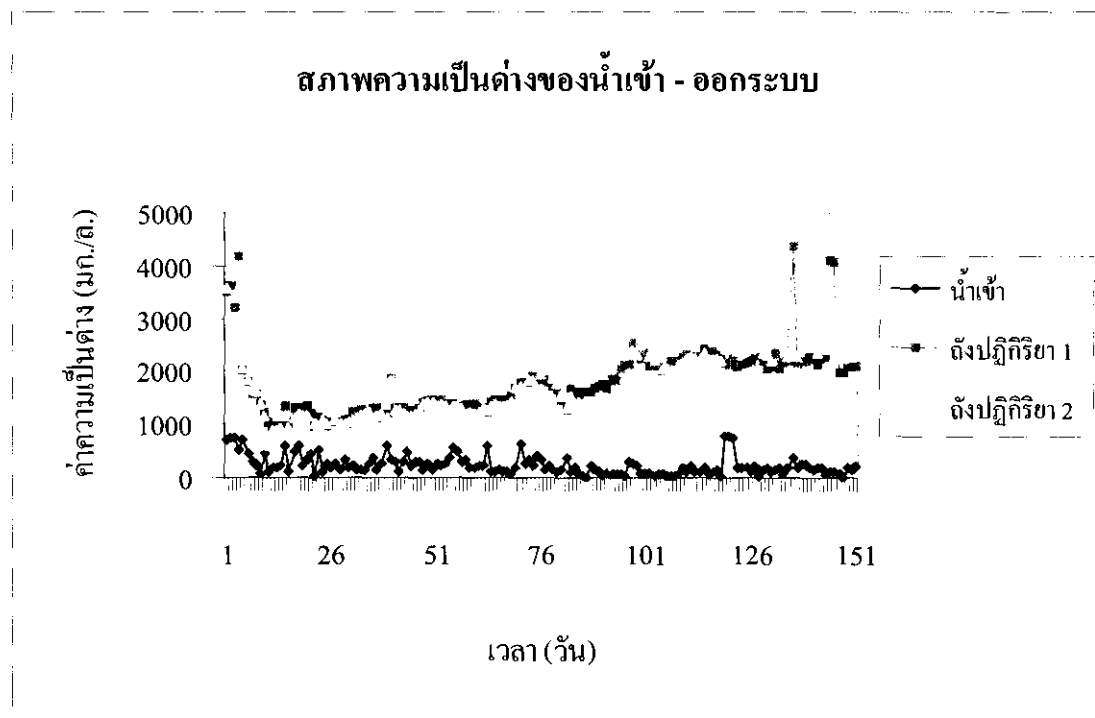
รูปที่ 25. ประสิทธิภาพในการลดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของระบบ.

4) สภาพความเป็นด่าง (alkalinity)

จากตารางที่ 21 ในช่วงเริ่มต้นของการทดลอง ได้มีการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ลงไปในน้ำเข้าระบบ จึงทำให้มีสภาพความเป็นด่างของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ, และเมื่อผ่านระบบออกมาจากถังปฏิกริยาทั้งสองถังมีค่าสูง, แต่ต่อมาไม่ได้มีการเติมด่างลงไปน้ำเสียเนื่องจากพบว่าถ้าเติมด่างลงไปสภาพด่างของน้ำที่ออกจากระบบจะมีค่าสูงมาก, โดยสภาพความเป็นด่างทั้งหมดของน้ำที่เข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 6.37–769.57 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 233.43 มิลลิกรัมต่อลิตร, และเมื่อผ่านระบบออกมาถึงถังปฏิกริยาที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 950.52–4,353.29 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 1,804.24 มิลลิกรัมต่อลิตร, ส่วนถังปฏิกริยาที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 605.09–4,567.17 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 1,776.18 มิลลิกรัมต่อลิตร, จากรูปที่ 26 จะเห็นว่าน้ำที่ผ่านระบบออกมาจากถังปฏิกริยาทั้งสองถังตลอดการทดลองมีค่าสภาพความเป็นด่างทั้งหมดสูงกว่าน้ำเข้าระบบเนื่องจากได้รับไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) ที่เกิดจากการละลายน้ำของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) ประกอบกับในน้ำเสียมีสภาพความเป็นด่างอยู่แล้ว ถึงแม้ในระยะหลังจะไม่ได้มีการเติมด่างในน้ำเสียที่เข้าระบบแล้ว แต่น้ำเสียที่ออกจากระบบยังคงมีสภาพด่างสูง.

ตารางที่ 21. สภาพความเป็นต่างของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	ความเป็นต่างน้ำเข้าระบบ (มก./ล.)		ความเป็นต่างน้ำออกระบบ (มก./ล.)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	6.37 – 769.57	233.43	950.52–4,353.29	1,804.24
ถังปฏิบัติการที่ 2	6.37 – 769.57	233.43	605.09-4,567.17	1,776.18



รูปที่ 26. สภาพความเป็นต่างของน้ำเข้าและออกจากระบบ.

5) ของแข็งแขวนลอยระเหย (volatile suspended solids, VSS)

จากตารางที่ 22 แสดงค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าและน้ำออกจากถังปฏิบัติการทั้ง 2 ถัง พบว่าช่วงแรกของการเริ่มต้นเดินระบบ ของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าระบบจะมีค่าอยู่ในช่วง 310 -7,720 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 3,964.55 มิลลิกรัมต่อลิตรในถังปฏิบัติการที่ 1 และ 3,967.27 มิลลิกรัมต่อลิตรในถังปฏิบัติการที่ 2, โดยที่ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำออกถังปฏิบัติการที่ 1 มีค่าอยู่ในช่วง 53.33-1,980 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 264.40 มิลลิกรัมต่อลิตร, และถังปฏิบัติการที่ 2 มีค่าอยู่ในช่วง 20-1,200 มิลลิกรัมต่อลิตร เฉลี่ยเท่ากับ 194.96 มิลลิกรัมต่อลิตร.

ตารางที่ 22. ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ตั้งปฏิบัติการ	VSS นำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ตั้งปฏิบัติการที่ 1	310-7,720	3,964.55	53.33-1,980	264.40
ตั้งปฏิบัติการที่ 2	430-7,720	3,967.27	20-1,200	194.96

จากตารางที่ 22 แสดงค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของน้ำเข้าและนำออกจากถังปฏิกริยาที่ 2 ถึง จะเห็นว่าในช่วงแรกของการเดินระบบปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยที่มากับน้ำออกของถังปฏิกริยาทั้ง 2 มีค่าใกล้เคียงกัน, แต่เมื่อเดินระบบไปได้ระยะหนึ่ง ปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยของนำออกถึงปฏิกริยาที่ 2 มีค่าลดลงต่ำกว่าถังปฏิกริยาที่ 1 อย่างเห็นได้ชัด, เนื่องมาจากการเติมพอลิเมอร์เข้าไปในถังปฏิกริยาที่ 2, พอลิเมอร์นี้ส่งผลต่อการรวมตัวกันของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบเกิดเสถียรภาพ ทำให้สามารถรวมตัวกันได้ดีเกิดเป็นจุลินทรีย์ในลักษณะเม็ด, ทำให้ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่หลุดออกมามีปริมาณต่ำ, ส่งผลให้ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยลดลงด้วย, จะมีเพียงบางช่วงเท่านั้นที่ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยของนำออกถึงปฏิกริยาที่ 1 มีค่าต่ำกว่าถังปฏิกริยาที่ 2 ซึ่งสาเหตุอาจเกิดจากระยะเวลาในการเติมพอลิเมอร์ หรือขาดการเติมพอลิเมอร์เป็นระยะเวลานาน.

4.2.5 ประสิทธิภาพในการบำบัด

1) ซีโอดี (COD)

ในการประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป มักจะประเมินประสิทธิภาพได้จากความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ โดยอาจวัดในรูปการกำจัดบีโอดีหรือการกำจัดซีโอดีของระบบบำบัด, ซึ่งในการวิจัยครั้งนี้การประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดใช้ความสามารถในการกำจัดซีโอดีของระบบเป็นค่าที่แสดงถึงประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบี โดยได้ทำการวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำที่เข้าระบบวัดในรูปซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำ, และวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำออกจากระบบวัดในรูปซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำเช่นกัน, ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีคำนวณได้ดังสมการ:

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์} = \frac{\text{ค่าซีโอดีน้ำเข้า (มก./ล.)} - \text{ค่าซีโอดีน้ำออก (มก./ล.)}}{\text{ค่าซีโอดีน้ำเข้า}} \times 100$$

ค่าซีโอดีน้ำเข้า

ผลการวิเคราะห์ค่าซีโอดีในน้ำที่เข้า และน้ำออกระบบวัดในรูปซีโอดีทั้งหมด และซีโอดีละลายน้ำ ดังแสดงในตารางที่ 23 และ ตารางที่ 24.

เมื่อเริ่มเดินระบบได้ 3 วัน หลังจากทำการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นแล้ว จึงเริ่มทำการวิเคราะห์หาค่าซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและน้ำออก, โดยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ ให้ค่าความเข้มข้นซีโอดีเท่ากับ 3,200 มิลลิกรัมต่อลิตร, และเพิ่มค่าความเข้มข้นของซีโอดีขึ้นเรื่อย ๆ ทีละ 3,200 มิลลิกรัมต่อลิตร. จากรูปที่ 27 และ 28 แสดงปริมาณซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ.

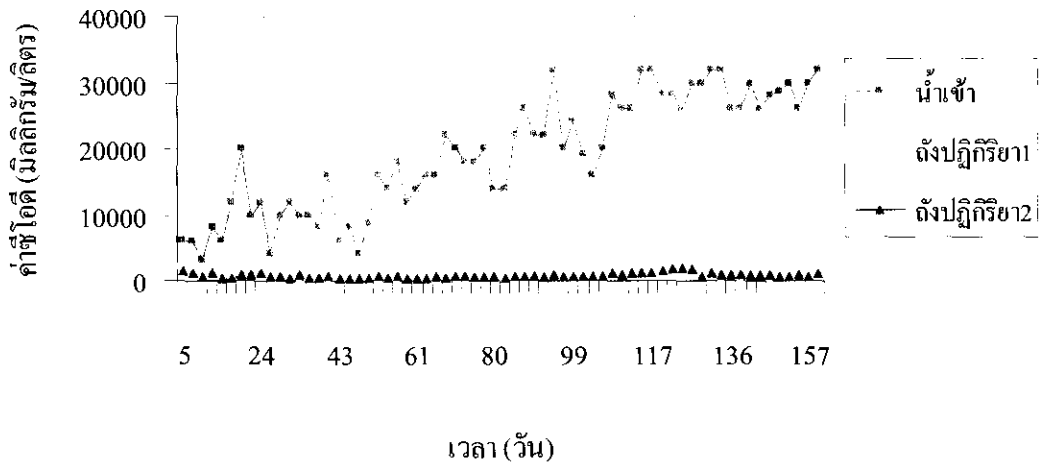
ตารางที่ 23. ค่าซีโอดีทั้งหมดของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิบัติการ	COD น้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		COD น้ำออกระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	3,200-32,000	19,212.12	320-1,920	816.36
ถังปฏิบัติการที่ 2	3,200-32,000	19,212.12	320-1,840	745.45

ตารางที่ 24. ค่าซีโอดีละลายน้ำของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

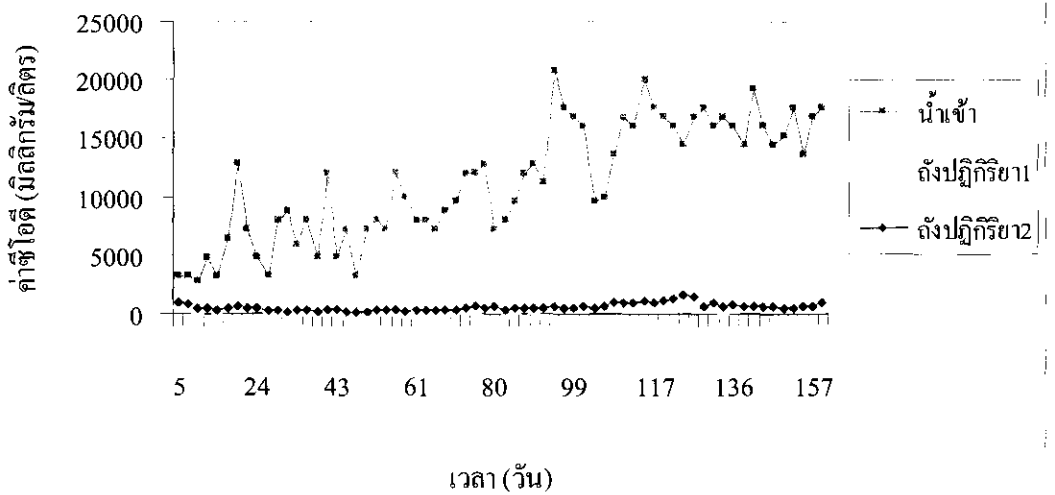
ถังปฏิบัติการ	COD น้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		COD น้ำออกระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิบัติการที่ 1	2,800-20,800	11,333.33	160-1,440	660.61
ถังปฏิบัติการที่ 2	2,800-20,800	11,333.33	160-1,280	601.82

ซีไอดีทั้งหมดของน้ำเข้าและออกจากระบบ



รูปที่ 27. ซีไอดีทั้งหมดของน้ำเข้าและออกจากระบบ.

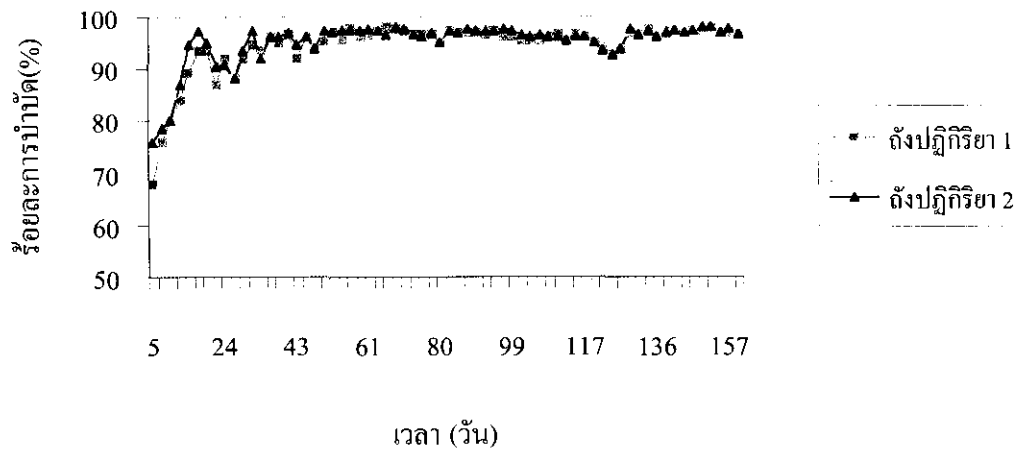
ซีไอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ



รูปที่ 28. ซีไอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกจากระบบ.

จากกราฟแสดงความสามารถของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 ปฏิบัติการทางระยะเวลาสำหรับน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 ปฏิบัติการ 1 มีค่าเฉลี่ยของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 ปฏิบัติการ 2 สามารถชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 76 เปอร์เซ็นต์ และจะเห็นได้ว่าในช่วง 15 วันแรกของการ
 ล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 68 เปอร์เซ็นต์ ส่วนของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 ล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 83.27 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเวลาผ่านไปโดยความเข้มข้น
 ของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ในวันที่ 29 ถึงวันที่ 106 ของการทดลอง ค่าเฉลี่ยของน้ำ
 ล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 240-880 มิลลิกรัมของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 สามารถชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ในน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์
 เช่นกัน, และพบว่าหลังจากการทดลอง 50 วัน ค่าเฉลี่ยของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้
 ได้มากกว่า 95 เปอร์เซ็นต์, จนกระทั่งวันที่ 120 ของการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 มีค่าลดลง โดยในช่วงวันที่ 120-127 ของการทดลอง ค่าเฉลี่ยของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถัง
 เพิ่มขึ้นเล็กน้อย ในถังปฏิบัติการที่ 1 ค่าเฉลี่ยของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 1,440-1,920 มิลลิกรัมของน้ำ
 ล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 2 ค่าเฉลี่ยของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้ 1,440-1,840 มก. ซึ่งน้อยกว่า
 เมื่อมองจากในแง่ของปริมาณน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้มากกว่า 10 เท่า, เมื่อเทียบกับ
 ค่าเฉลี่ยของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้มากกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ของน้ำล้างชำระล้างสิ่งสกปรกและออกจากระบบของถังได้

ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี



รูปที่ 29. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลอง.

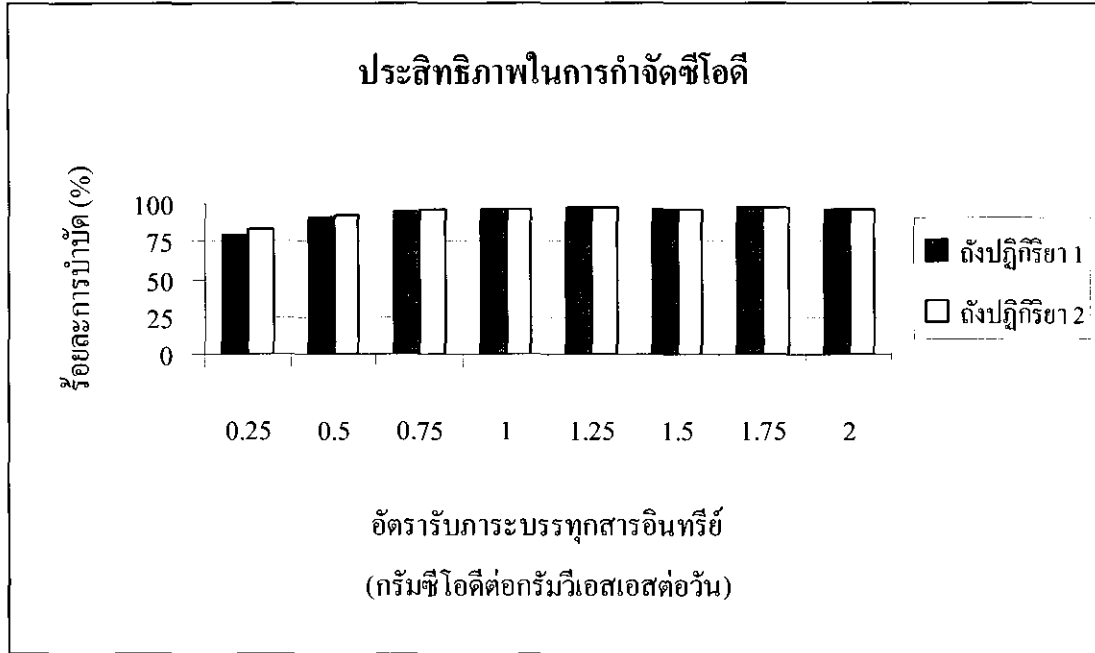
รูปที่ 29 แสดงถึงประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลอง ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ จะพบว่าในวันที่ 5 ของการทดลอง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับร้อยละ 68 และ 76 ตามลำดับ, หลังจากนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีก็มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ และพบว่าหลังจากเดินระบบได้ 22 วัน ถึงปฏิบัติการทั้งสองถึง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีคงที่ คือ ร้อยละของการบำบัดมีค่ามากกว่า 80 มากกว่า 5 วันติดต่อกันจึงเข้าสู่สภาวะคงที่.

หลังจากเริ่มต้นเดินระบบบำบัดและเข้าสู่สภาวะคงที่แล้ว จึงทำการเพิ่มค่าอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ หรือเพิ่มปริมาณซีโอดีที่เข้าสู่ระบบ, พบว่าเมื่อเดินระบบได้ 29 วัน ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่ามากกว่าร้อยละ 90 ทั้งสองถึงปฏิบัติการ และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ, ดังนั้นจึงทำการเพิ่มอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ขึ้นเรื่อยๆ ครั้งละ 0.25 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน จนอัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเท่ากับ 2.00 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน, ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดของถึงปฏิบัติการทั้งสองมีค่ามากกว่าร้อยละ 90 จนสิ้นสุดการทดลอง.

ตารางที่ 25. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมด

Organic Loading Rate (g COD/g VSS-day)	ประสิทธิภาพในการกำจัด COD (%)	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2
0.25	79.47	83.27
0.50	91.02	92.53
0.75	94.63	95.5
1.00	95.94	96.46
1.25	97.18	97.47
1.50	96.40	96.39
1.75	96.76	97.53
2.00	95.80	96.13
ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง	93.40	94.41

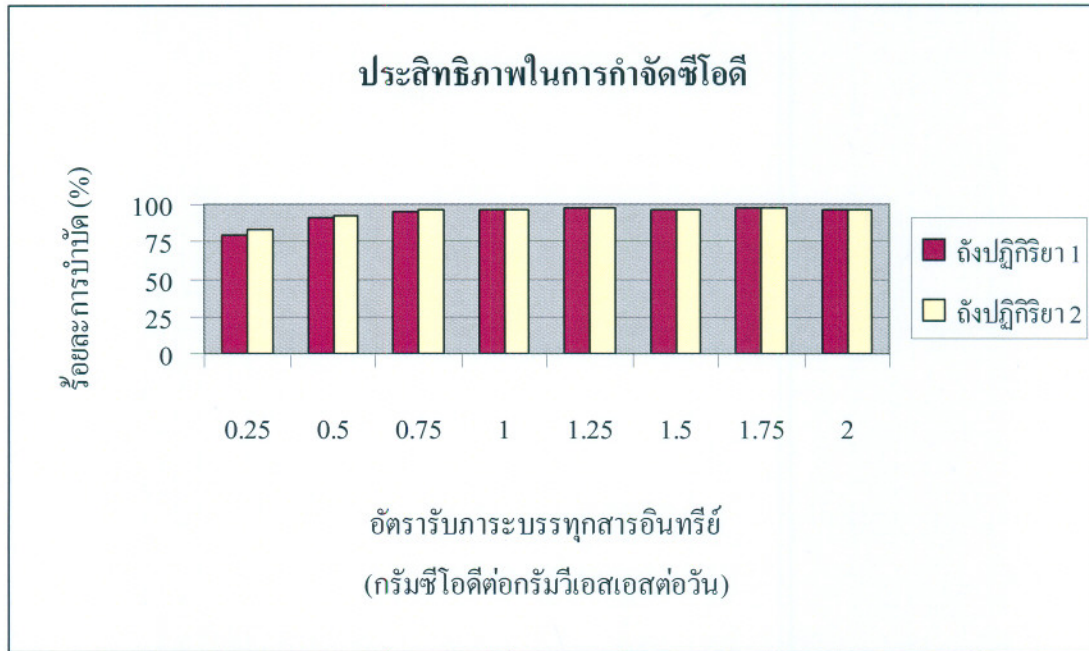
จากตารางที่ 25 และรูปที่ 29 แสดงประสิทธิภาพการลดซีโอดีที่อัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์ต่างๆ กัน โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเพิ่มสูงขึ้นตามลำดับเมื่อเพิ่มอัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์, เมื่อเพิ่มอัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์จนถึง 1.50 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงเล็กน้อยเมื่อเดินระบบต่อไป, และมีการเพิ่มอัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์ขึ้นเป็น 1.75 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของถังปฏิกรณ์ทั้งสองมีค่าเพิ่มขึ้น, ดังนั้นจึงทำการเดินระบบต่อไปเรื่อยๆ โดยทำการเพิ่มอัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์ขึ้นทีละ 0.25 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน จนถึง 2.00 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน, และทำการเดินระบบต่อไปที่อัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์คงที่ที่ 2.00 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวันจนจบการทดลอง.



รูปที่ 30. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อัตรารับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆ กัน.

2) ของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS)

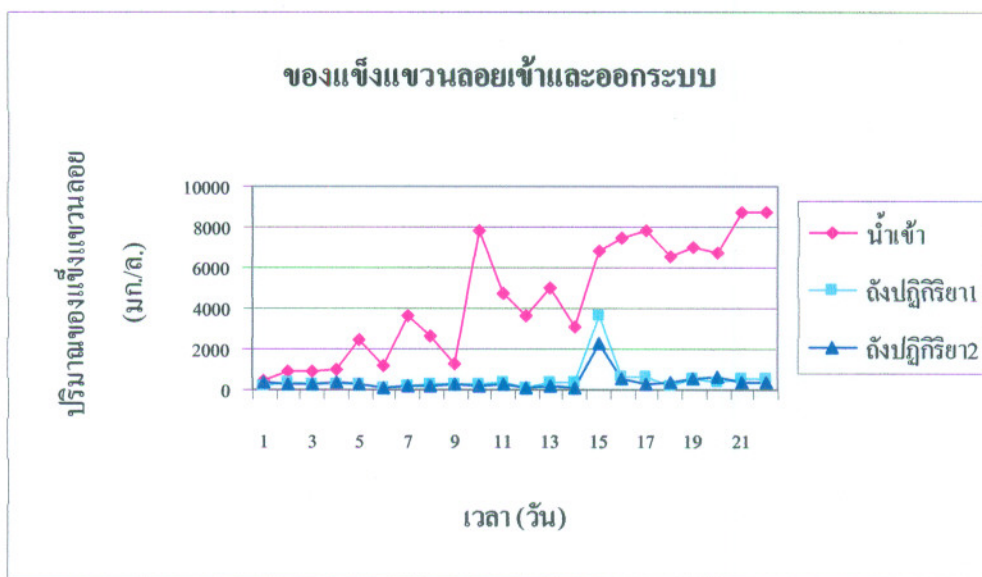
ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ออกมาคือน้ำทิ้งจากถังปฏิกริยาเป็นพารามิเตอร์อย่างหนึ่งที่จะแสดงให้เห็นว่าระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพหรือไม่, เนื่องจากถ้ามีปริมาณของแข็งแขวนลอยออกมาคือน้ำทิ้งมาก แสดงว่าตะกอนรวมตัวกันได้ไม่ดีนักทำให้ตะกอนมีน้ำหนักเบา, ความหนาแน่นต่ำ, จึงหลุดออกมาได้ง่าย, หรือกระบวนการแยกตะกอนแขวนลอยจากน้ำทิ้งขาดประสิทธิภาพ อาจมีสาเหตุมาจากการเกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมาก ทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของตะกอนจุลินทรีย์, หรือระบบอาจได้รับสารพิษ และเกิดการที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (shock load) ทำให้การทำงานของระบบขาดเสถียรภาพรูปที่ 31. ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ.



รูปที่ 30. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆ กัน.

2) ของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS)

ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ออกมากับน้ำทิ้งจากถังปฏิบัติการเป็นพารามิเตอร์อย่างหนึ่งที่จะแสดงให้เห็นว่าระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพหรือไม่, เนื่องจากถ้ามีปริมาณของแข็งแขวนลอยออกมากับน้ำทิ้งมาก แสดงว่าตะกอนรวมตัวกันได้ไม่ดีนักทำให้ตะกอนมีน้ำหนักเบา, ความหนาแน่นต่ำ, จึงหลุดออกมาได้ง่าย, หรือกระบวนการแยกตะกอนแขวนลอยจากน้ำทิ้งขาดประสิทธิภาพ อาจมีสาเหตุมาจากการเกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมาก ทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของตะกอนจุลินทรีย์, หรือระบบอาจได้รับสารพิษ และเกิดการที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (shock load) ทำให้การทำงานของระบบขาดเสถียรภาพรูปที่ 31. ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ.



รูปที่ 31. ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเข้าและออกจากระบบ.

ตารางที่ 26. ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำที่เข้าและออกจากระบบ

ถังปฏิกริยา	SS น้ำเข้า (มิลลิกรัมต่อลิตร)		SS น้ำออก (มิลลิกรัมต่อลิตร)	
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย
ถังปฏิกริยาที่ 1	455-8,740	4,480	110-3,620	494.05
ถังปฏิกริยาที่ 2	455-8,740	4,479.10	86.67-2,250	377.41

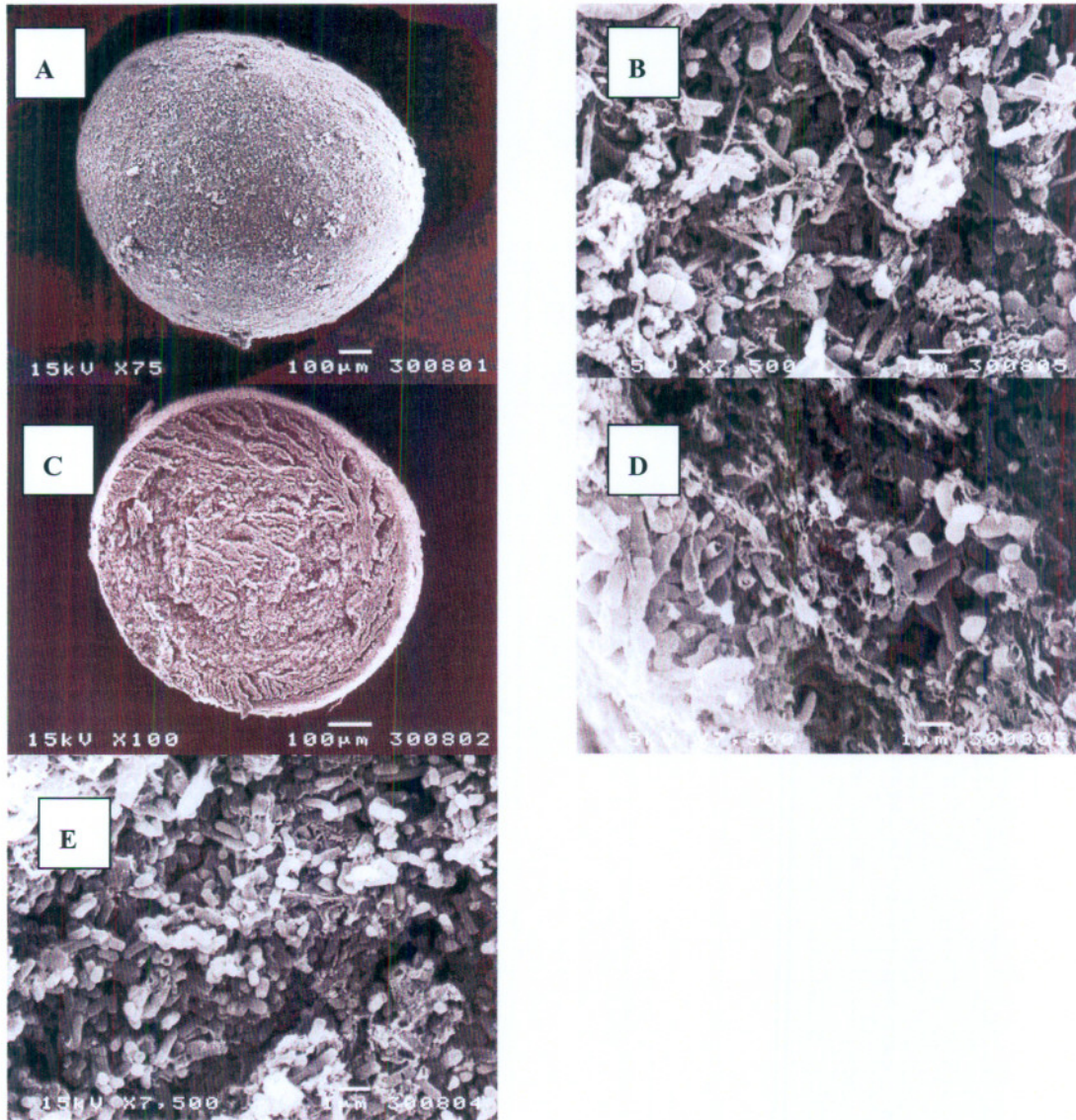
ตารางที่ 27. ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ

Organic Loading Rate (g COD/g VSS-day)	ประสิทธิภาพในการกำจัด SS (%)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
0.25	66.49	65.69
0.50	74.95	76.70
0.75	89.58	89.52
1.00	92.08	93.90
1.25	85.57	89.13
1.50	94.44	96.16
1.75	89.74	96.50
2.00	92.08	94.80
ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง	85.62	87.80

ตารางที่ 28. ต่อ

วันที่	ถึงปฏิบัติการที่ 1	วันที่	ถึงปฏิบัติการที่ 2
60	ตะกอนด้านล่างยังคงมีลักษณะเป็นโคลน ยังไม่มีการรวมตัวเป็นเม็ด ส่วนตะกอนด้านบนบางส่วนฟุ้งกระจายอยู่เหนือชั้น ตะกอนด้านล่าง	60	ตะกอนด้านล่างเริ่มมีการรวมตัวกันจนมีลักษณะเป็นเม็ดขนาดเล็กๆ < 1 มิลลิเมตร ส่วนตะกอนด้านบนยังคงมีลักษณะเป็นตะกอนปุย (floc)
120	ตะกอนด้านล่างบางส่วนเริ่มมีการรวมตัวกันแต่ยังไม่อยู่ในลักษณะที่เป็นเม็ด ส่วนตะกอนด้านบนส่วนใหญ่ยังคงมีลักษณะเป็นตะกอนปุย (floc)	120	ตะกอนส่วนใหญ่เริ่มมีการรวมตัวกันเป็นเม็ดขนาดต่างๆ กัน โดยส่วนใหญ่จะมีขนาดประมาณ 1 มิลลิเมตร

ในช่วงแรกของการเริ่มต้นเดินระบบจะสังเกตการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากภายนอกถึงปฏิบัติการ และสังเกตจากตะกอนจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบในรูปของของแข็งแขวนลอย (SS), จากตารางที่ 28 จากการสังเกตด้วยตาเปล่า เริ่มต้นการทดลองโดยใส่ตะกอนเริ่มต้นและสารอาหารลงในถึงปฏิบัติการทั้งสอง (ในวันที่ 0 ของการทดลอง), พบว่าตะกอนในถึงปฏิบัติการทั้งสองมีสีค่าเป็นเนื้อเดียวกัน ตะกอนส่วนใหญ่ยังฟุ้งกระจายไม่จมตัวลงสู่ก้นถัง, วันที่ 3 ของการทดลองตะกอนส่วนใหญ่จมตัวลงสู่ด้านล่างของถึงปฏิบัติการ เมื่อเริ่มสูบน้ำเสียเข้าสู่ถึงปฏิบัติการทั้งสองที่ความเข้มข้นซีไอดีเริ่มต้นประมาณ 3,200 มิลลิกรัมต่อลิตร จะสังเกตเห็นฟองก๊าซเล็กๆ แพรกตัวอยู่ในชั้นตะกอนและค่อยๆ ลอยขึ้นสู่ด้านบน, ในวันที่ 38 ของการทดลองตะกอนทางด้านล่างของถึงปฏิบัติการที่ 2 เริ่มจับตัวรวมกัน, และในวันที่ 60 ของการทดลอง ตะกอนด้านล่างของถึงปฏิบัติการที่ 2 เริ่มจับตัวกันเป็นเม็ดขนาดเล็กๆ ส่วนตะกอนด้านบนยังคงเป็นตะกอนปุย, ส่วนในถึงปฏิบัติการที่ 1 ตะกอนยังมีลักษณะเป็นโคลนยังไม่มีการรวมตัวกัน, และเมื่อเริ่มเดินระบบไปประมาณ 120 วันได้มีการเก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในถึงปฏิบัติการออกมาพบว่าในถึงปฏิบัติการที่ 2 นั้น เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้มีการรวมตัวกันในลักษณะเป็นเม็ดรูปร่างค่อนข้างกลม พื้นผิวภายนอกค่อนข้างขรุขระ, และเมื่อดำเนินการทดลองมาเรื่อยๆ ในวันที่ 131 ของการทดลองได้มีการเก็บตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ภายในถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 ออกมาเพื่อทำการส่งวิเคราะห์ด้วยภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (scanning electron microscope, SEM) พบว่าถึงปฏิบัติการที่ 1 ตะกอนยังมีลักษณะที่ยังไม่เป็นเม็ด ไม่สามารถทำการส่งวิเคราะห์ได้, ส่วนตะกอนในถึงปฏิบัติการที่ 2 มีลักษณะเป็นเม็ดตะกอนที่ค่อนข้างสมบูรณ์แล้ว จึงส่งวิเคราะห์ลักษณะภายในของเม็ดตะกอนด้วยภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน, ผลจากการส่ง SEM ที่ศูนย์เครื่องมือวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ดังแสดงในรูปที่ 32.



รูปที่ 32. ลักษณะเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิบัติการที่ 2.

- | | |
|-------------------------------|----------------------------------|
| A - เม็ดตะกอนไม่ผ่า | B - บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอน |
| C - เม็ดตะกอนผ่าครึ่ง | D - บริเวณขอบชั้นนอกของเม็ดตะกอน |
| E - บริเวณตรงกลางของเม็ดตะกอน | |

จากรูปที่ 32 A เมื่อใช้กำลังขยาย 75 เท่า ถ่ายรูปเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่ามีลักษณะเป็นเม็ดกลมค่อนข้างรีเล็กน้อย, บริเวณผิวนอกค่อนข้างขรุขระ, ไม่เรียบนัก, จะมีลักษณะผิวเป็นตะปุ่ม-ตะป่ำ, มีลักษณะคล้ายๆ เป็นขุย, ตะกอนเม็ดที่นำมาวิเคราะห์หานั้นมีขนาดประมาณ 0.96-1.1 มิลลิเมตร เนื่องมาจากเม็ดที่นำมาทำการวิเคราะห์หานั้นไม่กลมนัก, และเมื่อเลื่อนเข้าไปที่พื้นผิวด้านนอกของเม็ดตะกอนที่กำลังขยาย 7,500 เท่า (รูปที่ 32 B) จะเห็นเป็นเส้นใยยาวเป็นส่วนใหญ่และมีพวกเม็ดกลมหลายขนาดเกาะอยู่ตามเส้นใยเหล่านั้น, และพบพวกที่มีลักษณะเป็นแท่งขนาดเล็กต่อกัน, นอกจากนี้ยังพบพวกที่มีลักษณะคล้ายเยื่อหรือใยประสานปกคลุมอยู่ระหว่างแบคทีเรียกลุ่มต่างๆ ซึ่งคาดว่าใยพวกนี้น่าจะเป็นพอลิเมอร์ที่เติมลงไปช่วยในการรวมตัวกันของกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์ เพื่อทำให้เกิดลักษณะเม็ด.

จากรูปที่ 32 C เป็นภาพผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อเดินระบบได้ 131 วัน ที่กำลังขยาย 100 เท่า จะเห็นว่าบริเวณขอบชั้นนอกภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะพบช่องกลางอยู่ เนื่องมาจากเป็นช่องของก๊าซที่วิ่งผ่านแล้วหลุดออกจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์, ขนาดของเม็ดตะกอนที่นำมาผ่านี้มีขนาดประมาณ 0.78-0.8 มิลลิเมตร, และเมื่อทำการขยายให้เห็นรายละเอียดภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้น รูปที่ 32 D ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า พบว่าบริเวณขอบชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้น จะพบแบคทีเรียจำพวกแท่งประสานตัวเรียงกันอยู่มากมาย โดยจะมีพวกเม็ดกลมอยู่บ้าง แต่น้อย และยังพบใยแทรกและปกคลุมตัวอยู่ระหว่างแบคทีเรียพวกนี้ด้วยเช่นกัน.

จากรูปที่ 32 E เป็นบริเวณด้านในตรงกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้กำลังขยาย 7,500 เท่า จะพบว่าแบคทีเรียที่พบส่วนใหญ่เป็นจำพวกแท่ง แต่จะมีขนาดเล็กและสั้นกว่าในบริเวณขอบๆ ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์, โดยแบคทีเรียพวกแท่งที่พบจะเรียงตัวกันอย่างไม่เป็นระเบียบเกาะกลุ่มกัน โดยมีใยซึ่งคาดว่าจะเป็นพอลิเมอร์เกาะติดอยู่เป็นบางส่วน ไม่มากเหมือนกับชั้นนอก, และบริเวณผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยแท่งที่พบบางส่วนดูเหมือนจะเหี่ยว เนื่องจากเป็นบริเวณที่อยู่ด้านในสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงทำให้ได้รับสารอาหาร ได้ไม่ทั่วถึง.

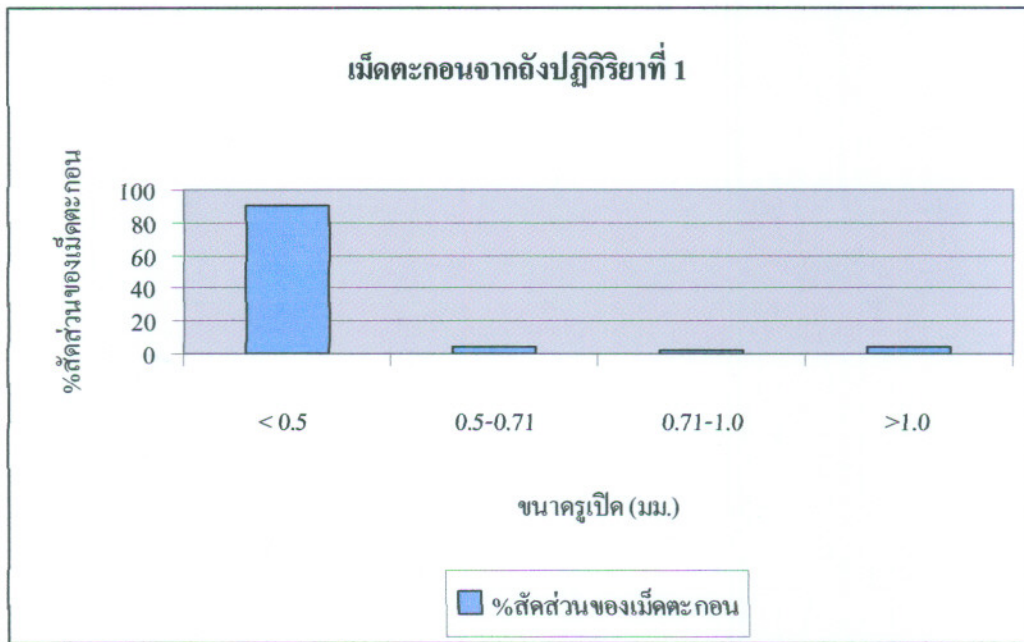
2) การวิเคราะห์ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (sieve analysis)

การวิเคราะห์ขนาดของตะกอนทำให้ทราบถึงความสามารถในการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากการรวมตัวเป็นเม็ดนั้นจะทำให้ตะกอนมีประสิทธิภาพที่ดีขึ้น, เนื่องจากตะกอนเม็ดที่มีค่าความหนาแน่นสูงมีความเร็วการจมตัวได้มากกว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นปุ๋ย ซึ่งจะสามารถที่จะอยู่ในระบบได้มากกว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่เป็นปุ๋ย, การวิเคราะห์ขนาดจากการ

สังเกตด้วยตาเป็นการวิเคราะห์ที่ยังไม่ละเอียด และตะกอนเม็ดอยู่ในน้ำจึงยังไม่ทราบขนาดที่แน่นอน จึงต้องทำการวิเคราะห์โดยวิธี sieve analysis, ซึ่งเมื่อทำการวิเคราะห์ขนาดของเม็ดตะกอนแล้ว พบว่าตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาที่ 1 ส่วนใหญ่แล้วจะยังมีลักษณะที่ยังไม่เป็นเม็ดที่สมบูรณ์, ตะกอนที่พบจะมีขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร เป็นส่วนใหญ่ เป็นสัดส่วนประมาณ 90.04 เปอร์เซ็นต์, ขนาดถัดมามีขนาด 0.5-0.71 มิลลิเมตร เป็นสัดส่วนประมาณ 3.78 เปอร์เซ็นต์, ส่วนขนาด 0.71-1.0 มิลลิเมตร มีสัดส่วนประมาณ 2.22 เปอร์เซ็นต์, และขนาดมากกว่า 1.0 มิลลิเมตร มีสัดส่วนประมาณ 3.96 เปอร์เซ็นต์, ส่วนในถังปฏิกริยาที่ 2 ตะกอนส่วนใหญ่จะอยู่ในลักษณะเม็ด โดยจากการวิเคราะห์หาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่าส่วนใหญ่แล้วจะมีขนาดใหญ่กว่า 1.0 มิลลิเมตร ซึ่งมีสัดส่วนอยู่ประมาณ 48.04 เปอร์เซ็นต์, สัดส่วนรองลงมาเป็นขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร ซึ่งมีสัดส่วนอยู่ประมาณ 31.76 เปอร์เซ็นต์, ขนาด 0.50-0.71 มิลลิเมตร มีสัดส่วนอยู่ประมาณ 11.44 เปอร์เซ็นต์, ส่วนขนาด 0.71-1.0 มิลลิเมตร จะมีสัดส่วนน้อยที่สุด โดยมีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนอยู่ประมาณ 8.76 เปอร์เซ็นต์, โดยเปอร์เซ็นต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 ดังแสดงในรูปที่ 33 และ 34 ตามลำดับ, ส่วนในรูปที่ 35 จะแสดงการเปรียบเทียบระหว่างสัดส่วนเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสอง.

ตารางที่ 29. เปอร์เซ็นต์สัดส่วนโดยน้ำหนักของเม็ดตะกอน

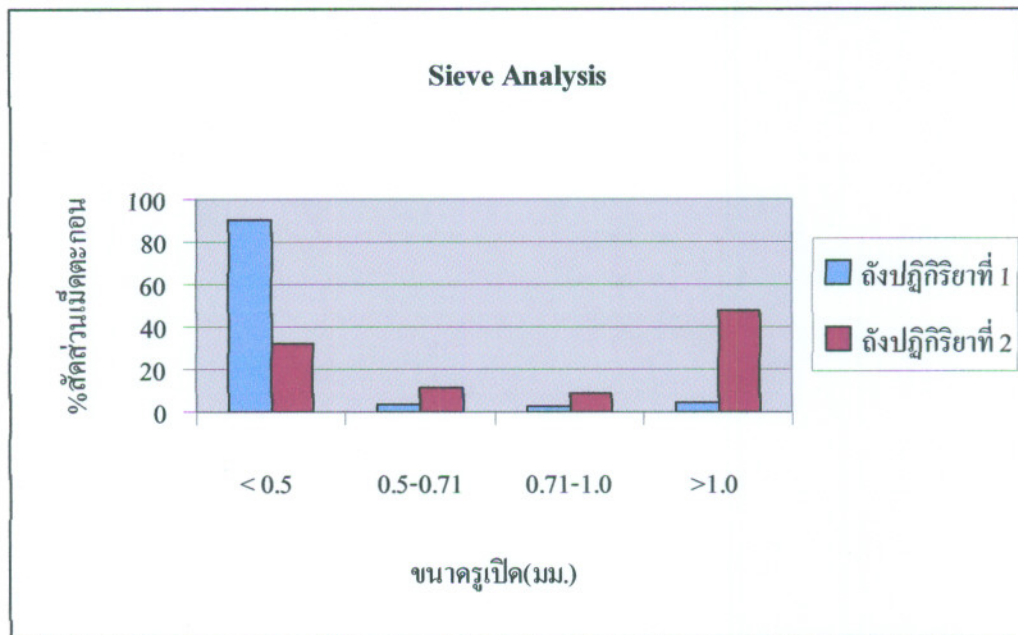
ขนาดเม็ดตะกอน (มิลลิเมตร)	เปอร์เซ็นต์สัดส่วนของเม็ดตะกอน (%)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
< 0.5	90.04	31.76
0.5-0.71	3.78	11.44
0.71-1.0	2.22	8.76
> 1.0	3.96	48.04



รูปที่ 33. เปอร์เซนต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนในถังปฏิบัติการที่ 1.



รูปที่ 34. เปอร์เซนต์สัดส่วนกับขนาดของเม็ดตะกอนในถังปฏิบัติการที่ 2.



รูปที่ 35. การเปรียบเทียบระหว่างสัดส่วนเม็ดตะกอนในถึงปฏิบัติการทั้งสองโดย sieve analysis.

ตารางที่ 29 และจากการพิจารณาแผนภูมิแท่งในรูปที่ 35 จะเห็นว่าลักษณะการกระจายตัวของเม็ดตะกอนจากถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 2 นั้นมีค่าแตกต่างกัน, โดยพบว่าในถึงปฏิบัติการที่ 1 ตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร นั้น มีปริมาณสูงที่สุดถึง 90.04%, ส่วนขนาดอื่นๆ จะมีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนเพียงเล็กน้อย และในถึงปฏิบัติการที่ 2 มีขนาดมากกว่า 1.0 มิลลิเมตร มากที่สุด, และรองลงมาคือ ขนาดเล็กกว่า 0.5 มิลลิเมตร ส่วนขนาดอื่นๆ มีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนไม่มากนัก, แสดงให้เห็นว่าเม็ดตะกอนในถึงปฏิบัติการที่ 1 นั้นมีการกระจายตัวน้อยกว่าในถึงปฏิบัติการที่ 2 เนื่องมาจากการเติมพอลิเมอร์ในถึงปฏิบัติการที่ 2 ทำให้ในถึงปฏิบัติการที่ 2 มีเปอร์เซ็นต์สัดส่วนเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่กว่าในถึงปฏิบัติการที่ 1.

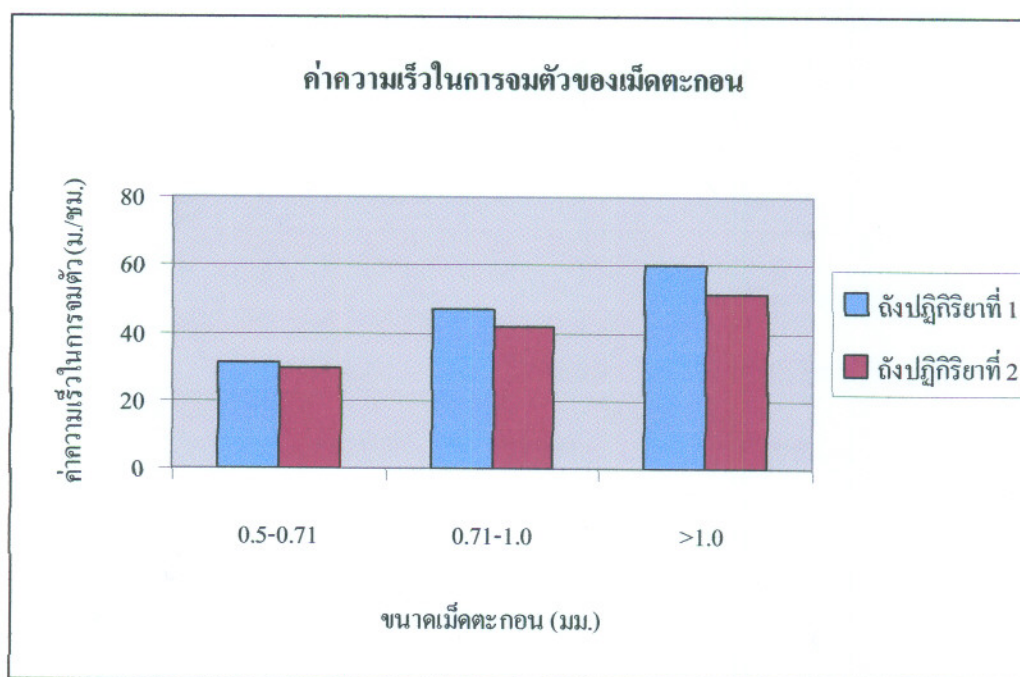
3) ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์

ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจูลินทรีย์มีความสำคัญเป็นอย่างยิ่งจะบอกถึงความสามารถในการตกตะกอน และส่งผลถึงประสิทธิภาพ และความสามารถในการรับภาระบรรทุกลำสารอินทรีย์ของระบบบำบัด, การทดสอบความเร็วในการจมตัว ทำได้โดยการนำเม็ดตะกอนจูลินทรีย์ขนาดตามรูเปิดต่างๆ จับเวลาการตกตะกอนในน้ำที่ระยะทางเท่ากัน, ถ้าตะกอนมีความเร็วในการจมตัวสูง แสดงว่าระบบรักษาสมดุลได้ดี ทำให้มีปริมาณตะกอนหลุดออกจากระบบน้อย, ผล

การทดลองความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสองเมื่อสิ้นสุดการทดลองดังแสดงในตารางที่ 30 และรูปที่ 36.

ตารางที่ 30. ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ขนาดเม็ดตะกอน (มิลลิเมตร)	ค่าความเร็วในการจมตัว (เมตรต่อชั่วโมง)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
> 1.0	60.0	51.43
0.71-1.0	46.96	41.54
0.5-0.71	30.86	29.67



รูปที่ 36. การเปรียบเทียบค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอน.

ตารางที่ 30 และรูปที่ 36 จะเห็นได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในถังปฏิกริยาทั้งสองที่มีขนาดใหญ่กว่าจะมีค่าความเร็วในการจมตัวสูงกว่าเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็ก, โดยในถังปฏิกริยาที่ 1 เม็ดตะกอนที่มีขนาด 1 มิลลิเมตร, 0.71-1.0 มิลลิเมตร และ 0.5-0.71 มิลลิเมตร จะมีค่าความเร็วในการจมตัวเท่ากับ 60.00, 46.96 และ 30.86 เมตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ, ส่วนในถังปฏิกริยาที่ 2 เม็ดตะกอนที่มีขนาด 1 มิลลิเมตร, 0.71-1.0 มิลลิเมตร และ 0.5-0.71 มิลลิเมตร จะมีค่าความเร็วในการจมตัวเท่ากับ 51.43, 41.54 และ 29.67 เมตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ, ซึ่งค่าความเร็วในการจมตัวของ

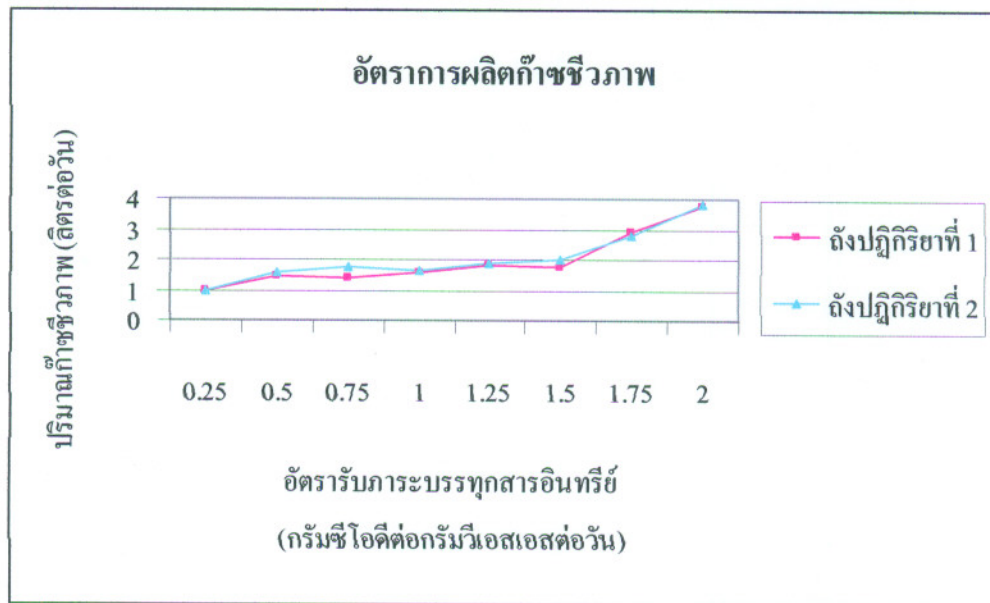
เมื่อดตะกอนในถังปฏิกริยาทั้งสองมีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน จึงอาจสรุปได้ว่าเมื่อดตะกอนที่มีขนาดใหญ่ สามารถรวมตัวกันได้ดี มีน้ำหนักมาก ทำให้มีค่าความเร็วในการจมตัวสูงกว่าเมื่อดตะกอนที่มีขนาดเล็ก.

4.2.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพ

ในปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน ผลผลิตที่ได้จะอยู่ในรูปของก๊าซผสม ซึ่งประกอบด้วยก๊าซมีเทนประมาณ 60–70%, ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ประมาณ 25–30%, รวมทั้งก๊าซอื่นๆ เช่น ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซไนโตรเจน เป็นต้น ในปริมาณน้อยมาก, ดังนั้นในการวิจัยนี้จึงสนใจก๊าซมีเทนเพียงชนิดเดียว เนื่องจากเป็นผลผลิตส่วนใหญ่ สามารถนำมาใช้เป็นเชื้อเพลิงได้, ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยานั้นเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยต้องอาศัยการทำงานร่วมกันอย่างต่อเนื่องระหว่างแบคทีเรียที่สร้างมีเทน, ดังนั้นการวัดปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจะแสดงประสิทธิภาพการทำงานของระบบได้ ซึ่งขึ้นกับลักษณะและปริมาณของน้ำเสีย รวมทั้งสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรีย, จากตารางที่ 31 แสดงอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ ซึ่งจะเห็นว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราบำบัดสารอินทรีย์สูงขึ้น, และจากการวิเคราะห์พบว่า องค์ประกอบของมีเทนในก๊าซชีวภาพของถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 67% และ 71% ตามลำดับ, และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.959 และ 2.058 ลิตรต่อวัน ตามลำดับ.

ตารางที่ 31. อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและเปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ

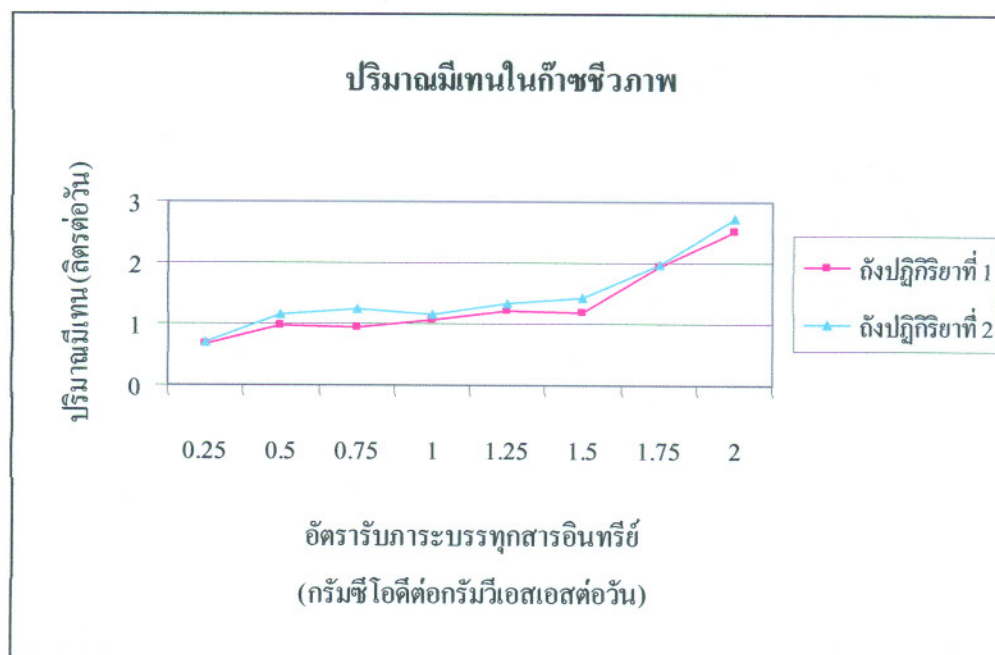
อัตราบำบัดสารอินทรีย์ (g COD/g VSS-day)	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (ลิตร/วัน)		เปอร์เซ็นต์มีเทนในก๊าซชีวภาพ(%)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
0.25	0.973	0.970	-	-
0.50	1.459	1.601	-	-
0.75	1.417	1.763	-	-
1.00	1.605	1.627	69	72
1.25	1.829	1.876	66	70
1.50	1.758	2.009	66	70
1.75	2.882	2.792	67	72
2.00	3.749	3.824	67	71
ค่าเฉลี่ย	1.959	2.058	67	71



รูปที่ 37. อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ.

ตารางที่ 32. ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ

อัตราการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (g COD/g VSS-day)	ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
0.25	0.652	0.689
0.50	0.978	1.137
0.75	0.949	1.252
1.00	1.075	1.155
1.25	1.225	1.332
1.50	1.178	1.426
1.75	1.931	1.982
2.00	2.512	2.715
ค่าเฉลี่ย	1.313	1.461



รูปที่ 38. ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ.

รูปที่ 38 และตารางที่ 32 จะเห็นได้ว่าการผลิตก๊าซชีวภาพและปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ เมื่อเพิ่มอัตราับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ขึ้น โดยที่อัตราับภาระสารอินทรีย์ 0.25-1.50 กรัมชีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน, อัตราการผลิตก๊าซจะค่อยๆ เพิ่มขึ้น และที่อัตราับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.50-2.00 กรัมชีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน, อัตราการผลิตก๊าซจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ซึ่งเนื่องมาจากการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมากขึ้น, แบคทีเรียที่ทำกรย่อยสลายสารอินทรีย์มีปริมาณอาหารมากขึ้น ซึ่งแบคทีเรียเหล่านี้จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ ทำให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ.

4.2.8 ผลการเปรียบเทียบ

จากการทดสอบทางสถิติเพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของผลการทดลองที่เกิดขึ้นระหว่างถึงปฏิกริยาทั้งสองที่มีการเดินระบบที่สภาวะเดียวกัน ปัจจัยต่างๆ ที่ใช้ในการเดินระบบค่าเดียวกันทั้งหมด ต่างกันที่ถึงปฏิกริยาที่ 2 มีการเติมพอลิเมอร์ทุกสัปดาห์ สัปดาห์ละ 1 ครั้ง ปริมาณ 5 มิลลิกรัมต่อกรัมวีเอสเอส, ผลจากการเปรียบเทียบพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี และประสิทธิภาพในการลดของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียนั้นมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ, ส่วนอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพก็เช่นกัน, ผลจากการเปรียบเทียบพบว่าถึงปฏิกริยาทั้งสอง ผลการทดลองมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ, แต่ผลในด้านการเกิดเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นพบว่า ถึงปฏิกริยาที่ 2 ที่มีการเติมพอลิเมอร์สามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดีกว่าและใช้ระยะเวลาสั้นกว่าถึงปฏิกริยาที่ 1 ที่ไม่ได้มีการเติมพอลิเมอร์อย่างชัดเจน.

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัย และข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาผลของการเติมพอลิเมอร์ลงในถังปฏิกริยาที่ 2 เพื่อเปรียบเทียบกับการเติมพอลิเมอร์ลงไปมีผลแตกต่างอย่างไรต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบที่ไม่เติมพอลิเมอร์, จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า การเติมพอลิเมอร์ที่ความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อกรัมวีเอสเอส ทุกสัปดาห์, สัปดาห์ละ 1 ครั้ง, จะช่วยให้เกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นในระบบยูเอเอสบีที่ใช้ ได้เร็วกว่าและมากกว่าระบบที่ไม่ได้เติมพอลิเมอร์ โดยตะกอนที่มีขนาดมากกว่า 0.5 มิลลิเมตร ในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าประมาณร้อยละ 9.96 และ 68.24 ตามลำดับ, จะเห็นว่าในถังปฏิกริยาที่ 1 ที่เป็นถังปฏิกริยาควบคุมที่ไม่ได้เติมพอลิเมอร์นั้นมีตะกอนที่มีขนาดมากกว่า 0.5 มิลลิเมตร เป็นสัดส่วนที่ต่ำกว่าถังปฏิกริยาที่ 2 มาก, แต่จากการเกิดเม็ดตะกอนในปริมาณที่มากกว่าและใช้ระยะเวลาสั้นกว่านี้ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีของระบบ นั่นคือ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ, ส่วนประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแฉังแขวนลอยในถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญเช่นกัน, ส่วนอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพนั้นก็เช่นกัน พบว่าถังปฏิกริยาที่ 1 และ 2 มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งผลที่ได้ขึ้นอยู่กับช่วงอัตราบำบัดระบบรทุกสารอินทรีย์ 0.25-2.00 กรัมซีโอดีต่อกรัมวีเอสเอสต่อวัน, ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า การเติมพอลิเมอร์นั้นมีส่วนช่วยให้ตะกอนสามารถพัฒนาไปเป็นลักษณะเม็ดได้ดีขึ้นและใช้เวลาในการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ลดลงมาก แต่การเติมพอลิเมอร์นี้ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี และประสิทธิภาพในการลดของแฉังแขวนลอยแต่อย่างใด รวมทั้งอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพและปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพก็เช่นกัน.

5.2 ข้อเสนอแนะ

- 1) ควรทำการศึกษาโดยมีการหมุนเวียนน้ำทั้งเข้าระบบด้วย เพื่อหาอัตราการหมุนเวียนน้ำที่ที่เหมาะสม และปริมาณสภาพความเป็นเบสในน้ำหมุนเวียนเข้าระบบ เพื่อประหยัดค่าใช้จ่ายในการปรับพีเอชน้ำเสีย โดยการนำสภาพเบสที่มีอยู่ในน้ำเสียมาใช้ปรับพีเอชในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ.
- 2) ควรทำการศึกษาที่อัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น มากกว่าค่าที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ เนื่องจากการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นจะช่วยให้ระบบสามารถรับอัตราบำบัดระบบทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น.
- 3) ควรมีการศึกษาโดยใช้น้ำเสียจริงชนิดอื่นๆ ที่มีคุณสมบัติของน้ำเสียแตกต่างกันไป เช่น น้ำเสียอุตสาหกรรมเกษตร เป็นต้น.
- 4) ควรมีการศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์รวมทั้งเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัด และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในระบบที่มีการเติมพอลิเมอร์เหมือนกันแต่ใช้ชนิดของตะกอนเริ่มต้นต่างกัน.

เอกสารอ้างอิง

- ต้นทุลเทศ, มั่นสิน. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- น้ำดอกไม้, ชลธิชา. 2545. ผลของชนิดตะกอนต่อการสร้างตะกอนเม็ดของระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียโปรตีน. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- นิลประยูร, สมพงษ์. 2536. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอิมัลชันแอโรบิกสลัดจ์แบบเคลื่อนที่. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ บัณฑิตวิทยาลัย, มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- บุญญศิริ, อะเคือ. 2537. การบำบัดน้ำกากส่าโดยกระบวนการยูเอเอสบีที่อุณหภูมิสูง. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. สาขาวิชาเคมีเทคนิค คณะวิทยาศาสตร์, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- พิทยากร, พีรพงษ์. 2530. การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยระบบยูเอเอสบี. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล คณะวิศวกรรมศาสตร์, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มาลัยหอม, วลัยรัตน์. 2547. ความสามารถจำเพาะในการผลิตก๊าซมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ผ่านกระบวนการทำแห้งแบบเยือกแข็ง. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- วงศ์วิสุทธิกุล, ประกิจ. 2545. การเริ่มเดินระบบปฏิกรณ์ชั้นสลัดจ์แอโรบิกแบบไหลขึ้นโดยสารโพลีเมอร์ประจุบวก. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. บัณฑิตวิทยาลัย, มหาวิทยาลัยมหิดล.
- ศรีวะโลสกุล, สมศักดิ์. 2534. การเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในช่วงเดินระบบถังหมักกระบวนการชั้นตะกอนจุลินทรีย์ไร้อากาศแบบไหลขึ้น. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ศรีพิมพ์ยิ้ม, หนึ่งฤทัย. 2546. การไฮโดรไลซิสและการเกิดกรดของหนังไก่และใส่ไก่จากโรงงานชำแหละไก่. กรุงเทพฯ: วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- สำนักเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อมโรงงาน. 2540. กรุงเทพฯ: กรมโรงงานอุตสาหกรรม, กระทรวงอุตสาหกรรม. คู่มือการจัดการสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรมการสกัดน้ำมันปาล์ม.

- อินทร์จ้อหอ, จีรพงษ์. 2537. การทดสอบความสามารถของตะกอนจุลินทรีย์จากระบบยูเอเอสบีขนาดใหญ่ช่วงเริ่มต้นเดินระบบ. กรุงเทพฯ: วิทยาลัยพณิชยการปริญาฎามหาบัณฑิต. ภาควิชาเทคโนโลยีชีวภาพ คณะวิทยาศาสตร์, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- Anderson, G.K. and Yang, G. 1992. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Water Environment Research*. 64(1): 53-59.
- Andrew, D., E., Lenore, S., C. and Arnold, E., G. 1995. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed. Washington: American Public Health Association.
- Bryant, M.P. 1979. Microbial methane production-theoretical aspects. *Journal Animals Science*. 48: 193-201.
- Buswell, A.M. and Mueller, H.F. 1952. Mechanisms of methane fermentation. *Industrial Engineering Chemistry*. 44: 550.
- Cail, R.G. and Barford, J.P. 1985. The development of granulation in upflow floc digester and upflow anaerobic sludge blanket digester treating cane juice stillage. *Biotechnology. Letters*. 7(7): 493-498.
- Chen, J. and Lun, S.Y. 1993. Study of mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*. 28(7): 171-178.
- Dararat, S. 1996. Effect of sub-optimal temperature and pH performance of UASB granules, methanotrix and methanosarcina, Master's Thesis. Vanderbilt University.
- Fang, H.H.P., Chui, H.K. and Li, Y.Y. 1994. Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewater. *Water Science and Technology*. 30(12): 87-96.
- Francese, A., Cordoba, P., Duran, J. and Sineriz, F. 1998. High upflow velocity and organic loading rate improve granulation in UASB reactors. *Water Journal of microbiology & biotechnology*. 14 : 337-341.
- Gonzalez, J.S., Rivera, A., Brja, R. and Sanchez, E. 1998. Influent of organic volumetric loading rate, nutrient and alkalinity: COD ratio on the anaerobic sludge granulation of UASB reactor treating sugar-cane Molasses. *International Biodeterioration and biodegradation*. 41(2): 127-131.
- Grobicki, A. 1997. Design manual for anaerobic treatment of industrial effluent. Sweden. Wrcplc.

- He Yan-Ling, Geng Xing-Lian and Yang Shu-Hui. 1995. Sludge granulation in UASB reactor for treatment of soda-anthraquinone chemical wheat-straw pulpblack liquor. *Bioresource Technology*. 51: 213-215.
- Hulshoff Pol, L.W. , De Zeeuw, W.J., Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G. 1983a. Granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*. 15: 291-304.
- Hulshoff Pol, L.W. , De Zeeuw, W.J., Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G. 1983b. Pelletization of anaerobic sludge in UASB reactor on sucrose containing substrates. Proceeding of 3rd International Symposium On Microbial Ecology. AUG:8-12.
- Jeong, H.S., Kim, Y.H., Yeom, S.H., Song, B.K. and Lee, S.I. 2005. Facilitated UASB granule formation using organic-inorganic hybrid polymers. *Process Biochemistry*. 40: 89-94.
- Kato, M.T. 1994. The anaerobic treatment of low strength soluble wastewaters in UASB reactors. *Journal of Fermentation and Bioengineering*. 77: 679.
- Kuan-Yeow Show, Ying Wang, Shiu-Feng Foong and Tay, J.H. 2004. Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Research*. 38(9): 2293-2304.
- Lettinga, G., Van Velson, A.F.M., Hobma, A.E., De Zeeuw, W. and Klapwijk, A. 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*. 22: 699-734.
- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Grin, P. and Roersma, R. 1982. Anaerobic treatment using the UASB process. Seminar on Anaerobic. *Wastewater Treatment*. August: 12-16.
- Lettinga, G., Grin, P. and Persma, R. 1983. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. *Water Science Technology*. 15: 177-195.
- Lettinga, G., Hobma, S.W., Hulshoffpol, L.W.H. and Zeew, W. De. 1983. Design operation and economy of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*. 15: 177-195.
- Ligero, P. and Soto, M. 2002. Sludge granulation during anaerobic treatment of pre-hydrolysed domestic wastewater. *Water South Africa*. 28(3): 307-311.
- Mamouni, R.E., Leduc, R. and Guiot, S.R. 1998. Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process. *Water Science and Technology*. 38: 341-347.

- McCarty, P.L. and McKinney, R.E. 1961. Salt toxicity in anaerobic digestion. *Journal Water Pollution Control Federation*. 33(4): 312-318.
- McCarty, P.L. 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals, Part II, environmental requirements and control. *Journal Public Works*. 95: 123.
- McCarty, P.L. and Kugelman, I.J. 1965. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*. 37(1): 97-116.
- McLeod, F.A., Guiot, S.R. and Costerton, J.W. 1990. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Apply Environmental Microbiology*. 56: 1598-1607.
- Metcalf and Eddy. 1991. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. Series in Water Resource and Environmental Engineering. 3rd ed. McGraw-Hill. New York. 1334.
- Noyola, A. and Moreno, G. 1994. Granules production from raw waste activated sludge. *Water Science and Technology*. 30(12): 339-346.
- Pette, K.C., de Vletter, R., Wind, E. and Van Gils, W. 1980. Full-scale anaerobic treatment of beet-sugar wastewater. Proceeding of 35th on Industrial Waste Conference. Purdue University. 635-642.
- Ramos, J., Obaya, M.C., Valdes, E., Villa, P. and Eng, F. 1994. Granulation of digested sewage sludge in mesophilic UASB reactors treating distillery wastewaters from sugar-cane molasses. *ACTA Bio tecnologica*. 14(3): 283-292.
- Schulze, D., Fiebig, R. and Dellweg, H. 1988. Development of granular sludge in the UASB treatment of model wastewater containing gelatine. *Biotechnology Letters*. 10(5): 319-324.
- Sharma, J. and Singh, R. 2001. Effect of nutrients supplementation on anaerobic sludge development and activity for treating distillery effluent. *Bioresource Technology*. 79: 203-206.
- Soto, M., Ligeró, P., Vega, A., Ruiz, I., Veiga, M.C. and Blázquez, R. 1997. Sludge granulation in UASB digesters treating low strength wastewaters at mesophilic and psychrophilic temperatures. *Environmental Technology*. 18: 1133-1141.
- Speece, R.E. 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press. United States of America. 10-290.

- Teo, K.C., Xu, H.L. and Tay, J.H. 2000. Molecular mechanism of granulation II: proton translocating activity. *Journal of Environmental Engineering*. 126(5): 411-418.
- Wiegant, W.M. and De Man, A.W.A. 1986. Granulation of biomass in thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating acidified wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*. 28: 718-727.
- Wu, W. H., Hu, J. C. and Gu, X. S. 1985. Properties of granular sludge in UASB reactor and its formation. Proceeding of 4th International Symposium on Anaerobic Digestion. Guangzhou, China. 114-117.
- Yan Yue-Gen and Tay Joo-Hwa. 1997. Characterisation of the granulation process during UASB start-up. *Water Research*. 31(7): 1573-1580.
- Yu Liu, Hai-Lou Xu, Shu-Fang Yang and Joo-Hwa Tay. 2003. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water Research*. 37: 661-673.
- Yu, H.Q., Tay, J.H. and Fang, H.H.P. 2001a. The role of calcium in sludge granulation during UASB reactor start up. *Water Research*. 35: 1052-1060.
- Yu, H.Q., Fang, H.H.P. and Tay, J.H. 2001b. Enhanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminum chloride. *Chemosphere*. 44(1): 31-36.

ภาคผนวก ก
ผลการทดลอง

ตารางที่ ก. 1 อุณหภูมิและค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกจากระบบ

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ.)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
1	37	-	-	-
2	36.5	-	-	-
3	36.5	6.7	8.68	8.61
4	32	7.63	8.69	8.74
5	37.5	7.48	8.68	8.73
6	37.5	7.79	8.43	8.39
7	38.5	8.18	8.9	8.86
8	38	8.18	8.8	8.87
9	37	7.74	8.73	8.78
10	38	7.91	8.81	8.79
11	39	6.57	8.5	8.53
12	38	7.94	8.74	8.74
13	38	-	-	-
14	38.5	7.03	8.6	8.6
15	39	7.62	8.62	8.64
16	40.5	7.57	8.47	8.65
17	39	7.36	8.69	8.68
18	39.5	8.02	8.73	8.82
19	38.5	6.06	8.37	8.52
20	39	7.67	8.64	8.74
21	33.5	7.58	8.52	8.57
22	38	8.12	8.85	8.6

ตารางที่ ก. 1 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา 1	ถังปฏิกิริยา 2
23	38	7.51	8.72	8.44
24	36.5	7.98	8.78	8.6
25	36.5	6.79	8.93	8.62
26	35	7.91	8.63	8.51
27	37	7.19	8.62	8.44
28	36.5	7.54	8.78	8.48
29	33.5	6.87	8.81	8.69
30	34.5	7.56	8.8	8.52
31	30	7	8.66	8.49
32	29	7.75	8.69	8.48
33	28	7.58	9.14	8.33
34	33	7.56	8.64	8.34
35	37.5	7.32	8.64	8.46
36	36	7.23	8.88	8.62
37	36.5	7.18	8.83	8.58
38	35.5	7.42	8.89	8.45
39	36	7.77	8.81	8.59
40	38.5	7.32	8.76	8.59
41	38.5	7.74	8.64	8.58
42	37	8.12	8.83	8.69
43	34.5	7.95	8.66	8.46
44	34.5	7.62	8.54	8.37
45	33.5	6.79	8.65	8.39
46	34.5	6.88	8.48	8.31
47	35.5	7.12	8.53	8.31

ตารางที่ ก. 1 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ)	พืช		
		น้ำเข้า	ตั้งปฏิบัติยา 1	ตั้งปฏิบัติยา 2
48	35	6.9	8.66	8.58
49	35.5	6.97	8.71	8.63
50	35	7.12	8.61	8.61
51	36.5	6.96	8.81	8.46
52	37	7.43	8.75	8.58
53	36.5	7.08	8.72	8.63
54	34	7.13	8.71	8.56
55	34.5	6.74	8.61	8.46
56	35	6.78	8.61	8.52
57	36	7.86	8.96	8.88
58	36.5	7.89	8.76	8.64
59	35	8.2	8.81	8.66
60	36.5	6.89	8.58	8.45
61	33.5	7.12	8.65	8.56
62	35	7.04	8.72	8.59
63	34.5	7.13	8.72	8.59
64	35	7.32	8.78	8.72
65	36	7.57	8.7	8.67
66	36.5	7.71	8.76	8.58
67	34.5	6.51	8.67	8.44
68	35.5	6.47	8.61	8.49
69	36	6.24	8.65	8.45
70	35.5	6.42	8.6	8.42
71	34.5	6.43	8.63	8.45
73	34	6.8	8.77	8.58

ตารางที่ ก. 1 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
74	35.5	6.99	8.56	8.45
75	35	7.52	8.58	8.81
76	34.5	6.63	8.81	8.71
77	35	6.45	8.93	8.84
78	35	6.75	8.93	8.86
79	33	7.76	8.89	8.74
80	35	8.08	8.96	8.9
81	32	5.76	8.82	8.89
82	33.5	6.49	8.89	8.82
83	34	5.85	8.82	8.71
84	35	5.85	8.77	8.7
85	37	5.67	8.98	8.89
86	38	7.36	9.3	9.11
87	27	6.26	8.86	8.67
88	31.5	5.55	8.92	8.78
89	27	5.39	8.91	8.8
90	33.5	5.38	8.9	8.79
91	36	5.4	8.77	8.82
92	37.5	7.01	8.81	8.82
93	38	5.37	8.78	8.81
94	37	5.38	8.77	8.62
95	34	5.71	8.56	8.48
96	34	5.62	8.55	8.47
97	33	5.64	8.65	8.65
98	32	5.62	8.68	8.44

ตารางที่ ก. 1 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
99	31.5	5.65	8.61	8.6
100	33	5.64	8.44	8.21
101	33.5	5.75	8.5	8.47
102	34	5.85	8.62	8.6
103	34	5.86	8.62	8.64
104	33	6.36	8.33	8.29
105	30	6.4	8.35	8.26
106	28	5.42	8.62	8.85
107	32	5.42	8.67	8.84
108	33	5.34	8.67	8.64
109	32	5.36	8.84	8.48
110	31.5	5.35	8.84	8.54
111	33	5.41	8.23	8.13
112	33	5.4	8.36	8.21
113	34	5.49	8.63	8.33
114	33.5	5.4	8.55	8.22
115	35	5.59	8.66	8.33
116	33.5	5.66	8.66	8.44
117	34	5.6	8.65	8.39
118	33	5.65	8.6	8.35
119	33	5.53	9.01	8.93
120	34	5.74	9.02	8.88
121	35	5.71	9.08	8.89
122	36	5.71	9.02	8.89
123	38	5.69	9.02	8.88

ตารางที่ ก. 1 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
124	35	7.12	8.98	8.96
125	35	7.18	8.96	8.97
126	36	7.16	8.95	8.97
127	35	5.86	8.64	8.56
128	34	5.8	8.65	8.45
129	38	5.85	8.72	8.57
130	38	5.29	8.8	8.58
131	39	5.3	8.79	8.55
132	39	5.31	8.8	8.59
133	37	5.25	8.78	8.71
134	35	5.19	9.28	8.94
135	36	5.18	9.28	8.91
136	35	5.17	9.08	8.98
137	36	5.2	8.72	8.59
138	36	5.21	8.69	8.6
139	34	5.19	8.79	8.77
140	32	5.36	8.79	8.77
141	31	5.41	8.78	8.76
142	32	5.39	8.77	8.63
143	34	5.41	8.78	8.65
144	29	6.02	8.66	8.63
145	29.5	6	8.68	8.58
146	30	5.99	8.56	8.51
147	33	5.3	8.64	8.53

ตารางที่ ก.1 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	อุณหภูมิ (°ซ)	พีเอช		
		น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
148	33	5.29	8.65	8.54
149	32	5.53	8.79	8.57
150	34	5.54	8.8	8.56
155	34	5.51	8.81	8.55
156	34.5	5.52	8.8	8.59
157	33	5.53	8.63	8.54
158	34	5.51	8.61	8.55
159	34	5.49	8.65	8.57

ตารางที่ ก.2 กรดอินทรีย์ระเหยง่ายของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
10	1032	64	64
12	8256	48	32
15	1280	144	136
17	2032	72	152
19	2560	80	368
22	3872	102.86	22.86
24	1560	256	112
26	2008	896	96
29	1400	48	192
31	3360	72	56
33	1580	24	48
36	2160	32	128
38	3060	32	32

ตารางที่ ก.2 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิกริยา 1	ถังปฏิกริยา 2
40	2920	40	40
43	2640	26.67	66.67
45	2520	40	160
47	2120	73.33	66.67
50	5680	113.33	40
52	3700	53.33	53.33
54	3210	188.57	297.14
57	2960	285.71	45.71
59	2040	205.71	62.86
61	2440	251.43	85.71
64	3320	194.29	205.71
66	3200	194.29	205.71
68	2160	253.33	34.29
71	4700	91.43	102.86
73	4740	85.71	91.43
75	4640	102.86	148.57
78	4640	80	102.86
80	6184.5	65.93	158
82	4061	257.14	72.53
85	6346	158.24	210.99
87	6923	118.68	237.36
89	4500	118.68	243.96
92	10661.5	131.87	230.77
94	6646	65.93	52.75
96	15554	184.62	98.9

ตารางที่ ก.2 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ตั้งปฏิกริยา 1	ตั้งปฏิกริยา 2
99	7638.5	250.55	197.8
101	7615.5	435.16	342.86
103	7292.5	389.01	382.42
106	5538.5	276.92	360
108	6738.46	166.15	221.54
110	10707.5	166.15	129.23
113	10153.9	276.92	129.23
115	9046.15	92.31	203.08
117	13061.5	295.38	387.69
120	14215.4	313.85	240
122	13476.9	276.92	350.77
124	13476.9	258.46	267.69
127	13661.5	147.69	129.23
129	14030.8	304.62	286.15
131	14215.5	175.38	240
134	8769.23	166.15	92.31
136	7523.08	286.15	378.46
138	8815.38	295.38	480
141	9230.77	166.15	147.69
143	9138.46	360	258.46
145	9138.46	221.54	258.46
148	7846.16	258.46	369.23

ตารางที่ ก.2 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
150	9276.93	249.23	175.38
155	8769.23	240	92.31
157	9276.92	276.92	203.08
159	9276.93	295.38	240

ตารางที่ ก.3 สภาพความเป็นเบสของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
2	706.25	3492.46	3577.45
3	741.05	3634.87	3956.76
4	741.05	3215.49	2928.45
5	535.15	4191.66	3977.86
7	709.55	2009.12	2070.23
8	460.86	1806.39	1846.86
9	312.19	1574.62	1633.68
10	219.63	1563.05	1619.04
11	84.88	1380.56	1380.44
12	430.19	1225.04	1148.95
14	113.65	1061.74	605.09
15	181.98	959.18	912.59
16	193.51	950.52	901.81
17	236.51	981.93	922.34
18	581.63	1346.68	1162.85

ตารางที่ ก.3 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
19	117.8	1008.97	926.65
20	492.08	1306.01	1109.49
21	587.52	1290.73	1206.01
22	222.13	1162.97	1172.89
23	326.1	1346.18	1165.74
24	447.11	1177.61	711.09
25	54.91	952.66	1024.02
26	510.01	1128.36	988.04
27	105.91	1079.89	1065.3
28	272.7	975.88	1009.28
29	176.44	1040.78	762.56
30	273.97	1046.05	1071.67
31	138.02	998.58	1011.45
32	340.36	1081.07	1021.14
33	189.06	998.2	1062.58
34	206.87	1235.35	1078.22
35	133.45	1129.18	1134.83
36	151.95	1255.73	1168.36
37	147.56	1227.47	1200.6
38	248.32	1217.95	1232.79
39	363.84	1309.48	1133.73
40	151.74	1306.84	1165.87
41	259.92	1129.18	1200.6
42	603.5	1209.03	1129.56
43	351.94	1874.67	1814.24

ตารางที่ ก.3 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
44	304.53	1287.39	1278.74
45	103.44	1271.91	1257.16
46	292.51	1303.19	1188.01
47	500.2	1275.06	1172.31
48	220.03	1263.39	1151.8
49	293.94	1252.08	1181.38
50	313.09	1309.23	1281.29
51	157.36	1399.68	1366.13
52	247.67	1446.55	1409.35
53	163.87	1458.99	1403.13
54	252.06	1398.84	1355.43
55	231.43	1464.91	1365.99
56	246.84	1373.57	1334.52
57	365.15	1349.44	1265.28
58	573.85	1365.41	1331.06
59	475.9	1334.04	1324.68
60	280.48	1331.28	1293.71
61	326.85	1395.52	1211.43
62	190.14	1365.19	1246.8
63	186.48	1387.08	1193.89
64	238.08	1302.67	1234.68
65	235.48	1290.67	1302.76
66	601.31	1237.28	1278.09
67	107.29	1411.47	1335.41
68	100.94	1454.35	1370.43
69	141.01	1436.04	1350.11

ตารางที่ ก.3 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถึงปฏิกิริยา 1	ถึงปฏิกิริยา 2
70	105.93	1448.81	1359.23
72	102.19	1429.09	1359.3
73	80.16	1544.26	1427.41
74	178.22	1680.8	1667.21
75	630.88	1786.35	1718.83
76	251.11	1805.11	1657.89
77	326.84	1780.45	1846.14
78	232.17	1899.32	1818.88
79	402.85	1971.15	2082.44
80	346.12	1836.28	1926.29
81	152.49	1841.87	2016.45
82	210.42	1806.23	2009.72
83	149.91	1704.23	1854.24
84	127.85	1643.98	1735.25
85	167.48	1450.23	1535.14
86	382.61	1258.97	1302.9
87	112.47	1683.84	1547.69
88	182.18	1607.22	1389.17
89	82.14	1544.34	1417.21
90	31.07	1588.02	1397.87
91	12.3	1616.44	1333.53
92	238.12	1590.84	1209.69
93	159.15	1692.36	1386.49
94	94.64	1701.97	1360.13
95	50.07	1738.98	1506.68
96	85.02	1672.9	1508.75

ตารางที่ ก.3 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
97	87.38	1848.78	1536.03
98	89.76	1829.26	1667.61
99	84.38	2066.61	1639.11
100	46.17	2141.91	1852.47
101	296.48	2117.64	1787.81
102	262.02	2533.63	2370.72
103	235.25	2456.73	2317.94
104	69.55	2227.16	2498.29
105	74.88	2344.6	2649.8
106	72.5	2090.39	2265.37
107	19.87	2100.72	2199.42
108	60.53	2080.19	2388.43
109	58	2008.85	2043.61
110	40.28	2033.35	2035.61
111	51.13	2210.23	1997.01
112	41.79	2210.88	1937.47
113	89.73	2202.86	2129.38
114	173.56	2261.43	2174.85
115	128.74	2309.72	2247.49
116	217.35	2274.43	2273.73
117	108.28	2293.63	2252.48
118	108.07	2285.06	2243.89
119	196.48	2418.48	2344.01
120	66.95	2387.27	2239.93
121	122.27	2406.17	2233.89
122	133.74	2305.33	2226.87

ตารางที่ ก.3 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
123	54.72	2247.76	2185.46
124	767.14	2149.88	1669.41
125	769.57	2126.5	1650.51
126	747.24	2252.73	1643.34
127	191.02	2085.25	2390.53
128	178.13	2118.45	2439.31
129	202.65	2157.76	2560.9
130	130.24	2204.6	2441.8
131	241.03	2309.51	2459.6
132	40.73	2368.23	2505.53
133	162.23	2201.15	2346.2
134	204.71	2066.66	2297.19
135	117.5	2076.17	2200.63
136	148.9	2362.48	2544.39
137	175.55	2069.81	2615.41
138	65.84	2169.95	2623.59
139	173.08	2183.22	2281.18
140	363.82	4353.29	2328.1
141	181.4	2154.28	2266.35
142	277.81	2215.19	2613.81
143	278.71	2187.79	2648.06
144	181.08	2265.69	2518.7
145	164.17	2254.3	2531.08
146	193.44	2142.23	2354.99
147	181.08	2220.84	2423.58
148	63.45	2285.43	2417.53

ตารางที่ ก.3 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ 1	ถังปฏิบัติการ 2
149	119.2	4102.06	4448.41
150	119.26	4084.1	4567.17
155	86.64	1995.81	2241.55
156	6.37	1981.97	2235.75
157	184.1	2075.28	2373.12
158	145.1	2075.32	2378.84
159	230.43	2080.2	2378.78

ตารางที่ ก.4 ค่าซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
5	6000	3200	1920	1040	1440	960
8	6000	3200	1440	960	1280	800
10	3200	2800	640	560	640	560
12	8000	4800	1280	640	1040	560
15	6000	3200	640	320	320	320
17	12000	6400	800	640	320	560
19	20000	12800	1280	800	960	640
22	10000	7200	1280	640	960	480
24	12000	4800	960	640	1120	480
26	4000	3200	480	320	480	320
29	10000	8000	800	400	640	320
31	12000	8800	640	480	320	240
33	10000	6000	640	400	800	400
36	10000	8000	400	320	400	320
38	8000	4800	400	320	320	240

ตารางที่ ก.4 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
40	16000	12000	560	480	480	400
43	6000	4800	480	320	320	320
45	8000	7200	320	240	320	240
47	4000	3200	240	160	240	160
50	8800	7200	400	320	240	160
52	16000	8000	480	320	480	320
54	14000	7200	640	560	400	320
57	18000	12000	400	320	480	320
59	12000	10000	480	240	320	160
61	14000	8000	480	480	320	320
64	16000	8000	400	400	400	400
66	16000	7200	320	240	560	400
68	22000	8800	480	400	400	320
71	20000	9600	560	480	480	320
73	18000	12000	640	560	640	560
75	18000	12000	640	560	720	640
78	20000	12800	720	640	640	560
80	14000	7200	720	640	720	640
82	14000	8000	400	240	400	320
85	22000	9600	640	560	640	560
87	26000	12000	800	720	560	480
89	22000	12800	640	560	560	480
92	22000	11200	720	720	560	560
94	32000	20800	800	720	800	720
96	20000	17600	800	720	480	480

ตารางที่ ก.4 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
99	24000	16800	880	800	640	560
101	19200	16000	880	800	640	640
103	16000	9600	720	640	640	560
106	20000	10000	880	720	720	640
108	28000	13600	1040	960	1120	960
110	26000	16800	880	800	960	960
113	26000	16000	1200	1120	1200	1040
115	32000	20000	1040	1040	1280	1120
117	32000	17600	1280	1040	1280	1040
120	28000	16800	1440	1120	1440	1120
122	28000	16000	1560	1200	1840	1280
124	26000	14400	1920	1840	1840	1560
127	30000	16800	1840	1440	1840	1440
129	30000	17600	960	880	720	640
131	32000	16000	1040	880	1120	960
134	32000	16800	720	560	880	720
136	26000	16000	960	800	960	800
138	26000	14400	720	720	800	720
141	30000	19200	800	720	800	720
143	26000	16000	800	720	800	720
145	28000	14400	720	720	800	720
148	28800	15200	720	640	560	560
150	30000	17600	720	720	560	560

ตารางที่ ก.4 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า		ถังปฏิบัติการที่ 1		ถังปฏิบัติการที่ 2	
	CODt	CODs	CODt	CODs	CODt	CODs
155	26000	13600	800	800	800	720
157	30000	16800	880	800	720	640
159	32000	17600	1120	1040	1040	960

ตารางที่ ก.5 ค่าของแข็งแขวนลอย (SS) ของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิบัติการ1	ถังปฏิบัติการ2
2	455	153.33	393.3
9	935	330	295
16	920	275	265
23	970	280	330
30	2410	285	273
37	1220	110	117.5
44	3660	200	162.5
51	2670	277.5	207.5
58	1250	312.5	245
65	7840	302.5	167.5
79	4720	366.67	250
86	3620	121.67	86.67
93	4980	400	165
100	3120	390	115
107	6780	3620	2250
114	7420	610	510
121	7800	595	275
128	6580	220	325

ตารางที่ ก.5 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา1	ถังปฏิกิริยา2
135	6980	570	510
142	6760	390	600
149	8720	530	370
156	8740	530	390

ตารางที่ ก.6 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ของน้ำเข้าและออกระบบ

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิกิริยา1	ถังปฏิกิริยา2
2	370	53.33	340
9	650	195	127.5
16	890	195	185
23	730	147.5	130
30	2280	156	152.5
37	990	92.5	80
44	3250	92.5	20
51	2270	97.5	20
58	900	132.5	97.5
65	6940	120	27.5
79	3880	193.3	86.67
86	3540	116.7	20
93	4320	196.7	62.5
100	2900	256.7	60
107	6080	1980	1200
114	6680	345	275
121	6600	345	205
128	6080	136.7	270

ตารางที่ ก.6 (ต่อ)

วันที่ทำการทดลอง	น้ำเข้า	ถังปฏิกริยา1	ถังปฏิกริยา2
135	6640	345	370
142	5880	205	275
149	7660	210	135
156	7720	205	150

ตารางที่ ก.7 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2	ถังปฏิกริยาที่ 1	ถังปฏิกริยาที่ 2
1	226	149	226	149
2	314	367	540	516
3	314	298	854	814
4	1011	894	1865	1708
5	1168	1112	3033	2802
6	1325	1410	4358	4230
7	1011	1112	5369	5324
8	1011	963	6380	6305
9	785	814	7165	7119
10	1482	1261	8647	8380
11	1325	1410	9972	9790
12	1256	1341	11228	11131
13	1325	1341	12553	12472
14	1256	1261	13809	13733
15	785	814	14594	14547
16	1482	1490	16076	16037
17	1884	1788	17960	17825
18	2267	2304	20227	20129
19	1413	1043	21640	21172

ตารางที่ ก.7 (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ตั้งปฏิบัติการที่ 1	ตั้งปฏิบัติการที่ 2	ตั้งปฏิบัติการที่ 1	ตั้งปฏิบัติการที่ 2
20	942	894	22582	22066
21	1413	894	23995	22960
22	1099	1112	25094	24072
23	1482	1192	26576	25562
24	1482	1341	28058	27052
25	1570	1410	29628	28611
26	1413	1490	31041	30101
27	1639	1788	32680	31889
28	1482	2980	34162	34869
29	854	2086	35016	36955
30	2512	3725	37528	40680
31	2424	3496	39952	44176
32	540	963	40492	45139
33	1482	2155	41974	47294
34	1482	2304	43456	49598
35	1325	1559	44781	51157
36	854	894	45635	52051
37	1325	1261	46960	53312
38	942	894	47902	54206
39	1011	963	48913	55169
40	1168	1261	50081	56430
41	1256	1261	51337	57691
42	1884	2006	53221	59697
43	1639	1937	54860	61634
44	1639	1639	56499	63273
45	2041	2155	58540	65428

ตารางที่ ก.7 (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ตั้งปฏิบัติการที่ 1	ตั้งปฏิบัติการที่ 2	ตั้งปฏิบัติการที่ 1	ตั้งปฏิบัติการที่ 2
46	1570	1639	60110	67067
47	1884	1857	61994	68924
48	2669	2831	64663	71755
49	3052	3129	67715	74884
50	1953	1937	69668	76821
51	1727	1639	71395	78460
52	1639	1639	73034	80099
53	1639	1559	74673	81658
54	2041	1937	76714	83595
55	69	149	76783	83744
56	69	69	76852	83813
57	471	596	77323	84409
58	1570	1559	78893	85968
59	2110	2006	81003	87974
60	2041	2006	83044	89980
61	1325	1261	84369	91241
62	1570	1559	85939	92800
63	1570	1559	87509	94359
64	854	894	88363	95253
65	942	963	89305	96216
66	2267	2384	91572	98600
67	2198	2384	93770	100984
68	2267	2384	96037	103368
69	2267	2384	98304	105752
70	2267	2384	100571	108136
71	2355	2533	102926	110669

ตารางที่ ก.7 (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มด.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มด.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
72	471	745	103397	111414
73	471	745	103868	112159
74	3140	3129	107008	115288
75	3454	3427	110462	118715
76	2512	3049	112977	121764
77	2669	3347	115646	125111
78	2826	3427	118472	128538
79	1953	2155	120425	130693
80	540	814	120965	131507
81	1639	1857	122604	133364
82	1727	1788	124331	135152
83	1256	1341	125587	136493
84	1011	1192	126598	137685
85	942	1112	127540	138797
86	854	596	128394	139393
87	1482	1341	129876	140734
88	1011	894	130887	141628
89	942	894	131829	142522
90	1099	1043	132928	143565
91	1168	1112	134096	144677
92	1796	1708	135892	146385
93	2738	2602	138603	148987
94	4622	4470	143252	153457
95	3680	3645	146932	157102
96	5250	5135	152182	162237

ตารางที่ ก.7 (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ตั้งปฏิบัติการที่ 1	ตั้งปฏิบัติการที่ 2	ตั้งปฏิบัติการที่ 1	ตั้งปฏิบัติการที่ 2
97	5338	5364	157520	167601
98	5338	5364	162858	172965
99	5024	4917	167882	177882
100	4867	4917	172749	182799
101	4936	4837	177685	187636
102	4867	4837	182552	192473
103	5024	5066	187576	197539
104	4710	4619	192286	202158
105	4622	4619	196908	206777
106	4082	4023	200990	210800
107	3297	3347	204287	214147
108	2983	3278	207270	217425
109	3140	3427	210410	220852
110	2983	3198	213393	224050
111	2355	2453	215748	226503
112	2198	2384	217946	228887
113	2424	2533	220370	231420
114	2424	2682	222794	234102
115	1639	2304	224433	236406
116	1727	2235	226160	238641
117	1727	2235	227887	240876
118	1639	2155	229526	243031
119	1796	2304	231322	245335
120	1796	2304	233118	247639
121	1796	2235	234914	249874

ตารางที่ ก.7 (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
122	1884	2384	236798	252258
123	1727	2235	238525	254493
124	1639	2155	240164	256648
125	1639	2235	241803	258883
126	1796	2235	243599	261118
127	1639	2235	245238	263353
128	2110	2682	247348	266035
129	3680	4768	251028	270803
130	3454	4390	254482	275193
131	2826	3347	257308	278540
132	3209	3576	260517	282116
133	2983	3198	263500	285314
134	2826	3129	266326	288443
135	2895	3198	269221	291641
136	2983	3198	272204	294839
137	1884	2235	274088	297074
138	2110	2602	276198	299676
139	1953	2533	278151	302209
140	1727	1937	279878	304146
141	1953	2304	281831	306450
142	2198	2751	284029	309201
143	1796	2533	285825	311734
144	1953	2602	287778	314336
145	1727	2384	289505	316720
146	1570	2006	291075	318726
147	1796	2235	292871	320961

ตารางที่ ก.7 (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซในแต่ละวัน (มล.)		ปริมาณก๊าซสะสม (มล.)	
	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2	ถังปฏิบัติการที่ 1	ถังปฏิบัติการที่ 2
148	1639	1937	294510	322898
149	1727	2086	296237	324984
150	1796	2533	298033	327517
151	1796	2533	299829	330050
152	1884	2602	301713	332652
153	1953	2682	303666	335334
154	1796	2602	305462	337936

ภาคผนวก ข

วิธีวิเคราะห์เม็ดตะกอนจุลินทรีย์

- ก. ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (specific methanogenic activity, SMA)
- ข. ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (sieve analysis)
- ค. ความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ก. ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (specific methanogenic activity, SMA)

ขั้นตอนในการทดสอบมีดังนี้:

- 1) เตรียมเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องการทดสอบปริมาณ 500 มก. วีเอสเอส
- 2) เตรียม Vanderbilt Media Solution และกรดแอสติค 5 เปอร์เซ็นต์ เพื่อใช้เป็นสารอาหารเสริมและเพื่อให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวเข้ากับสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม
- 3) ใส่สารอาหารเสริมที่เตรียมในข้อ 2 ลงในขวด Serum Bottle แล้วตามด้วยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
- 4) ไล่อากาศออกจากขวด โดยใช้ก๊าซ $N_2:CO_2$ ซึ่งมีสัดส่วน 70:30 ประมาณ 1 นาที
- 5) เติมน้ำเกลือซีเอ็มเอชที ความเข้มข้น 7,500 มก./ล. (สัดส่วนของก๊าซมีเทนที่เกิดประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์) ให้เป็นสารอาหารสำหรับเชื้อตะกอนจุลินทรีย์
- 6) ทำการวัดก๊าซที่เกิดขึ้นทุกวัน โดยมีการเก็บข้อมูลในช่วงเวลาเดียวกันและบันทึกอุณหภูมิทุกวันในช่วงเวลาที่วัดก๊าซ
- 7) เมื่อสิ้นสุดการทดลองนำตะกอนเม็ดจุลินทรีย์มาหาค่ากรัมวีเอสเอส
- 8) นำค่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น ไป plot กราฟ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่างค่ามล. มีเทนสะสมกับเวลา
- 9) นำค่ากราฟความชันสูงสุดไปคำนวณหาค่าความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การคำนวณ

$$\text{Specific Methanogenic Activity: (SMA)} = \frac{(\text{g CH}_4 - \text{COD})}{t \cdot B}$$

เมื่อ

$$\frac{(\text{g CH}_4 - \text{COD})}{t} = \text{slope max} = \text{ค่าความชันกราฟสูงสุด}$$

$$B = \text{Biomass in the reactor (กรัมวีเอสเอส)}$$

ข. ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (sieve analysis)

อุปกรณ์ที่ใช้ในการหาขนาดของเม็ดตะกอน มีดังนี้:

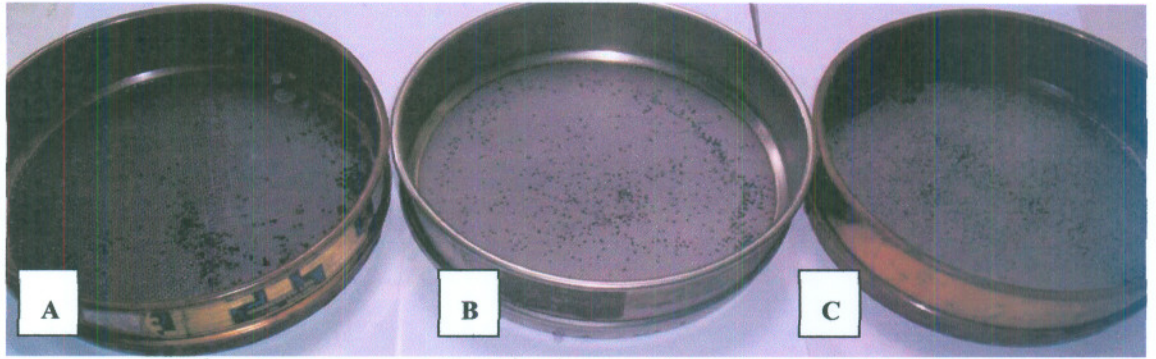
- ถังน้ำขนาด
- Laboratory test sieve ENDECOTTS LTD.
- ถ้วยกระเบื้อง

การหาขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำได้โดยการร่อนเม็ดตะกอนผ่านตะแกรงที่มีรูเปิดขนาดต่างๆ กันในน้ำ มีวิธีการ ดังนี้:

- 2) ดึงตัวอย่างออกมาจากถังปฏิบัติการ
- 3) เติมน้ำใส่ถังขนาดใหญ่พอที่จะสามารถใส่ตะแกรงลงไปได้ โดยเติมน้ำให้มีความสูงพื้นตะแกรง
- 4) เรียงตะแกรงจากรูเปิดขนาดใหญ่ไปขนาดเล็ก
- 5) เทเม็ดตะกอนที่เตรียมไว้ลงไปบนตะแกรงที่เรียงกันอยู่
- ✓6) ค่อยๆ ร่อนเม็ดตะกอน
- 7) นำตะกอนที่ค้างที่ตะแกรงมาใส่ถ้วยกระเบื้องที่เตรียมไว้และชั่งน้ำหนักแล้ว
- 8) นำไปอบที่ 150 องศาเซลเซียส และชั่งน้ำหนักจะได้ค่า SS
- 9) หลังจากได้ค่าแล้วก็ไปเทียบกับ 100 เปอร์เซ็นต์
- 10) จะได้ค่าสัดส่วนขนาดเม็ดตะกอนว่ามีกี่เปอร์เซ็นต์ของทั้งหมด

ตารางที่ ข.1 ขนาดของตะแกรงที่ใช้ในการหาตะกอนเม็ด

Tyler Standard	ขนาดรูเปิดของตะแกรง (มม.)
18 Mesh.	1.00
25 Mesh.	0.71
35 Mesh.	0.50

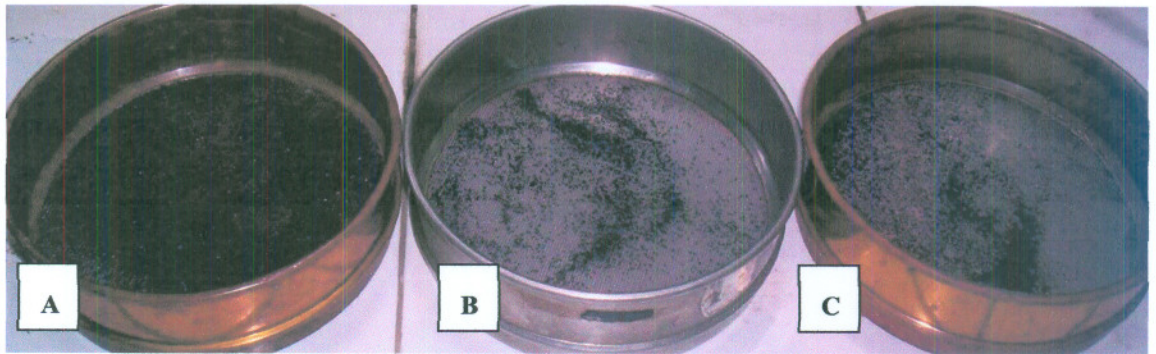


รูปที่ ข.1 ตะกอนจากถังปฏิบัติการที่ 1 ที่ติดบนตะแกรงร่อนขนาดต่างๆ.

A - 1 มม.

B - 0.71 มม.

C - 0.50 มม.



รูปที่ ข.2 ตะกอนจากถังปฏิบัติการที่ 2 ที่ติดบนตะแกรงร่อนขนาดต่างๆ.

A - 1 มม.

B - 0.71 มม.

C - 0.50 มม.

ค. ความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การหาค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถทำได้โดยการจับเวลาเมื่อเม็ดตะกอนจมตัวลงในน้ำเป็นระยะทางเท่ากับ 30 เซนติเมตร โดยมีวิธีการดังนี้:

- 1) เตรียมอุปกรณ์ที่จะทำการทดสอบดังแสดงในรูปที่
- 2) เติมน้ำลงไปในอุปกรณ์ที่จะทดสอบจนเต็ม
- 3) ปลอ่ยตะกอนเม็ดลงมาจากอุปกรณ์ที่บรรจุน้ำอยู่เต็มประมาณ 1 เมตร
- 4) เมื่อตะกอนเคลื่อนที่มาถึงจุดที่ 1 ที่ทำสัญลักษณ์ไว้ เริ่มทำการจับเวลา
- 5) เมื่อตะกอนเคลื่อนที่มาถึงจุดที่ 2 ที่ทำสัญลักษณ์ไว้หยุดนาฬิกาจับเวลา
- 6) นำไปคำนวณได้ค่าระยะทางต่อเวลา ดังแสดงในสมการ

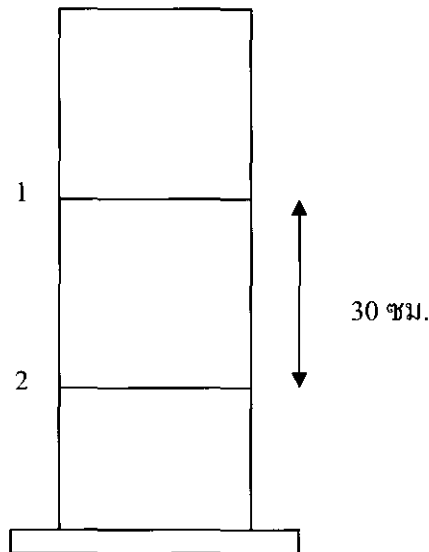
$$V = S/T$$

V คือ ค่าความเร็วในการจมตัวของเม็ดตะกอน

S คือ ระยะทางที่เม็ดตะกอนเคลื่อนที่

T คือ เวลาที่ใช้ในการเคลื่อนที่เป็นระยะทางเท่ากับ S

- 7) เปลี่ยนหน่วยเป็นเมตรต่อชั่วโมง



รูปที่ ข.3 ลักษณะอุปกรณ์ในการหาค่าความเร็วในการจมตัว.