

10062552



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ

การพัฒนาระบบบำบัดไร้อากาศแบบอีจีเอสพีสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนของไทย

โดย รศ.ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล และคณะ

พฤษภาคม 2548

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการ

การพัฒนาระบบบำบัดไร้อากาศแบบอีจีเอสพีสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนของไทย

เล่มที่ 1: ผลของแหล่งที่มาของหัวเชื้อจุลินทรีย์และความเร็วไหลขึ้น
ต่อการเดินระบบอีจีเอสพีสำหรับบำบัดน้ำเสียอาคารสูง

คณะผู้วิจัย

- รศ.ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล
- รศ.ดร. ศิริรัตน์ เร่งพิพัฒน์
- นายปรีชา ทดนาที

สังกัด

ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ชุดโครงการ เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม

สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.)
(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย สกว. ไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

สัญญาเลขที่ RDG45-3-0006

โครงการ " การพัฒนาระบบบำบัดไร้อากาศแบบอีจีเอสบีสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนของไทย"

สรุปรายงานฉบับสมบูรณ์

รายงานในช่วง: ตั้งแต่วันที่ 1 ธันวาคม 2545 ถึงวันที่ 31 พฤศจิกายน 2547

ชื่อหัวหน้าโครงการ: รศ.ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล

ที่ทำงานและสถานที่ตั้ง: ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ถ. พญาไท กรุงเทพฯ 10330

วัตถุประสงค์ของโครงการ

1. พัฒนาระบบบำบัดแบบ EGSB เพื่อเป็นทางเลือกใหม่ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนของไทย
2. ศึกษาถึงความเป็นไปได้ของการใช้ระบบบำบัด EGSB ในการบรรลุป้าหมายมาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนประเภทอาคารสูง
3. ศึกษาถึงผลของการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ซึ่งได้แก่ ผลของชนิด granule sludge ที่ใช้เริ่มเดินระบบ เวลาพักและความเร็วไหลขึ้นที่ใช้ในถังปฏิกรณ์ที่มีต่อประสิทธิภาพการลดค่าบีโอดี ที่เคเอ็นของระบบ EGSB
4. ศึกษาการดำเนินระบบ EGSB ในระยะยาว และสังเกตการเปลี่ยนแปลงของลักษณะรูปร่างของเกรนูลสัดจ์ในระบบ

รายละเอียดผลการดำเนินงานของโครงการตามแผนงานโดยสรุป

กิจกรรม (ตามแผน)	Output (ตามแผน)	Output (จากผลการดำเนินการ)
ระยะที่ 1 (เล่ม 1): - การพัฒนาระบบบำบัดไร้อากาศแบบอีจีเอสบีสำหรับบำบัดน้ำเสียอาคารโดยใช้ชนิด granule sludge ที่แตกต่างกัน - ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากอาคารสูงในการเดินระบบระยะยาว	-ตรวจสอบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากอาคารสูงของทั้ง 3 reactors ที่ใช้ granule sludge จากแหล่งต่างกัน สำหรับการเดินระบบหลังจากการ acclimatization ของ granule sludge	- ผลการตรวจสอบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากอาคารสูงของทั้ง 3 reactors ที่ใช้ granule sludge จากแหล่งต่างกัน สำหรับการเดินระบบหลังจากการ acclimatization ของ granule sludge แสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการนำระบบอีจีเอสบี ไปใช้งานจริง ในการบำบัดน้ำเสียจากอาคารสูงต่อไป

ข้อเสนอแนะต่อ สกว. : -



รศ.ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล

หัวหน้าโครงการ

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้ เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีร่วมกับเมดตะกอนหัวเชื้อจุลินทรีย์จากแหล่งต่างกันในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ แบ่งการทดลองเป็น 2 ช่วง คือ ช่วงแรกเป็นการศึกษาช่วงเริ่มต้นระบบ โดยศึกษาผลของการใช้เมดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตและเมดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีนต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ช่วงที่สองเป็นการศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และการเปลี่ยนแปลงของเมดตะกอนจุลินทรีย์ กำหนดความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. และศึกษาผลการเติมโคบอลต์และแคลเซียมต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี รวมไปถึงการเปลี่ยนแปลงของเมดตะกอนจุลินทรีย์ โดยกำหนดอัตราส่วนซีโอได้น้ำเข้าต่อแคลเซียมต่อโคบอลต์ที่เติมประมาณ 100:0.3:0.008

ผลการศึกษาช่วงแรก พบว่า ระบบอีจีเอสบีที่ใช้เมดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตและโปรตีน สามารถปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัว ประมาณ 30 วันหลังจากเริ่มต้นระบบ ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไดในช่วงสภาวะคงตัวมีค่าเท่ากับร้อยละ 72 และร้อยละ 74 สำหรับระบบอีจีเอสบีที่ใช้เมดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตและโปรตีน ตามลำดับ ที่ความเร็วไหลขึ้นคงที่ 7 ม./ชม. ซึ่งเป็นความเร็วไหลขึ้นที่มีประสิทธิภาพสูงสุด จากผลการทดลอง พบว่าระบบอีจีเอสบีที่ใช้เมดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตและโปรตีนมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน

ผลการศึกษาช่วงที่สอง พบว่า ระบบอีจีเอสบีที่ใช้ร่วมกับเมดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดีในน้ำออกเท่ากับ 33, 28, 27 และ 30 มก./ล. ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 61, 65, 66 และ 63 ตามลำดับ และระบบอีจีเอสบีที่ใช้ร่วมกับเมดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทโปรตีน ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดีในน้ำออกเท่ากับ 31, 27, 26 และ 29 มก./ล. ตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 62, 67, 68 และ 65 ตามลำดับ จากผลการทดลอง พบว่าค่าความเร็วไหลขึ้นที่ 7 ม./ชม. ทำให้ระบบอีจีเอสบีมีประสิทธิภาพกำจัดสารอินทรีย์สูงสุดคือสามารถลดค่าบีโอดีในน้ำออกให้เหลือเพียง 26-27 มก./ล. ซึ่งมีค่าใกล้เคียงค่าบีโอดี 20 มก./ล. ซึ่งเป็นค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารจึงแนะนำความเร็วไหลขึ้นที่ 7 ม./ชม. เป็นค่าที่เหมาะสมต่อการเดินระบบอีจีเอสบี

ขณะที่ภายหลังการเติมโคบอลต์และแคลเซียมเป็นเวลา 60 วัน ทำให้ระบบอีจีเอสบีมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นร้อยละ 3-9 ประสิทธิภาพกำจัดบีโอดีเพิ่มขึ้นร้อยละ 7-11 และค่าความสามารถจำเพาะเพิ่มขึ้นร้อยละ 13-57 ส่งผลให้ค่าบีโอดีน้ำออกเหลือเพียง 21-25 มก./ล. ซึ่งมีค่าใกล้เคียงค่าบีโอดี 20 มก./ล. ซึ่งเป็นมาตรฐานน้ำทิ้ง

ดังนั้น การใช้กระบวนการอีจีเอสบีร่วมกับเมดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตและโปรตีน ต่างก็มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ

ABSTRACT

This research was to study the efficiencies of applying Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) system in association with different type of seed granular sludge in treating low strength wastewater. The study was divided into 2 experimental periods. The first period studied the start up of the system to investigate effect of seed granular sludge on operation of EGSB system. The second period studied effects of upflow velocity on efficiencies of EGSB system for organic removal and changing of seed granular sludge at upflow velocity 3.5,5,7 and 10 m/hr. In addition, the study was also to know the effect of addition of Co,Ca on efficiency of EGSB system at influent COD:calcium:cobalt ratio equal to 100:0.3:0.008.

From the results obtained from the first period, it was found that EGSB system with seed granular sludge from carbohydrate and protein wastewater could adjust to steady state within 30 days after start up period. COD removal efficiencies at steady state were 72 % and 74% for the EGSB system with seed granular sludge from carbohydrate and protein wastewater, respectively. Therefore, it was obvious that the EGSB system with seed granular sludge from carbohydrate and protein wastewater have similar high efficiency for organic removal.

From the results obtained from the second d 10 m./hr. had effluent BOD equaled to 33,28,27 and 30 mg/l that can calculate BOD removal efficiencies at steady state were 61,65,66 and 63 %, respectively. It was also found that EGSB system with seed granular sludge from protein wastewater at upflow velocity 3.5,5,7 and 10 m./hr. had effluent BOD equaled to 31,27,26 and 29 mg/l that can calculate BOD removal efficiencies at steady state were 62,67,68 and 65 %, respectively. From the results, it was also found that with upflow velocity of 7 m/hr, highest organic removal efficiency could be achieved. The treated effluent's BOD was 26-27 mg/l, which was closed to the building effluent standard of 20 mg/l. Therefore, the recommended upflow velocity of the system should be 7 m/hr

After addition of Co, Ca in EGSB system about 60 days that could increase of COD removal efficiency, BOD removal efficiency and SMA at 3-9 % , 7-11% and 13-57 %, respectively.

In summary, the EGSB system with seed granular sludge from carbohydrate and protein wastewater can be an appropriate technology for treatment of low strength wastewater.

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) และบัณฑิตวิทยาลัย
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งให้การสนับสนุนงานวิจัยครั้งนี้จนสำเร็จลุล่วงด้วยดี
ขอขอบคุณโรงงานเส้นไหมข่อย และโรงงานแปซิฟิคมารีนฟู้ด ที่ให้ความ
อนุเคราะห์เมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัย

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ญ
สารบัญรูป.....	ฎ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 คำนำ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตการวิจัย.....	2
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	3
2.1 น้ำทิ้งชุมชน.....	3
2.1.1 องค์ประกอบน้ำทิ้งจากแหล่งชุมชน.....	3
2.1.2 ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งชุมชน.....	4
2.1.3 ปริมาณน้ำทิ้งชุมชน.....	7
2.2 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบตะกอนเร่ง.....	9
2.3 กระบวนการไร้ออกซิเจน.....	10
2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี.....	14
2.4.1 กลไกการทำงานของระบบยูเอเอสบี.....	16
2.4.2 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี.....	14
2.4.3 ลักษณะและหลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี.....	15
2.4.4 ประเภทของ Granular Sludge ในระบบยูเอเอสบี.....	18
2.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดจุลชีพ.....	19
2.5.1 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดจุลชีพ.....	21
2.5.2 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลชีพ.....	22
2.6 ปัจจัยที่มีผลการทำงานของระบบ ยูเอเอสบี.....	23

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.6.1 อุณหภูมิ (Temperature).....	23
2.6.2 พีเอช (pH).....	23
2.6.3 ความเข้มข้นกรดอินทรีย์.....	24
2.6.4 ระดับสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนต	24
2.6.5 โออาร์พี (ORP).....	24
2.6.6 ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย (Substrate).....	25
2.6.7 สารอาหารที่จำเป็น (Nutrients).....	25
2.6.8 สารพิษ (Toxic).....	25
2.7 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB).....	27
2.8 การศึกษาที่ผ่านมา.....	31
2.8.1 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการยูเอเอสบี.....	31
2.8.2 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบอีจีเอสบี.....	34
2.8.3 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	35
2.8.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการเติมสารอาหาร.....	37
บทที่ 3 วัตถุประสงค์ สารเคมี และวิธีดำเนินการวิจัย.....	39
3.1 แผนการทดลอง.....	39
3.2 การเตรียมน้ำเสีย.....	43
3.3 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	44
3.3.1 ถังพักน้ำเสีย.....	44
3.3.2 เครื่องสูบน้ำ.....	44
3.3.3 ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี.....	44
3.3.4 อุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนทีน้ำ.....	45
3.4 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน.....	45
3.5 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์.....	49
บทที่ 4 ผลการทดลอง และการวิจารณ์.....	51
4.1 การดำเนินการทดลอง.....	51
4.2 การศึกษาความเหมาะสมของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งต่างกันในการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี.....	52
4.2.1 ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	52

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.2.2 ผลการเดินระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ.....	55
4.2.3 วิจารณ์ผลการเดินระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ.....	61
4.3 การศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี.....	62
4.3.1 ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อระบบอีจีเอสบี.....	63
4.3.2 วิจารณ์ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อระบบอีจีเอสบี.....	79
4.4 การศึกษาผลการเติมโคบอลต์และแคลเซียมที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี.....	96
4.4.1 ผลการทดลองเติมโคบอลต์ และแคลเซียมต่อระบบอีจีเอสบี.....	96
4.4.2 วิจารณ์ผลการเติมโคบอลต์ และแคลเซียมที่มีต่อระบบอีจีเอสบี.....	116
4.5 วิเคราะห์ก๊าซชีวภาพ.....	125
บทที่ 5 สรุปผลการทดลอง และข้อเสนอแนะ.....	131
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	131
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	132
รายการอ้างอิง.....	133
ภาคผนวก.....	137

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำทิ้งจากอาคารประเภทต่างๆของชุมชนในประเทศไทย.....	4
ตารางที่ 2.2 อัตราน้ำเสีย และปริมาณบีโอดีจากอาคารในประเทศไทย.....	6
ตารางที่ 2.3 ค่ามาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมและจากอาคารสูง.....	16
ตารางที่ 2.4 การแบ่งประเภทและขนาดของสิ่งก่อสร้างที่อ้างอิงในตารางที่ 3.3.....	8
ตารางที่ 2.5 แสดงวัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะสำหรับระบบยูเอเอสบี.....	18
ตารางที่ 3.1 ลักษณะของจุลินทรีย์.....	41
ตารางที่ 3.2 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียต่างชนิดกัน	41
ตารางที่ 3.3 แผนการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบ.....	42
ตารางที่ 3.4 แผนการทดลองที่ 1.....	43
ตารางที่ 3.5 แผนการทดลองที่ 2.....	43
ตารางที่ 3.6 คุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนจากอาคารเรียนที่ใช้ในการวิจัย.....	45
ตารางที่ 3.7 พารามิเตอร์ที่วัด และความรู้ในการวิเคราะห์.....	50
ตารางที่ 3.8 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์และวิธีการที่ใช้วิเคราะห์.....	51
ตารางที่ 4.1 ลำดับการทดลอง.....	52
ตารางที่ 4.2 ตารางแสดงคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์.....	53
ตารางที่ 4.3 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ หลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว (วันที่ 31-60) ...	58
ตารางที่ 4.4 ผลการทดลองการทดลองที่ 1 ตะกอนชนิด A.....	78
ตารางที่ 4.5 ผลการทดลองการทดลองที่ 1 ตะกอนชนิด B.....	79
ตารางที่ 4.6 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี.....	80
ตารางที่ 4.7 การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่างๆ.....	82
ตารางที่ 4.8 ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์.....	94
ตารางที่ 4.9 ผลการทดลองการทดลองที่ 2 (ตะกอนชนิด A).....	108
ตารางที่ 4.10 ผลการทดลองการทดลองที่ 2 (ตะกอนชนิด B).....	109
ตารางที่ 4.11 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA)	110
ตารางที่ 4.12 ผลของการเติมสารอาหารต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี.....	116
ตารางที่ 4.13 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด.....	129

สารบัญรูป

	หน้า
รูปที่ 2.1 การเจริญเติบโตของจุลชีพในถังปฏิกรณ์แบบแบตช์.....	9
รูปที่ 2.2 ปฏิกริยารีดอกซ์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์น้ำเสีย.....	10
รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	12
รูปที่ 2.4 ชนิดของสารตั้งต้น และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้.....	13
รูปที่ 2.5 ระบบแบบไร้อากาศที่พัฒนาขึ้นสำหรับรับภาระบรรทุกสูงประเภทต่างๆ.....	16
รูปที่ 2.6 ตัวอย่างของตัวแยกสามสถานะ ที่ใช้ในกระบวนการยูเอเอสพีสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน.....	17
รูปที่ 2.7 โครงสร้างของเม็ดจุลชีพในระบบยูเอเอสพีที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส.....	19
รูปที่ 2.8 โครงสร้าง และความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต.....	21
รูปที่ 2.9 กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย.....	21
รูปที่ 2.10 กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดจุลชีพ.....	22
รูปที่ 2.11 แผนผังส่วนประกอบของระบบ ยูเอเอสพี และอีจีเอสพี.....	28
รูปที่ 3.1 ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาทำการวิจัย.....	42
รูปที่ 3.2 สรุปแผนการทดลองของงานวิจัย.....	44
รูปที่ 3.3 ส่วนประกอบของถังอีพีปฏิกรณ์อีจีเอสพี.....	47
รูปที่ 3.4 แผนผังการไหลของระบบอีจีเอสพี.....	48
รูปที่ 3.5 ชุดอุปกรณ์และการติดตั้งของระบบอีจีเอสพี.....	49
รูปที่ 3.6 อุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนทีน้ำ.....	49
รูปที่ 4.1 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ.....	55
รูปที่ 4.2 พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาสภาวะคงตัวของระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ.....	57
รูปที่ 4.3 ซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัด (ช่วงเริ่มต้นระบบ).....	59
รูปที่ 4.4 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด (ช่วงเริ่มต้นระบบ).....	61
รูปที่ 4.5 พีเอช (ช่วงเริ่มต้นระบบ).....	61
รูปที่ 4.6 กรดไขมันระเหย (ช่วงเริ่มต้นระบบ).....	62
รูปที่ 4.7 สภาพต่างทั้งหมด (ช่วงเริ่มต้นระบบ).....	62
รูปที่ 4.8 ซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัด.....	65
รูปที่ 4.9 บีไอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด.....	67
รูปที่ 4.10 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด.....	69
รูปที่ 4.11 อุณหภูมิ.....	70

สารบัญรูป (ต่อ)

	หน้า
รูปที่ 4.12 สภาพต่างทั้งหมด.....	71
รูปที่ 4.13 กรดไขมันระเหย.....	73
รูปที่ 4.14 กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง.....	75
รูปที่ 4.15 พีเอช.....	75
รูปที่ 4.16 โออาร์พี.....	76
รูปที่ 4.17 ทีเคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัด.....	77
รูปที่ 4.18 เปรียบเทียบค่าซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ.....	81
รูปที่ 4.19 เปรียบเทียบค่าบีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ.....	81
รูปที่ 4.20 ค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ.....	82
รูปที่ 4.21 การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ.....	83
รูปที่ 4.22 ประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีที่ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนค่าต่าง ๆ.....	84
รูปที่ 4.23 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ (ดังปฏิกรณ์ที่ 1).....	84
รูปที่ 4.24 – 4.31 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน.....	86
รูปที่ 4.32 ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์.....	95
รูปที่ 4.33 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2).....	97
รูปที่ 4.34 บีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2).....	98
รูปที่ 4.35 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2).....	100
รูปที่ 4.36 อุณหภูมิ (การทดลองที่ 2).....	101
รูปที่ 4.37 ค่าสภาพต่างทั้งหมด (การทดลองที่ 2).....	102
รูปที่ 4.38 กรดไขมันระเหย (การทดลองที่ 2).....	103
รูปที่ 4.39 กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด (การทดลองที่ 2).....	104
รูปที่ 4.40 พีเอช.....	105
รูปที่ 4.41 โออาร์พี (การทดลองที่ 2).....	106
รูปที่ 4.42 ค่าทีเคเอ็น (การทดลองที่ 2).....	107
รูปที่ 4.43 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน(SMA).....	109

สารบัญรูป (ต่อ)

	หน้า
รูปที่ 4.44 ค่าของแรงแรงแนวรอยระเหย (ช่วงเริ่มต้นระบบถึงสิ้นสุดการทดลอง).....	112
รูปที่ 4.46 – 4.48 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	114
รูปที่ 4.49 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีก่อน-หลังเติมสารอาหาร.....	117
รูปที่ 4.50 เปรียบเทียบการกระจายขนาดเม็ดตะกอน ก่อน-หลังเติมสารอาหาร.....	119
รูปที่ 4.51-4.54 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน.....	121
รูปที่ 4.55 ความสัมพันธ์ระหว่างซีไอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น.....	130

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัจจุบันสภาวะขาดแคลนพลังงาน เป็นปัญหาสำคัญในระดับโลก อีกทั้งยังปัญหาราคาน้ำมันและเชื้อเพลิงที่เพิ่มค่าขึ้นในแต่ละวัน ส่งผลให้ผู้ประกอบการและภาครัฐมีความต้องการที่จะประหยัดเชื้อเพลิงและพลังงานในกระบวนการต่างๆ กระบวนการบำบัดน้ำเสียก็เป็นอีกกระบวนการหนึ่งที่มุ่งเน้นให้มีการใช้พลังงานน้อยลง จึงได้มีการคิดพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนขึ้น เนื่องจากกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถประหยัดพลังงานได้มาก และผลผลิตที่เป็นก๊าซมีเทนสามารถนำมาประยุกต์ใช้เป็นแหล่งพลังงานได้ อีกทั้งยังเกิดสลัดจ์ส่วนเกินน้อยลงกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจนอีกด้วย จากเหตุผลดังกล่าวจึงต้องเลือกใช้ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่เหมาะสม ประหยัดที่สุดทั้งในด้านการลงทุน และในด้านควบคุมระบบ รวมถึงการบำรุงรักษา เมื่อพิจารณาระบบที่มีอยู่ในปัจจุบันแล้วระบบยูเอเอสบีเป็นระบบที่เหมาะสมที่สุด ซึ่งก็ได้มีการศึกษาและพัฒนากระบวนการยูเอเอสบีให้เหมาะสมกับลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการต่างๆ กันมาก รวมไปถึงแนวคิดในการนำระบบยูเอเอสบีมาบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ แต่เนื่องจากกระบวนการยูเอเอสบีออกแบบมาเพื่อใช้สำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของน้ำเสียในระดับปานกลางถึงสูงมาก จึงไม่เหมาะต่อการนำมาเป็นระบบขั้นสุดท้ายในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ อย่างไรก็ตามได้มีแนวคิดค้นและทำการพัฒนาระบบยูเอเอสบีโดยการศึกษาถึงผลของค่าการระบรทุกทางศาสตร์ โดยการติดตั้งระบบหมุนเวียนน้ำทิ้ง และเรียกระบบบำบัดน้ำเสียนี้ว่าอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB) ซึ่งระบบนี้มีการขยายตัวของชั้นสลัดจ์มากกว่าระบบยูเอเอสบี ส่งผลให้มีการสัมผัสระหว่างน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึง ทำให้มีประสิทธิภาพที่สามารถบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำได้(Lettinga et al., 1983)

ในงานวิจัยนี้จึงได้ทำการศึกษาเพื่อพัฒนาระบบการอีจีเอสบีให้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพสูง และสามารถนำไปประยุกต์ใช้งานได้จริงกับน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยทำการศึกษาผลของการใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งที่มาแตกต่างกัน ต่อประสิทธิภาพในการเริ่มต้นระบบ (Start up) ของกระบวนการอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ รวมไปถึงศึกษาผลการเติมโคบอลต์

แคลเซียมที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบและลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีให้สูงขึ้น และเพิ่มสมรรถภาพของเม็ดตะกอนให้ดีขึ้น

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาผลของการใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีน ต่อประสิทธิภาพและพฤติกรรมของการเริ่มต้นระบบ (Start up) อีจีเอสบี ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ
2. เพื่อศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และการเปลี่ยนแปลงลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
3. เพื่อศึกษาผลของการเติมและไม่เติมโคบอลต์ และแคลเซียมต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี และการเปลี่ยนแปลงสมรรถภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

งานวิจัยนี้แบ่งออกเป็น 2 ช่วง ช่วงแรกเป็นการศึกษาในช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up) ของกระบวนการอีจีเอสบี โดยเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีน โดยทำการเริ่มระบบ (Start up) จากความเร็วน้อยไปมาก เป็นระยะเวลา 60 วัน

ช่วงระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแบ่งเป็น 2 การทดลอง

การทดลองที่ 1 ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ และลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของกระบวนการอีจีเอสบีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างกันคือ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. ที่เวลากักน้ำเสีย 2 ชม. ทำการทดลองเป็นเวลา 60 วัน และการทดลองที่ 2 ทำการศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบอีจีเอสบีและการเปลี่ยนแปลงลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อทำการเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม ภายหลังเริ่มต้นระบบ 120 วัน ทำการทดลองเป็นเวลา 60 วัน รวมเป็นระยะเวลาการทดลองของการทดลองทั้งหมดเป็นเวลา 180 วัน

การทดลองใช้ถังปฏิกรณ์ปริมาตร 21.5 ลิตร ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 104 มม. ส่วนย่อยสลายสูง 2.50 ม. และส่วนอุปกรณ์แยกสามสถานะสูง 0.25 ม. จำนวน 4 ถัง โดยติดตั้งอุปกรณ์และใช้น้ำเสียจริงจากอาคารเรียน 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 2

ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำทิ้งชุมชน

2.1.1 องค์ประกอบน้ำทิ้งจากแหล่งชุมชน (พูนศิริ สินธุรัตน์, 2543)

น้ำทิ้งจากแหล่งชุมชนมีค่าความเป็นกรด-ด่างประมาณ 7 ส่วนประกอบที่สำคัญของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งชุมชน คือ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน และน้ำมัน นอกจากนี้ยังมี ผงซักฟอก สาร phenolic และพวก Pesticides เป็นต้น สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียทั่วไป ได้แก่ ความเป็นกรดต่าง คลอไรด์ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสทั้งหมด ซัลเฟอร์และก๊าซ เป็นต้น

1. สารอินทรีย์

หมายถึง สารประกอบที่มีธาตุคาร์บอนเป็นองค์ประกอบหลัก และรวมกับธาตุอื่นตั้งแต่หนึ่งธาตุขึ้นไป ได้มาจากธรรมชาติ และสิ่งมีชีวิต เช่น ไขมัน คาร์โบไฮเดรต โปรตีน เป็นต้น แต่ในปัจจุบันสารอินทรีย์หลายชนิดอาจเกิดจากกระบวนการผลิตของอุตสาหกรรม เช่น ยูเรีย (สารอินทรีย์) เกิดจากการนำแอมโมเนียไฮดรอกไซด์มาให้ความร้อน เป็นต้น

อย่างไรก็ตามยังมีสารประกอบบางชนิดแม้จะมีธาตุคาร์บอนเป็นองค์ประกอบแต่ไม่ถูกจัดว่าเป็นสารอินทรีย์ เช่น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ กลีโกลคาร์บอนเนต และกลีโกลโบคาร์บอนเนต เป็นต้น

สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายได้ง่ายโดยจุลินทรีย์ เช่น แบคทีเรีย น้ำตาล เป็นต้น เมื่อถูกระบายลงแหล่งน้ำ จะทำให้ออกซิเจนละลายน้ำของแหล่งน้ำลดลงจนอาจทำให้เกิดการเน่าเหม็น การกำจัดสารเหล่านี้จากน้ำสามารถทำได้โดยนิยมใช้กระบวนการทางชีวภาพเป็นหลัก

ส่วนสารอินทรีย์ชนิดถูกย่อยสลายได้ยากโดยจุลินทรีย์ เช่น สารปราบศัตรูพืช ปกติการกำจัดสารเหล่านี้จากน้ำ มีความยุ่งยากมากกว่าการกำจัดสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายได้ง่ายโดยจุลินทรีย์

2. สารอนินทรีย์

หมายถึง สารที่ไม่มีสารอินทรีย์ส่วนใหญ่มาจากสิ่งไม่มีชีวิต เช่น กลีโกลซัลเฟต กลีโกลคาร์บอนเนต และกลีโกลโบคาร์บอนเนต คลอไรด์ แคลเซียม โซเดียม เป็นต้น ถ้าสารเหล่านี้มีมากเกินไปทำให้น้ำนั้นไม่เหมาะแก่การใช้สอย เช่น มีรสกร่อย ไม่เหมาะแก่การบริโภค เป็นต้น

3. เชื้อโรค

เชื้อโรคคือ จุลชีพที่ทำให้เกิดโรค อาจเป็น แบคทีเรีย ไวรัส โปรโตซัว และอื่นๆ ซึ่งอาจมาจากสิ่งที่ยับถ่ายจากมนุษย์ และสัตว์ที่ป่วย เชื้อโรคเหล่านี้อาจนำโรคมาสู่มนุษย์

4. ไขมัน และไขมัน

ส่วนใหญ่มาจากพืช และสัตว์ที่ใช้ในการประกอบอาหาร สารเหล่านี้ส่วนใหญ่ลอยน้ำได้ ทำให้แหล่งรับน้ำเสียเกิดสภาพไม่น่าดู ขัดขวางการแพร่ของออกซิเจนลงน้ำ ทำให้น้ำเน่าเสียง่ายขึ้น

5. สารอาหารของพืช

ได้แก่ ธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืชน้ำแต่ถ้าแหล่งน้ำมีสารเหล่านี้มากเกินไป อาจทำให้เกิดปรากฏการณ์ที่มีชื่อว่า ยูโทรฟิเคชัน โดยมีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว และมากมายของพืชน้ำ เช่น สาหร่าย เป็นต้น ปรากฏการณ์นี้ทำให้แหล่งน้ำมีสีเขียวจัด ออกซิเจนละลายน้ำสูงมากในเวลากลางวัน แต่จะลดต่ำลงในเวลากลางคืน จนอาจเกิดอันตรายต่อสัตว์น้ำ

6. ของแข็งแขวนลอย

หมายถึง ของแข็งที่ไม่ละลายน้ำ อาจเป็นได้ทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ อยู่ในลักษณะแขวนลอยในน้ำเสีย เมื่อระบายลงสู่แหล่งน้ำทำให้น้ำขุ่น และเมื่อมีความเร็วของน้ำลดลงของแข็งดังกล่าวจะตกตะกอนทำให้เกิดการขึ้นเงินตลอดจนอาจเกิดการย่อยสลาย (ของแข็งที่เป็นสารอินทรีย์) แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่บริเวณส่วนล่างของแหล่งน้ำ ส่งผลเสียต่อการเจริญเติบโตตลอดจนการขยายพันธุ์ของสัตว์น้ำบางชนิด

2.1.2 ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งชุมชน

สิ่งเจือปนหลักในน้ำทิ้งชุมชนเป็นสารอินทรีย์มีทั้งที่อยู่ในรูปสารละลาย และไม่ละลาย ลักษณะน้ำทิ้งแปรเปลี่ยนไปตามชนิดอาคาร ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำทิ้งจากอาคารประเภทต่างๆ ของชุมชนในประเทศไทย (ไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2536)

ประเภทอาคาร	pH	TS (mg/l)	SS (mg/l)	BOD (mg/l)	TKN (mg/l)
สถานที่ราชการ	7.1-7.3	312-718	25-28	8-27	13.9-17.08
อาคารชุด	7.1-7.6	596-712	44-194	34-163	24
โรงแรม	7.0-7.8	494-534	16-84	14-190	15.4-55
โรงพยาบาล	7.4-8.0	740-1020	25-69	21-170	8.40-23.0
อาบอบนวด	6.62	-	11.7	44.6	14.2-27.6
ตลาด	6.5-6.7	1878-1973	242-551	487-112	14

ประเภทอาคาร	pH	TS (mg/l)	SS (mg/l)	BOD (mg/l)	TKN (mg/l)
ศูนย์การค้า	7.51	2814-3670	61	1503	18.1
โรงเรียน	6.8-7.2	3242	58	81	55.1-84.5
หอพัก	7.78	732	29	94-106	66.8
สะพานปลา	6.1	588	2260	75	24-34.3
บ้านจัดสรร	7.4	1925	34	38	53.9-71.3

2.1.3 ปริมาณน้ำทิ้งชุมชน

องค์ประกอบที่มีอิทธิพลต่อปริมาณน้ำทิ้งชุมชน ได้แก่

- มาตรฐานการครองชีพ กล่าวคือ ประชาชนที่มีรายได้สูงมักใช้และผลิตน้ำทิ้งมากกว่าผู้มีรายได้ต่ำ เนื่องจากมักมีกิจกรรมอุปโภคบริโภคอำนวยความสะดวกเช่น เครื่องสุขภัณฑ์ รถยนต์ เป็นต้น
- ระบบน้ำประปา คือ ในบริเวณพื้นที่ซึ่งมีการบริการน้ำประปาอย่างสมบูรณ์จะทำให้การใช้น้ำ และการเกิดน้ำเสียมีอัตราสูงกว่าพื้นที่ซึ่งมีการประปาไม่สมบูรณ์ เช่น น้ำประปาไหลบางชั่วโมงในหนึ่งวัน เป็นต้น
- การรณรงค์ให้มีการประหยัดการใช้น้ำ จะส่งผลให้อัตราการเกิดน้ำทิ้งมีค่าลดลง

ตามปกติ จากการสำรวจ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2536) พบว่าอัตราการเกิดน้ำทิ้งจะมีค่าประมาณร้อยละ 70 - 80 ของปริมาณน้ำใช้ นอกจากนี้ยังพบว่าน้ำเสียที่ระบายเข้าสู่ท่อระบายน้ำมีอัตราแตกต่างกันไปทั้งนี้ขึ้นกับพฤติกรรมของชุมชนนั้นๆ เช่น ในกรุงเทพมหานคร ประชาชนส่วนใหญ่ใช้บ่อเกรอะ-บ่อซึม ในการรองรับน้ำเสียจากส้วม ทำให้น้ำเสียที่ไหลลงท่อระบายน้ำมีอัตราน้ำเสียที่ได้มีการรวบรวมไว้ดังแสดงในตารางที่ 2.2

2.1.4 การเก็บตัวอย่างน้ำและการวิเคราะห์น้ำเสีย (กรรณิการ์ สิริสิงห, 2522 อ้างถึงใน นันทชัย ศรีนภางค์, 2543)

ตัวอย่างที่เก็บมาจะต้องเป็นตัวแทนของน้ำทั้งหมดที่ต้องการจะศึกษา หรือวิเคราะห์เพื่อทราบถึงคุณภาพของน้ำนั้นในการนี้ต้องคำนึงถึงทั้งปริมาณของน้ำที่จะเก็บ และเวลา นอกจากนี้ยังต้องพิจารณาถึงชนิดและแหล่งน้ำที่จะเก็บว่าเป็นน้ำดีหรือน้ำเสีย เก็บจากแม่น้ำลำธาร อ่างเก็บน้ำหรือจากบ่อน้ำ เป็นต้น

ปริมาณ ในการตรวจหาคุณสมบัติของน้ำทางกายภาพและเคมี ควรใช้ปริมาตรอย่างน้อย 1-2 ลิตร ข้อควรจำคือ จะต้องไม่ใช่ตัวอย่างน้ำนี้มาทำการตรวจทางแบคทีเรีย เพราะวิธีที่ใช้ในการเก็บตัวอย่างน้ำแตกต่างกัน ขวดที่ใช้ในการเก็บตัวอย่างน้ำควรจะเป็นขวดที่ทำด้วยสารเฉื่อย คือไม่เกิดปฏิกิริยากับสารอื่นๆในน้ำ เช่น ขวดพลาสติก ข้อสำคัญจะต้องล้างน้ำให้สะอาดก่อนนำไปใช้ เมื่อจะเก็บตัวอย่างน้ำจะต้องล้างขวดที่จะเก็บด้วยน้ำตัวอย่างสัก 2-3 ครั้ง ทุกคราวไป

ตารางที่ 2.2 อัตราน้ำเสีย และปริมาณบีโอดีจากอาคารในประเทศไทย
(ธงชัย พรพนสวัสดิ์ และคณะ, 2536)

แหล่งที่มา	หน่วย	อัตราน้ำเสีย (ลิตร/วัน - หน่วย)	ปริมาณบีโอดี (กรัม/วัน - หน่วย)
ภัตตาคาร	ตร.ม	25	53
โรงแรม	เตียง	1061	123
หมู่บ้านจัดสรร	คน	179	12.6
สำนักงาน	ตร.ม	2.54	0.09
ห้างสรรพสินค้า	ตร.ม	4.6	0.27
โรงพยาบาล	เตียง	800	94
ตลาด	ตร.ม	69	21
หอพัก	ห้อง	78	76

เวลา เมื่อเก็บตัวอย่างน้ำมาแล้วควรจะทำการวิเคราะห์ให้เร็วที่สุด เพราะส่วนประกอบของตัวอย่างน้ำอาจจะเปลี่ยนไป เนื่องจากการเติบโตของสิ่งมีชีวิตในน้ำ (Organism) ซึ่งความผิดพลาดข้อนี้อาจลดน้อยลงได้โดยเก็บตัวอย่างน้ำไว้ในที่มีด และอุณหภูมิต่ำ (4 องศา) จนถึงเวลาที่วิเคราะห์ ทางเคมีและกายภาพว่าจะเก็บไว้ได้นานที่สุดเท่าใด (Maximum limit)

เนื่องจากส่วนใหญ่แล้วข้อบกพร่องของผลวิเคราะห์ต่างๆ ไม่ได้เกิดจากความผิดพลาดของเทคนิคที่ใช้ แต่เกิดจากการเก็บตัวอย่างน้ำที่ไม่ดีพอ เพื่อที่จะให้ตัวอย่างน้ำที่เก็บเป็นตัวแทนของน้ำหรือน้ำโสโครกทั้งหมดที่จะศึกษาจริงๆ ตัวอย่างน้ำที่จะเก็บแบบที่เรียกว่าตัวอย่างแยก (Grab sample) หรือแบบตัวอย่างรวม (Composite samples) ก็ได้แล้วแต่นิตของน้ำและดุลยพินิจของผู้เก็บ ข้อสำคัญขอให้ได้ตัวอย่างน้ำที่เป็นตัวแทนของน้ำนั้นจริงๆ

ตัวอย่างแยกคือ ตัวอย่างน้ำที่เก็บมาและแยกวิเคราะห์เป็นตัวอย่างๆไป อาจจะเก็บบ่อยๆ หรือนานๆเก็บครั้งก็ได้ ตัวอย่างแยกมักใช้กับน้ำที่มีการเปลี่ยนแปลงคุณภาพช้ามาก หรือไม่ก็คุณภาพคงที่ เช่น น้ำในแม่น้ำใหญ่ๆ ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงช้ามาก การเก็บตัวอย่างเพียงครั้งเดียว

ในวันหนึ่งก็เป็นการเพียงพอ หรือน้ำในบ่อลึกซึ่งมักจะมีคุณภาพคงที่ การเก็บเพียงตัวอย่างเดียวจะบอกสถานะของน้ำในบ่อนั้นได้ น้ำที่มีการเปลี่ยนแปลงของสารในเวลา 24 ชั่วโมง จะต้องใช้ตัวอย่างแยกในช่วงเวลาต่างๆ ตามแต่จะกำหนด

สำหรับน้ำเสียจากโรงงาน (Industrial wastewater) คุณภาพของน้ำแปรผันไปตลอดเวลา จึงต้องเก็บตัวอย่างทุกๆ 10 หรือ 15 นาที เป็นตัวอย่างแยก แต่ละตัวอย่างก็จะถูกนำมาวิเคราะห์หาพารามิเตอร์ต่างๆ ที่กำหนด จากนั้นก็จะเอามารวมกันเป็น 2, 4, 8, 12, หรือ 24 ชั่วโมงเป็นตัวอย่างรวม เพื่อการวิเคราะห์ที่สมบูรณ์ยิ่งขึ้น ส่วนใหญ่ตัวอย่างรวมมักใช้ในการหาค่าประสิทธิภาพของการกำจัด น้ำเสียทั้งจากโรงงานและจากอาคารบ้านเรือน ซึ่งต้องการจะทราบผลโดยเฉลี่ย โดยวิธีนี้ตัวอย่างน้ำจะถูกเก็บทุกๆ ช่วงเวลา อาจเป็นทุกๆ ชั่วโมงหรือทุกสองชั่วโมง แล้วเอามารวมกันเป็นตัวอย่างรวมในช่วงเวลา 24 ชั่วโมง ตัวอย่างรวมที่ได้ถือ ภายได้สถานะเหล่านี้ตัดปัญหาเกี่ยวกับ Detention time ไม่ได้ โดยที่แต่ละตัวอย่างน้ำที่เก็บขึ้นอยู่กับแฟคเตอร์เดียวคือ อัตราการไหล ณ เวลานั้น (คือผสมกันตามอัตราส่วนปริมาตรการไหล)

2.1.5 มาตรฐานที่ผ่านการบำบัดแล้ว

ค่าของมาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมและจากอาคารสูงแสดงดังตารางที่ 2.3 และ 2.4

ตารางที่ 2.3 ค่ามาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมและจากอาคารสูง (Pollution Control Department, 1994)

Parameter	Unit	Industrial effluent standards	Building effluent standards				
			A	B	C	D	E
COD	mg O ₂ /L	-	-	-	-	-	-
BOD ₅	mg O ₂ /L	20-60	20	30	40	50	200
N	mg N/L	-	35	35	40	40	-

2.2 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบตะกอนเร่ง

จุลินทรีย์ที่อยู่ในถังปฏิกรณ์แบบต่างๆ สามารถแบ่งการเจริญเติบโตออกเป็น 4 ช่วง แสดงดังรูปที่ 2.1 ซึ่งในแต่ละช่วงสามารถอธิบายได้ดังนี้

ตารางที่ 2.4 การแบ่งประเภทและขนาดของสิ่งก่อสร้างที่อ้างอิงในตารางที่ 2.3
(Pollution Control Department, 1994)

Building type	Size	Level of standard	Remarks
1. Condominium	Less than 100 units	C	
	100 but not more than 500	B	
	500 units or more	A	
2. Hotels	Less than 60 rooms	C	
	60 but not more than 200	B	
	200 units or more	A	
3. Dormitories	From 10 to not greater than 50 rooms	D	
	From 50 to 250 rooms	C	
	250 rooms or more	B	
4. Massage parlors (or equivalent)	From 1000 m ² to not greater than 5000 m ²	C	
	5000 m ² or more	B	
5. Hospitals	From 10 to not greater than 30 beds	B	
	30 beds or more	A	
6. Schools, colleges, universities or Institutes	From 5000 m ² to not greater than 25,000 m ²	B	
	25,000 m ² or more	A	
7. Government offices, state enterprises, International agencies, banks, and office buildings	From 5000 m ² to not greater than 10,000 m ²	C	Working area only(excluding central service)
	10,000 m ² to not greater than 55,000 m ²	B	
	55,000 m ² or more	A	
8. Department stores	From 5000 m ² to not greater than 25,000 m ²	B	
	25,000 m ² or more	A	
9. Fresh food markets	From 500 m ² to not greater than 1,000 m ²	D	Dining area
	From 1000 m ² to not greater than 1,500 m ²	C	
	From 1,500 m ² to not greater than 2,500 m ²	B	
	2,500 m ² or more	A	
10. Restaurants and food shops centers	Less than 100 m ²	E	
	From 100 m ² to not greater than 250 m ²	D	
	From 250 m ² to not greater than 500 m ²	C	
	From 500 m ² to not greater than 2,500 m ²	B	
	2500 m ² or more	A	

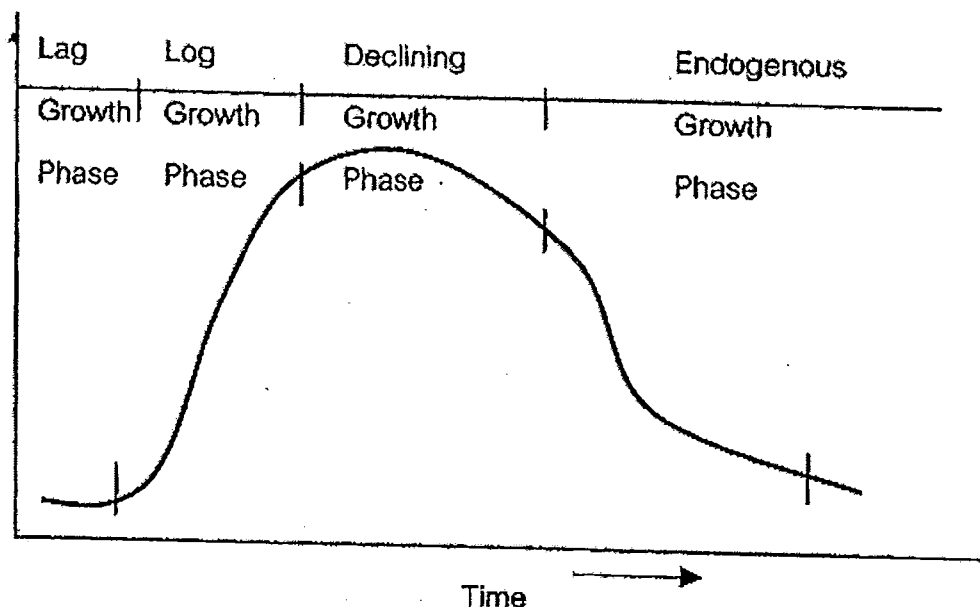
ช่วงที่1 มีอัตราการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ต่ำ เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องใช้เวลาในการปรับตัวให้เข้ากับสิ่งแวดล้อม และเริ่มมีการสร้างเอนไซม์ที่จำเป็นต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

ช่วงที่2 จุลินทรีย์เพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็ว เนื่องจากมีอาหารมากเพียงพอ และลักษณะการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะเป็นแบบกระจายเป็นเซลล์อิสระ ไม่รวมกันเป็นฟลอคที่ดี ถ้าระบบบำบัดน้ำเสียทำงานในช่วงนี้ ตะกอนเร่งจะตกตะกอนไม่ดีเป็นผลให้น้ำออกขุ่น เนื่องจากมีตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกมามาก อีกทั้งยังมลสารอินทรีย์เหลืออยู่เป็นจำนวนมาก ทำให้น้ำออกมีค่าซีโอดีและค่าบีโอดีสูง

ช่วงที่3 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลง เนื่องจากอาหารเหลืออยู่จำกัด จุลินทรีย์เกาะรวมกลุ่มกันเป็นฟลอคที่ดีตกตะกอนง่ายและน้ำออกมีคุณภาพดีค่อนข้างใสในช่วงนี้จะเหมาะสำหรับนำมาใช้บำบัดน้ำเสีย โดยจะต้องรักษาอัตราส่วนของอาหารต่อปริมาณจุลินทรีย์ให้มีค่าเหมาะสม

ช่วงที่4 ในช่วงนี้อาหารจะน้อยลงหรือไม่มีอาหารอยู่เลย จุลินทรีย์จะขาดอาหารและตายในที่สุด ดังนั้นจุลินทรีย์จะนำอาหารที่เก็บสะสมไว้ในตัวของมันเองออกมาใช้และจะหมดไป เซลล์จะตายและแตกออกกลายเป็นอาหารให้กับจุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิตอยู่ หากไม่มีอาหารเพิ่มขึ้นจำนวนจุลินทรีย์ก็จะลดลงและหมดไป

No. of Micro-organism

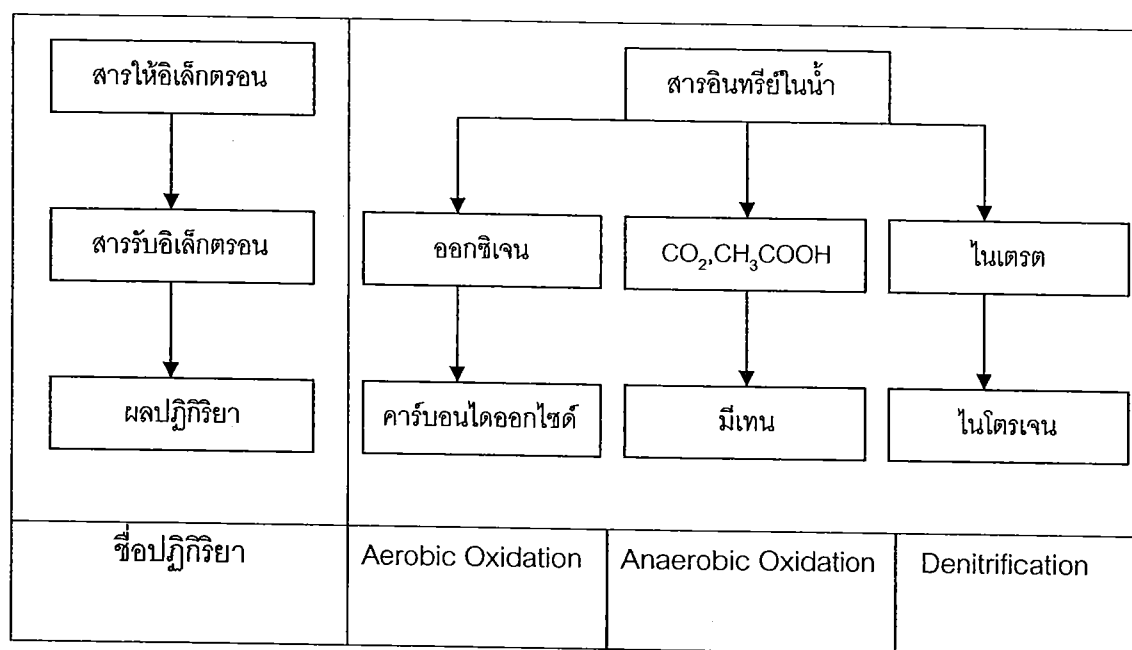


รูปที่ 2.1 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบแบตช์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2544)

2.3 กระบวนการไร้ออกซิเจน

2.3.1 ลักษณะทางชีวเคมีและกลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน

ปฏิกิริยาทั่วไปในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั่วไปมีพื้นฐานเดียวกันคือ เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบ ออกซิเดชัน-รีดักชัน หรือรีดอกซ์ ซึ่งมีลักษณะเกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอน ระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอน ทั้งนี้พลังงานเคมีเป็นพลังงานส่วนใหญ่ที่ สิ่งมีชีวิตนำมาใช้ในการดำรงชีวิต แหล่งพลังงานเคมีคือสารอินทรีย์ซึ่งเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพราะมีพลังงานในตัวสูง และสารอื่นในน้ำเสียจะเป็นสารรับอิเล็กตรอน โดยถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจนปฏิกิริยาจะเป็นแบบใช้ออกซิเจนหรือเรียกว่าแอโรบิก แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ในเตรต หรือซัลเฟต ปฏิกิริยาจะเป็นแบบไร้ออกซิเจนหรือแอนแอโรบิก โดยปฏิกิริยารีดอกซ์แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์น้ำเสีย (มันสิน ตันจุลเวศน์, 2542)

กระบวนการไร้ออกซิเจนเป็นระบบที่ซับซ้อนมีจุลินทรีย์อาศัยอยู่รวมกันมากมายหลายกลุ่ม ความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์เหล่านี้มีทั้งพึ่งพากันและแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปเนื่องจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มต่อกัน ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายของกลุ่มจุลินทรีย์หนึ่ง โดยกลุ่มจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งเกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้าผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นสามารถใช้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มซึ่งใช้สารอาหารชนิด

เดียวกัน ก็จะเป็นความสัมพันธ์แบบแข่งขันกัน จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่รวมกันนี้ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ หรือซัลไฟด์ เป็นต้น แต่สารอินทรีย์มีในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใด และถูกใช้ในสัดส่วนเท่าใดนั้นขึ้นกับปัจจัยต่างๆ มากมาย โดยเฉพาะปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่ส่งผลให้แบคทีเรียกลุ่มใดกลุ่มหนึ่งเด่นหรือมีบทบาทมากที่สุดในระบบ หากพิจารณาในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน แบคทีเรียที่โดดเด่น คือ กลุ่มแบคทีเรียสร้างกรดและกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทนทำงานร่วมกัน โดยผลิตภัณฑ์หลักของระบบคือ ก๊าซมีเทน ลำดับขั้นตอนของปฏิกิริยาสามารถแบ่งเป็น 4 ขั้นตอน ดังรูปที่ 3.3

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ (Acetogenesis)

ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่เช่น โปรตีน ไขมัน และคาร์โบไฮเดรตเป็นต้น ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็กเช่น น้ำตาล และกรดอะมิโน เป็นต้น โดยแบคทีเรียหลายจำพวกซึ่งส่วนใหญ่เป็นพวกแบคทีเรียสร้างกรด แบคทีเรียเหล่านี้ปล่อยเอนไซม์ออกมาออกเซลล์ ซึ่งจะลดพลังงานกระตุ้นเป็นการช่วยให้ปฏิกิริยาเกิดได้เร็วขึ้น เอนไซม์เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและสารทำปฏิกิริยา ดังนั้นเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมาออกเซลล์จึงขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เช่น แป้งและไกลโคเจนใช้เอนไซม์อะไมเลสในการย่อยไขมันและไลปิดใช้เอนไซม์ไลเปส โปรตีนใช้เอนไซม์โปรตีเอส เป็นต้น ชนิดของสารตั้งต้นและผลิตภัณฑ์ได้จากขั้นตอนไฮโดรไลซิส และเอนไซม์ที่ใช้ในการย่อยแสดงดังรูปที่ 3.4

ขั้นที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

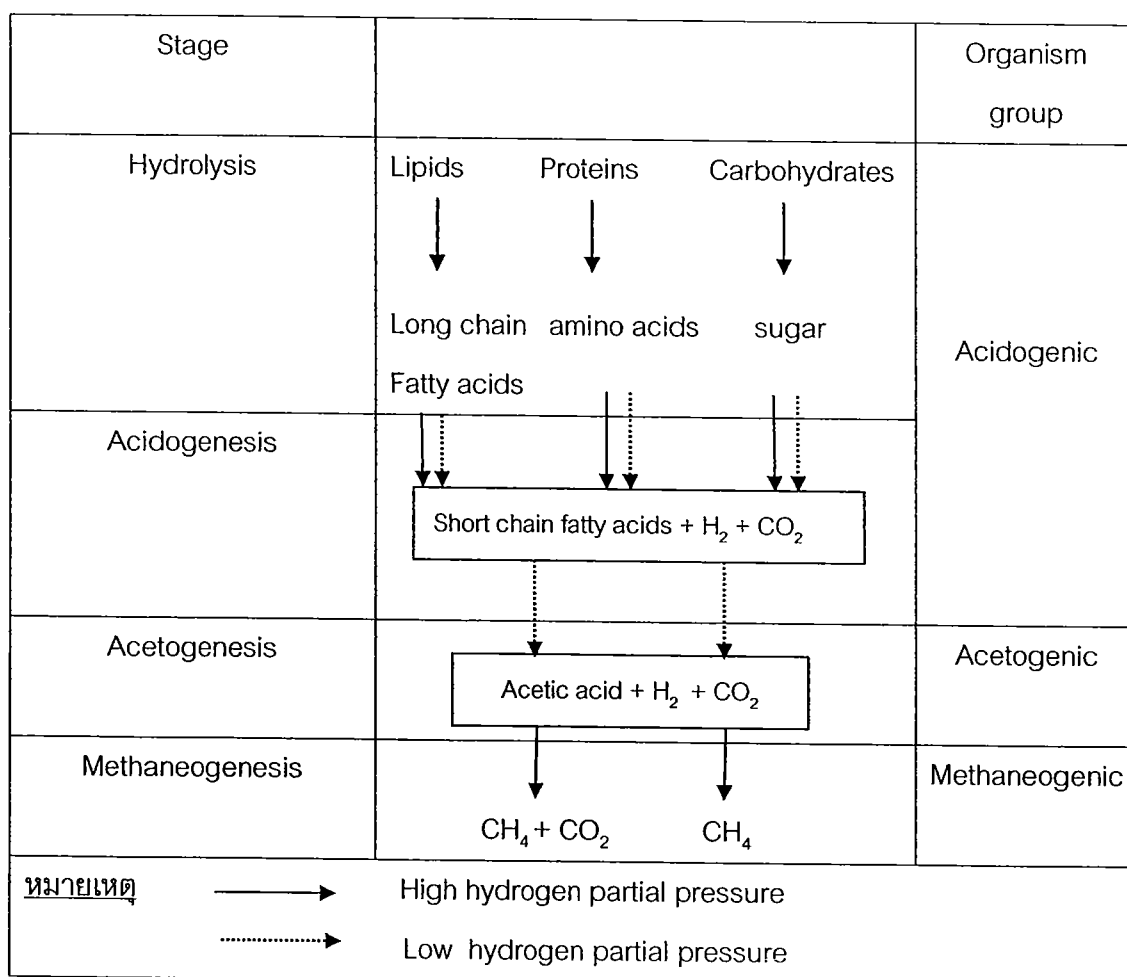
เนื่องจากผลผลิตในขั้นตอนที่ 1 จะได้สารประกอบอินทรีย์โมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะมิโน น้ำตาล และกรดไขมันเป็นต้น ขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ว่าจะถูกแบคทีเรียกลุ่มเดียวกับขั้นตอนที่ 1 คือพวกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอน และแหล่งพลังงาน โดยผ่านกระบวนการหมัก (Fermentation) ภายในเซลล์แล้วเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย เช่น กรดอะซิติก กรดไพรูวิก และกรดบิวทิริก เป็นต้น ผลผลิตที่ได้จะขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในขณะนั้น

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ (Acetogenesis)

กรดไขมันระเหยที่ผลิตขึ้นในขั้นตอนที่ 2 จะเป็นอาหารให้แบคทีเรียกลุ่มทำหน้าที่สร้างมีเทน แต่เนื่องจากกลุ่มแบคทีเรียที่สร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมเช่นกรดบิวทิริก กรดโพรพิโอนิกเป็นสารอาหารได้จึงต้องอาศัยแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติกทำการย่อยกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ให้กลายเป็นกรดอะซิติก เพื่อให้แบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปใช้ต่อไปในขั้นตอนนี้จะได้ไฮโดรเจนเป็นผลผลิตด้วย

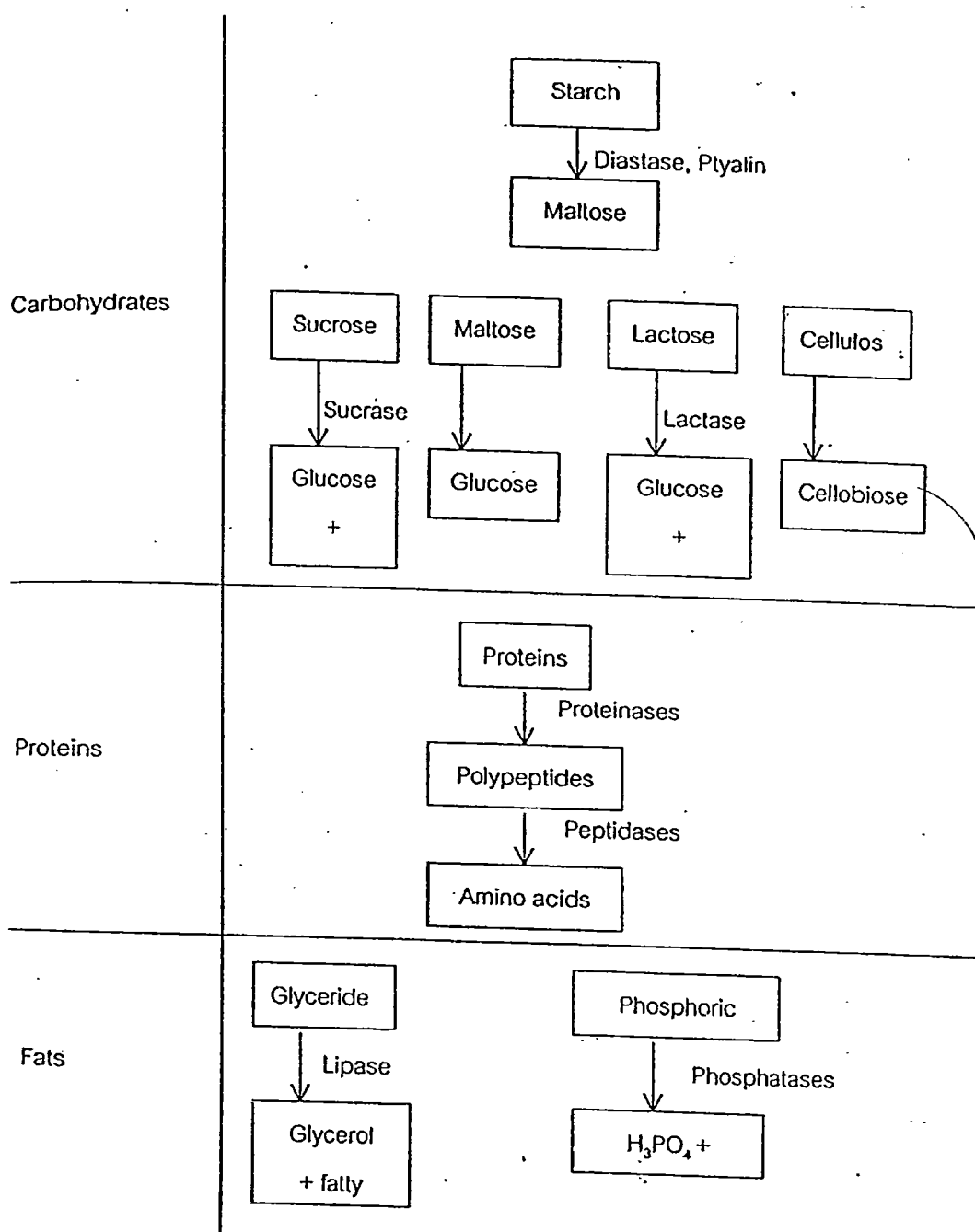
ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติกหรือก๊าซไฮโดรเจนที่ได้จากขั้นตอนที่ 3 ถูกแบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานและผลิตมีเทนเป็นผลิตภัณฑ์ ซึ่งสารอื่นนอกเหนือจากกรดอะซิติกหรือไฮโดรเจนแล้วก็มีเพียงเมทานอลและเมทิลลามีนเท่านั้น ที่สามารถถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน ส่วนกรดไขมันระเหยและสารอื่นๆที่ได้จากขั้นตอนที่ 3 จะหลุดออกไปกับน้ำเสียที่ออกจากระบบ



รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน

(Sam-soon, 1987 อ้างถึงในญุคำ พิมจักร, 2546)



รูปที่ 2.4 ชนิดของสารตั้งต้น และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้
(Sawyer and McCarty, 1987)

2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

2.4.1 กลไกการทำงานของระบบยูเอเอสบี

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนของระบบยูเอเอสบีได้ถูกพัฒนาขึ้นเมื่อไม่นานนัก Lettinga และคณะ(1980) ได้พัฒนาระบบยูเอเอสบีโดยการเลี้ยงให้จุลินทรีย์ให้สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้โดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งการออกแบบให้ระบบสามารถเก็บเซลล์จุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ดี จะอาศัยส่วนประกอบหลักดังนี้

การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เป็นเม็ดที่มีความหนาแน่นสูงและตกตะกอนได้ดี เกิดเป็นชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีการเรียงตัว โดยเชื้อที่มีขนาดใหญ่และความหนาแน่นสูงจะตกตะกอนอยู่ด้านล่าง ส่วนที่มีขนาดเล็กจะลอยมาอยู่ในชั้นถัดมาเรื่อยๆ ซึ่งการเรียงตัวมีลักษณะเหมือนชั้นทรายกรอง เรียกว่าชั้นสลัดจ์ สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยในชั้นนี้ ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำและความเร็วในการจมตัวต่ำกว่า จะถูกพัดพาโดยฟองก๊าซที่ระบบผลิตขึ้นมา และตามทิศทางการไหลของน้ำที่เข้ามาจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์กวนให้ขึ้นมาเป็นชั้นตะกอนแขวนลอย

การออกแบบอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas solid separation, GSS) ให้ทำงานได้ดี ตะกอนจุลินทรีย์ที่แยกตัวลงมาแล้วต้องตกกลับเข้าถังปฏิกรณ์ได้ง่าย ไม่มีการสะสมตัวอยู่ในส่วนตกตะกอน และมีส่วนตกตะกอนหลุดออกไปจากถังปฏิกรณ์น้อยที่สุด ตัวอุปกรณ์ยังสามารถเก็บกักก๊าซไว้โดยการแทนที่น้ำ แยกน้ำกับก๊าซไม่ให้ไหลออกทางเดียวกัน โดยอาศัยหลักการที่ว่า น้ำสามารถเปลี่ยนทิศทางการไหลได้ง่ายกว่าก๊าซที่มีการลอยตัวจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนเป็นเส้นตรงเท่านั้น ถ้ามีสิ่งกีดขวางหรือแผ่นปะทะใดมาเปลี่ยนทิศทาง การลอยตัวขึ้นหลังจากพ้นสิ่งกีดขวางนั้นแล้วจะลอยเป็นเส้นตรงดังเดิม และแยกตะกอนออกจากน้ำโดยการตกตะกอน ดังนั้นในส่วน of อุปกรณ์แยกสามสถานะควรจะต้องมี ส่วนที่น้ำนิ่งและช่องเปิดใหญ่พอที่ตะกอนจะตกกลับลงมายังถังปฏิกรณ์ได้

2.4.2 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

ข้อดีของระบบยูเอเอสบี ได้แก่

- 1.) สามารถรับภาระบำบัดทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไร้อากาศแบบอื่น
- 2.) ใช้พลังงานในระบบต่ำเพราะไม่มีการเติมอากาศและไม่ใช้เครื่องจักรกล
- 3.) ปริมาณสลัดจ์ที่ต้องกำจัดจากระบบน้อยกว่าแบบเติมอากาศ ในระบบใช้ออกซิเจนสารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์ถึง 50 เปอร์เซ็นต์ ในขณะที่ระบบไร้อากาศจะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์เพียง 10 เปอร์เซ็นต์ และสลัดจ์ยังมีความคงตัวสูง สามารถทำกระบวนการรีดน้ำออกได้ง่าย
- 4.) ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบใช้ออกซิเจน

- 5.) การก่อสร้างและควบคุมระบบสามารถทำได้ง่าย และมีราคาถูก
- 6.) ก๊าซมีเทนที่ได้จากถังปฏิกรณ์สามารถเอาไปใช้พลังงานต่อได้
- 7.) สามารถป้องกันมิให้แบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบอื่น
- 8.) มีความเหมาะสมที่จะใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ และพื้นที่ชุมชนนอกเมือง
- 9.) สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลาโดยไม่มีปัญหา และการเริ่มต้นระบบใหม่สามารถกระทำได้ง่าย ระบบฟื้นตัวได้เร็ว จึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู
- 10.) สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น Halogenated solvents

ข้อเสียของระบบยูเอเอสบี ได้แก่

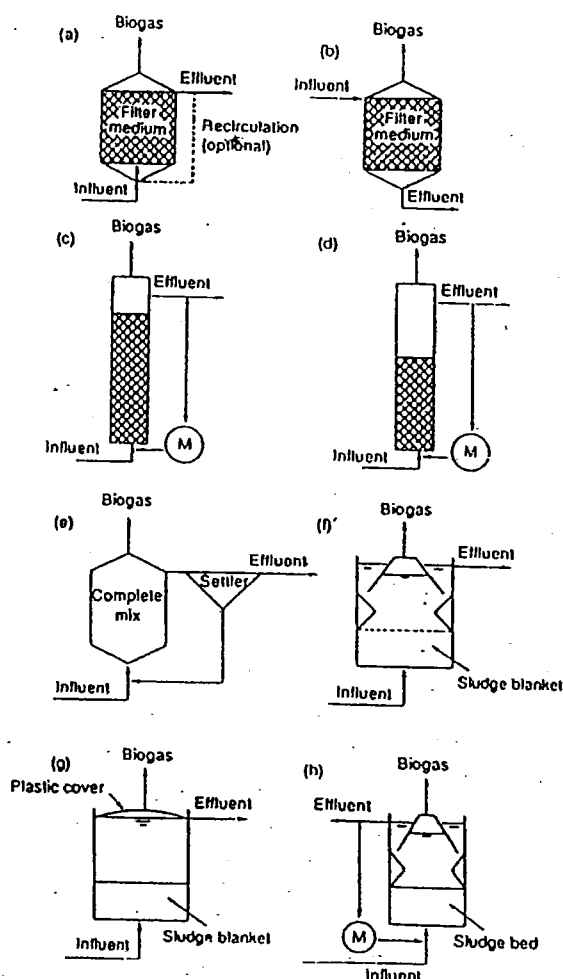
- 1.) ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบนานมาก และต้องเลี้ยงให้ตะกอนจับตัวกันเป็นเม็ด ระบบจึงจะมีประสิทธิภาพที่ดี
- 2.) ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนที่มีอยู่ในระบบให้เหมาะสม และเกิดการล้างออกน้อยที่สุด
- 3.) ควบคุมอัตราการผลิตก๊าซในถังปฏิกรณ์ให้เพียงพอต่อการผสมในชั้นสลัดจ์
- 4.) แบคทีเรียในระบบมีความสามารถในการเจริญเติบโตในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างแคบ ประมาณ 6.5 – 7.2
- 5.) ระบบมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิโดยเฉพาะช่วงอุณหภูมิต่ำ
- 6.) ต้องอาศัยความรู้และประสบการณ์เป็นอย่างมาก
- 7.) ระบบไร้อากาศไม่สามารถเป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้เนื่องจากยังคงมีสารตัวกลางต่างๆ เหลืออยู่ทำให้น้ำทิ้งมักมีซีโอดีสูง

2.4.3 ลักษณะและหลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ลักษณะทั่วไปของถังยูเอเอสบี เป็นถังปิดรูปทรงสี่เหลี่ยมหรือรูปทรงกระบอกก็ได้ถึงยูเอเอสบี ซึ่งแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนแรกเป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสีย(Feed inlet system) อยู่ด้านล่างของถัง ส่วนที่สอง เป็นถังตกตะกอนอยู่ด้านบนของถังประกอบด้วยแผ่นกันเฉียง ทำมุม 45 - 60 องศา (Lettinga, 1991) มีไว้เพื่อสำหรับทำหน้าที่แยกของเหลว ก๊าซ และตะกอนจุลินทรีย์ออกจากกันและยังทำหน้าที่ป้องกันการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ตามที่ 3.3 แสดงวัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ และ รูปที่ 3.6 แสดงส่วนแยกสามสถานะที่ใช้ในระบบยูเอเอสบี

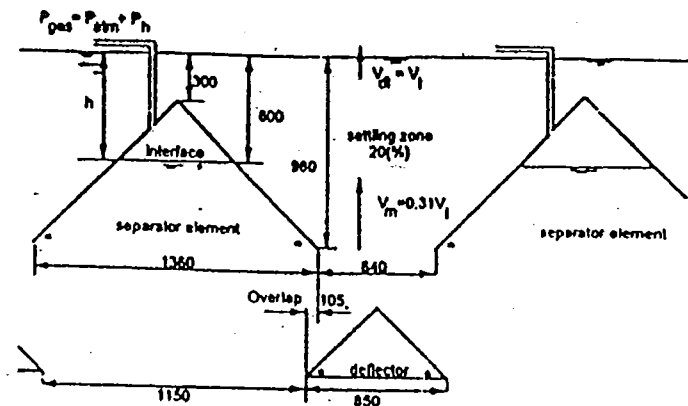
ตารางที่ 2.3 วัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะสำหรับระบบยูเอเอสบี (Lettinga, 1991)

1. ทำหน้าที่แยกและนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกรณ์
2. ป้องกันการหลุดออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
3. ช่วยให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ตกตะกอน กลับลงสู่ส่วนล่างของถังปฏิกรณ์
4. เป็นส่วนตกตะกอน ก่อนปล่อยน้ำเสียออกจากระบบ
5. ป้องกันและกั้นไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอย (sludge blanket) ซึ่งมีการขยายตัวและฟุ้งกระจายอย่างรวดเร็วเข้าไปในส่วนตกตะกอน

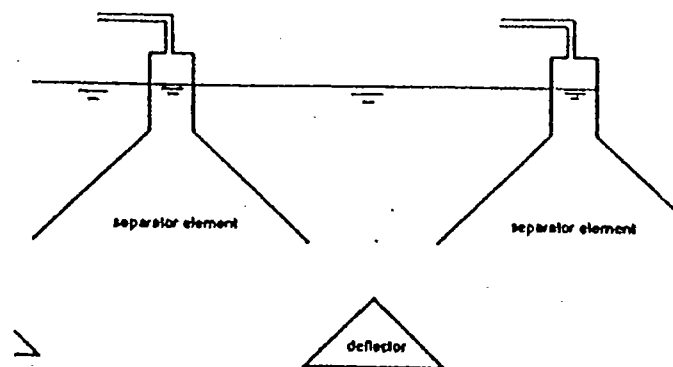


รูปที่ 2.5 ระบบแบบไร้อากาศที่พัฒนาขึ้นสำหรับรับภาระบรรทุกสูงประเภทต่างๆ (Van Haandel and Lettinga, 1994) โดย (a) Upflow anaerobic filter; (b) downflow anaerobic filter; (c) fluid bed ;(d)

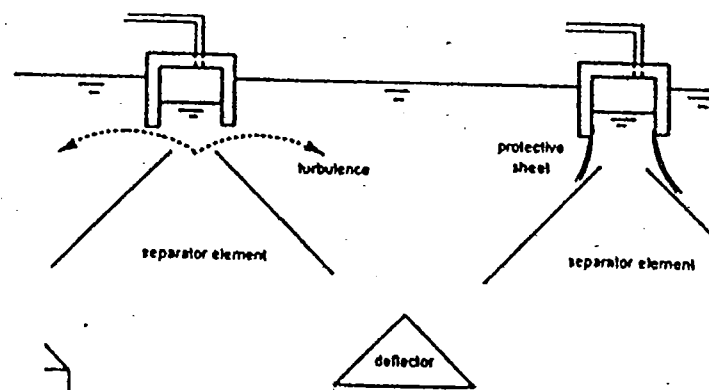
expanded bed;(e) contact process; (f) Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB; (g) anaerobic fluid bed reactor (RALF); (h) expanded granular sludge bed (EGSB) digester



(a) Submerged separator (Pedregal)



(b) Separator with gas under atmospheric pressure



(c) Hybrid separator with opening for maintenance

รูปที่ 2.6 ตัวอย่างของตัวแยกสามสถานะ ที่ใช้ในระบบยูเอเอสบีสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน (Van Haandel and Lettinga, 1994)

การเริ่มต้นระบบยูเอเอสบีจะต้องทำการเติมเชื้อจุลินทรีย์ในระบบก่อน และรักษาสภาวะแวดล้อมในถังปฏิกรณ์ให้เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ และสามารถเกิดเป็นชั้นตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge bed) ซึ่งจะมีความเข้มข้นประมาณ 40 -100 กก.วีเอสเอส/ม³ ตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะมีความหนาแน่น และเกิดการรวมตัวกันโดยกลุ่มของแบคทีเรียจนกระทั่งมีลักษณะเป็นเม็ด (Granule) ซึ่งมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีความแตกต่างกัน โดยขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสียที่ถูกบำบัด และเชื้อจุลินทรีย์ที่เอามาเลี้ยงเพื่อเริ่มต้น

น้ำเสียจะเข้าสู่ระบบยูเอเอสบี ทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ผ่านระบบกระจายน้ำเพื่อให้ น้ำเข้าระบบอย่างทั่วถึงถังปฏิกรณ์ภายในถังปฏิกรณ์น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์และเกิดการสัมผัสกับชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดเซลล์ของแบคทีเรีย และก๊าซชีวภาพซึ่งจะเกาะติดอยู่กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้นประกอบกับก๊าซที่เกิดขึ้นทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เกิดการลอยตัวขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ เกิดการสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์แขวนลอยกับน้ำเสียทำให้มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเมื่อน้ำเสียไหลขึ้นไปจนถึงด้านบนของถังปฏิกรณ์จะมีอุปกรณ์สำหรับแยกสารทั้งสามสถานะน้ำเสียจะปะทะกับแผ่นกั้น และก๊าซที่เกาะมากับกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์จะถูกแยกออก โดยจะไหลออกไปยังส่วนบนของระบบ ซึ่งเชื่อมต่อด้วยท่อเก็บก๊าซเพื่อลำเลียงก๊าซที่ได้ไปยังจุดเก็บก๊าซ น้ำเสียจะถูกแยกออกโดยจากตะกอนจุลินทรีย์และไหลล้นออกไปนอกถังปฏิกรณ์ ส่วนตะกอนจะถูกดักไว้และตกลงไปยังด้านล่างระบบที่ล้มเหลวส่วนใหญ่เนื่องมาจากการที่ไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนได้มากพอ และเกิดการล้างออกของตะกอนจุลินทรีย์ออกไปพร้อมกับน้ำทิ้งจากระบบ

2.4.4 ประเภทของ Granular Sludge ในระบบยูเอเอสบี (Lettinga et al., 1994)

ลักษณะของ Granular Sludge ที่เกิดขึ้นในระบบยูเอเอสบีขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ (seed sludge) ส่วนประกอบของน้ำเสีย ตลอดจนการเริ่มกระบวนการแบบไร้อากาศและสิ่งแวดล้อมที่เริ่มต้นระบบ โดยมีหลายชนิดดังนี้

Sarcina Granular เป็นชนิดที่มีจุลินทรีย์รูปร่างกลม เกาะกันเป็นกลุ่มเป็นส่วนใหญ่ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีอะซิติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล. มีขนาดเล็กเส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 6.5 มม. จึงถูกชะล้างออกได้ง่าย และยังเป็นชนิดที่มีความสามารถย่อยสลายต่ำ

Spinky Granular เป็นชนิดที่มีความยาวมากกว่า 1 มม. มีความหนาน้อยกว่า 0.5 มม. ประกอบด้วยแคลเซียมคาร์บอเนตมากกว่า 60 เปอเซ็นต์ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งข้าวโพด

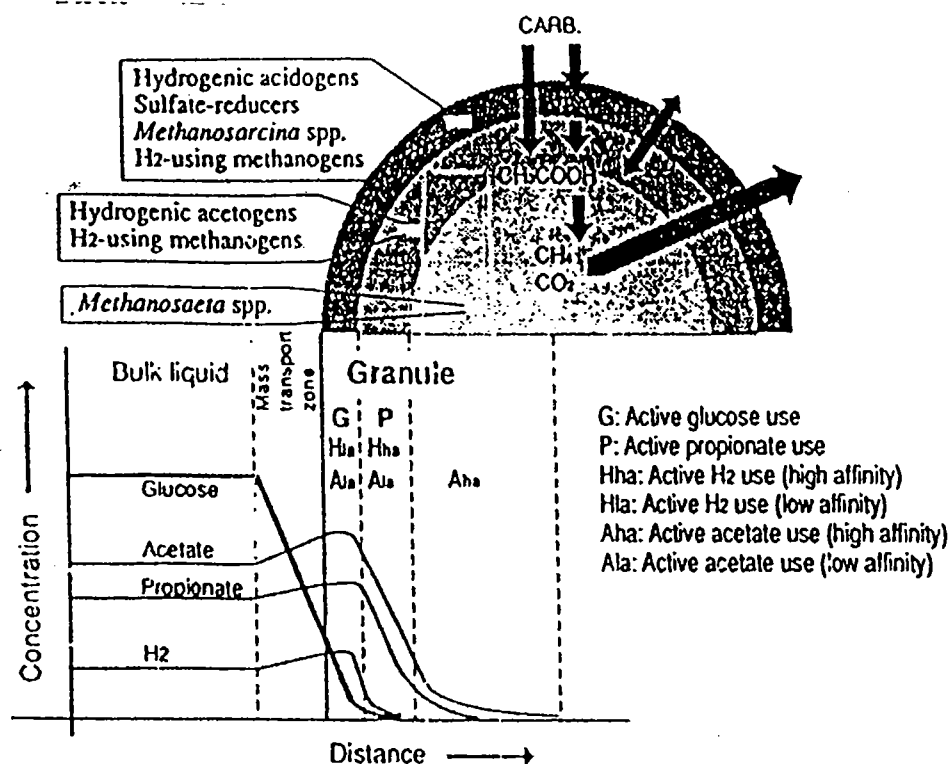
Filamentous เป็นจุลชีพที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาวประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น สร้างขึ้นจากน้ำเสียที่มีแต่ Volatile acid

Rod ลักษณะเป็นรูปกลมประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้นรวมกันประมาณ 5 เซลล์ พบในถังหมักที่บำบัดน้ำเสียโรงงานแป่งมันละน้ำตาล

2.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดจุลชีพ (granules)

Guiot และคณะ (1992) กล่าวว่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกสายพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลชีพที่มีความสามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดจุลชีพที่เกิดขึ้นมีข้อดีได้แก่ มีความหนาแน่นสูง เม็ดจุลชีพมีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาณที่สูงมาก ไม่เสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์ เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง

การศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopy) พบว่ามีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้น โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียกลูโคส แสดงดังรูปที่ 3.7



รูปที่ 2.7 โครงสร้างของเม็ดจุลชีพในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot et al., 1992)

ชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens Sulfate reducers Methanosarcina และ H₂-utilizing methanogens

ชั้นกลาง ประกอบด้วย Hydrogenic acetogens และ H₂-utilizing methanogens เช่น Methanosarcina Methanococcales และ Methanospirillum

ชั้นใน เป็นแบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

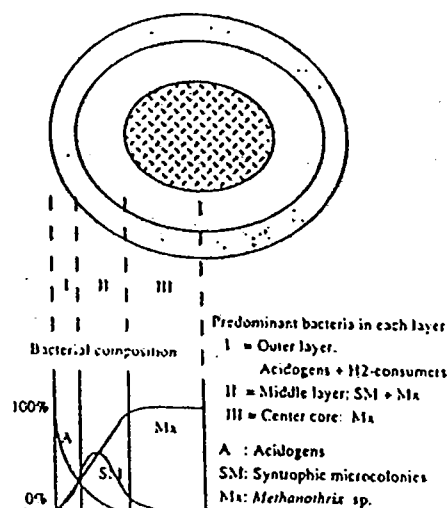
แบคทีเรียกลุ่ม H₂-utilizing methanogens ในชั้นกลาง และชั้นนอกมีความแตกต่างกัน คือ กลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกมีความชอบที่จะใช้ substrate ที่ต่ำกว่า (มีค่า K_s สูง) กลุ่มแบคทีเรียชั้นกลางและแบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ที่อยู่ชั้นในมีค่า K_s ต่ำ แบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ในชั้นกลาง การเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) เป็นโครงสร้างในลักษณะดังกล่าว ส่งผลให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียแต่ละชนิด โดยเฉพาะในแกนกลางของเม็ดจุลชีพซึ่งเป็น Aceticlastic methanogens (ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta) เป็นส่วนสำคัญในการผลิตมีเทนโดยอาศัย substrates เช่น อะซิเตท ซึ่งเป็นผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียกลุ่มชั้นนอกและชั้นกลาง โดยทั้งนี้ Methanosaeta เป็นแบคทีเรียที่มีค่า affinity สูงสุดในกลุ่มแบคทีเรีย Aceticlastic methanogens ซึ่งเป็นผลดีต่อการทำปฏิกิริยาของ Methanosaeta ในสถานะที่ข้อจำกัดของการแพร่กระจายอะซิเตทมายังแกนกลางของเม็ดจุลชีพ

อย่างไรก็ตามมีรายงานว่าไม่พบโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของแบคทีเรียในเม็ดจุลชีพที่บำบัดในน้ำเสียประเภทโพรพิโอเนต เอทานอล และน้ำเสียประเภทที่ไม่ใช่คาร์โบไฮเดรต (non-carbohydrate) โดยเฉพาะน้ำเสียประเภทโพรพิโอเนต พบแบคทีเรียกลุ่ม propionate oxidizing acetogens กระจายอยู่ทั่วเม็ดจุลชีพ (Fang et al, 1994)

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้นขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหารและการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดจุลชีพ ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ที่ผิวนอกสุดของเม็ดจุลชีพพบว่ากลุ่ม acidogens จะมีปริมาณมากทั้งนี้เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (bulk liquid) แล้วยังเป็นผลมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาของการสร้างกรด (acidogenesis) ที่มีค่าสูงกว่า ขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหย (acetogenesis) และ ขั้นตอนการสร้างมีเทน (Methanogenesis) อะซิเตทที่ถูกผลิตจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเม็ดจุลชีพต่อไป ซึ่งแสดงดังรูปที่ 2.9

ในกรณีที่ใช้น้ำเสียประเภทโปรตีน หรือกรดอะมิโน เช่นกลูตาเมต ขั้นตอน การสร้างกรด (acidogenesis) จะเป็นขั้นตอนกำหนดอัตราเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลาย และการแพร่กระจายที่ช้าของกลูตาเมต ทำให้มีการแพร่กระจาย

ของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดจุลชีพ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดจุลชีพ และไม่เกิดโครงสร้างแบบแบ่งชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย (Fang et al, 1994)



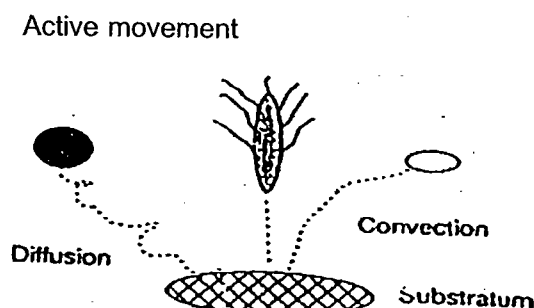
Proposed layered structure and bacterial composition for the granules treating soluble carbohydrates.

รูปที่ 2.8 โครงสร้าง และความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (Fang et al., 1994)

2.5.1 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดจุลชีพ (Granulation) (Schmidt and Ahring, 1995)

ขั้นตอนการเกิดเม็ดจุลชีพสามารถอธิบายดังนี้

ขั้นที่ 1 Transport การเคลื่อนไหวของเซลล์ด้วยวิธีการต่างๆ ไปจับตัวกับอนุภาคเฉื่อย หรือเซลล์แบคทีเรียอื่นๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.9 กลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ด้วยวิธีการต่างๆ เช่น การแพร่กระจาย การพัดพาโดยของเหลว ก๊าซ การตกตะกอน หรือ การเคลื่อนไหวของเซลล์โดย flagella

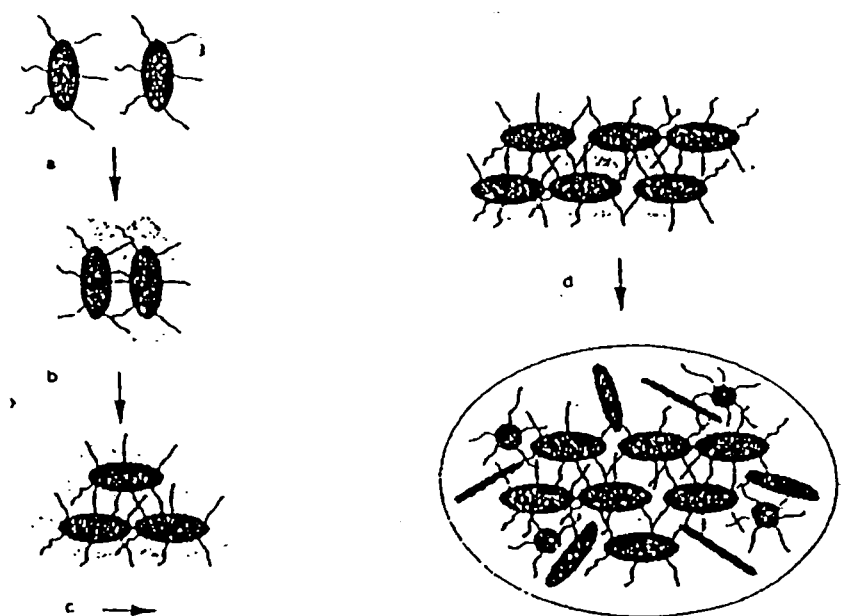


รูปที่ 2.9 กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย (Schmidt and Ahring, 1995)

ขั้นที่ 2 Reversible adsorption การดูดติดของเซลล์แบคทีเรียกับอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ซึ่งอาจเป็นกลุ่มแบคทีเรียหรืออนุภาคของแข็งเฉื่อย โดยแรงทางฟิสิกส์-เคมีซึ่งสามารถเกิดการแยกตัวหรือหลุดออกไปได้อีกครั้ง การดูดติดเป็นผลมาจากแรงทางประจุไฟฟ้า

ขั้นที่ 3 Irreversible adhesion ด้วยพันธะที่แข็งแรงของโพลิเมอร์ (Extracellular Polymer, ECP) การเกาะยึดเซลล์เข้ากับอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ซึ่งเซลล์มีโอกาสหลุดออกจากเม็ดจุลชีพได้ยากมากยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อนหรือหลังการเกาะยึดของเซลล์ (adhesion) ดังรูปที่ 2.10

ขั้นที่ 4 Multiplication หรือการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ในชั้น ECP โดยเซลล์ที่แบ่งตัวใหม่ยังคงถูกกักอยู่ในชั้น ECP และเกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดจุลชีพ และนอกจากนี้ยังเกิดจากการดักเซลล์ใหม่ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามาจับตัวในเม็ดจุลชีพ



รูปที่ 2.10 กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดจุลชีพ (Schmidt and Ahring, 1995)

2.5.2 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลชีพ

Holshoff Pol และคณะ (1993) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมตะกอนจุลินทรีย์ และกล่าวถึงขั้นตอนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน)

เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อได้ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัวเนื่องจากน้ำเสียที่ไหลผ่านชั้นตะกอน และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจำพวกเส้นใย (Filamentous organisms) ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง

ขั้นตอนที่ 2 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 2-5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน)

ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยเนื่องมาจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มการระบรทุกสารอินทรีย์ทำให้มีปริมาณก๊าซมากขึ้น ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบและรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม. ซึ่งถือได้ว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์ของระบบ

ขั้นตอนที่ 3 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 3-5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน)

ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีมากกว่า อัตราการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้นจนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.วัน

2.6 ปัจจัยที่มีผลการทำงานของระบบ ยูเอเอสบี

2.6.1 อุณหภูมิ (Temperature)

ระบบยูเอเอสบีสามารถทำงานในช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50-60 องศาเซลเซียส
- ช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 20-45 องศาเซลเซียส

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) แต่มักจะให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิค มากกว่าในการใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากพวกเทอร์โมฟิลิค จะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอจึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2-3 องศาเซลเซียสจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซมีเทนอย่างมาก

2.6.2 พีเอช

แบคทีเรียที่ผลิตมีเทนมีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยที่ขั้นตอนนี้จะเกิดได้ดีที่ช่วงพีเอช

ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดสร้างกรดยังสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0-6.5 นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปอ็อกซิเจนของสารต่างๆ เช่น Volatile fatty acid, NH_3 และ H_2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน

2.6.3 ความเข้มข้นกรดอินทรีย์

ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนที่ทำงานได้ดีควรมีความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ในรูปของกรดอะซิติกประมาณ 200-400 มก./ล. อัตราการเพิ่มของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณของกรด โดยที่ระบบยังสามารถทำงานได้ดี ที่ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์สูงกว่า 1,000 มก./ล. แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์เพิ่มอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลย์กับระบบ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการชะลตัวของกระบวนการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน หรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างกรดถูกระงับให้เร็วขึ้น นอกจากนี้ชนิดของสารอินทรีย์ก็ถือมีความสำคัญ เช่นกรดไพรูวิกอินิกสูงกว่า 1,000 มก./ล. จะทำให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดนี้ และระดับพีเอชต่ำลง

2.6.4 ระดับสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพต่างบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ปริมาณกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้พีเอชลดลงอย่างรวดเร็ว และมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผลิตมีเทน ระดับสภาพต่างที่จะทำให้พีเอชลดลงได้อย่างรวดเร็ว และมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผลิตมีเทน ระดับสภาพต่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภท และความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงก็มีโอกาสที่จะเกิดคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้น โดยทั่วไประบบบำบัดแบบไร้อากาศควรมีสภาพต่างประมาณ 1,500-2,000 มก./ล. และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยที่สำคัญคือ อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหย ในรูปกรดอะซิติกต่อระดับของสภาพต่างไบคาร์บอเนต (มก./ล. ของ CaCO_3) ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์สูงเมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนสูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

2.6.5 โออาร์พี

โออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยแสดงค่า ปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไปจะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจน หรือไนเตรต และวัดค่าโออาร์พีมีค่าลบใน

น้ำเสียที่ไร้ออกซิเจน ไออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กทรอนิกส์ของสารละลาย ถ้าวัดค่าไออาร์พีมีค่าบวกมากๆ แสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กทรอนิกส์ได้ดี สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน มีความสามารถในการรับอิเล็กทรอนิกส์ได้น้อยหรือมีความสามารถในการให้อิเล็กทรอนิกส์ได้ดี และมีค่าไออาร์พีที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 300-500 มิลลิโวลท์

2.6.6 ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย (Substrate)

สารอาหารในน้ำเสีย เกี่ยวข้องโดยตรงกับชนิดของแบคทีเรียในระบบ และประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าสารอาหารที่ต่างชนิดกันมีอัตราการย่อยสลายที่ช้าเร็วต่างกัน โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าโปรตีน และไขมัน

2.6.7 สารอาหารที่จำเป็น (Nutrients)

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนข้อดีประการหนึ่งคือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการสารอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส ต่ำกว่าแบบใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์ต้องการปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน $BOD:N:P = 100:1.1:0.2$ หรือ $COD:N:P = 350:5:1$ นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนยังมีผลต่อลักษณะเม็ดอีกด้วย โดยทำให้เม็ดมีลักษณะเป็นปุยเมื่ออัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100:10

แบคทีเรียผลิตมีเทนต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (trace element) มิฉะนั้นระบบอาจไม่ดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้เช่น เหล็ก โคบอลต์ นิเกิล และซิลเฟอร์ในรูปซัลไฟด์ แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียเป็นการลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยการเติม Yeast Extract

2.6.8 สารพิษ (Toxic)

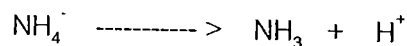
น้ำเสียที่จะนำมาผ่านกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ จะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ความรุนแรงขึ้นอยู่กัชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ถ้าหากสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยก็จะมีผลต่อการทำงานของระบบ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ ได้แก่

- พิษของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยในปริมาณสูงในระบบ จะส่งผลกระทบต่อค่าพีเอชซึ่งลดค่าลงอยู่ในช่วงที่เป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์

- พืชของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ คือโปรตีน หรือยูเรีย โดยทั้งนี้ไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ดังสมการ



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกริยาจะดำเนินไปทางขวา โดยที่ NH_3 จะยับยั้งการทำงาน และเป็นพิษมากกว่า NH_4^+

- พืชของซัลไฟด์

พืชของซัลไฟด์เกิดขึ้นได้เมื่อน้ำเสียเข้าระบบมีปริมาณซัลไฟด์มาก หรือเกิดการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือเกิดการย่อยสลายโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน โดยทั้งนี้สารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำ หรือไม่ละลายน้ำ ขึ้นอยู่กับอิออนบวกที่รวมอยู่ โดยถ้าถูกรวมตัวกับโลหะหนักจะอยู่ในรูปของตะกอน ส่วนที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 50 ถึง 100 มก./ล. แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษ การลดพืชซัลไฟด์ทำได้โดยการตกตะกอนซัลไฟด์ หรือการแยกซัลไฟด์ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

- พืชของอิออน และโลหะหนัก

อิออน หรือโลหะหนักที่มีความเข้มข้นสูงเกินปริมาณหนึ่งจะเกิดความเป็นพิษต่อระบบได้ อิออนที่สำคัญได้แก่ Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} และ S^{2-} อิออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนลบ นอกจากนี้อิออนบวกที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่าอิออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 ถึง 10 เท่า

ส่วนพืชของโลหะหนักได้แก่ แมงกานีส แคดเมียม สังกะสี นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทั้งในรูปของอิออน พืชของโลหะหนักจะมากน้อยเพียงใด ขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนักเกิดเป็นตะกอนเกลือของโลหะหนัก อย่างไรก็ตามอิออนต่างๆนี้บางชนิดจำเป็นต้องมีในปริมาณที่เหมาะสม เพื่อเป็นสารอาหารที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

- พืชของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน สารพวกนี้ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว เช่น เมทานอล ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลินทรีย์คุ้นเคยและปรับตัวได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม

2.7 ระบบอีจีเอสบี (Expansion Granular Sludge Bed, EGSB)

ระบบยูเอเอสบีทั่วไปถูกออกแบบมาสำหรับใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของน้ำเสียในระดับกลางถึงระดับสูง จากนั้นได้มีการพัฒนาระบบยูเอเอสบีเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ เช่นน้ำเสียจากโรงงานที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 1,000 มก./ล. และน้ำเสียชุมชน อย่างไรก็ตาม มีการพบปัญหาจากการนำระบบบำบัดแบบไร้อากาศมาใช้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ

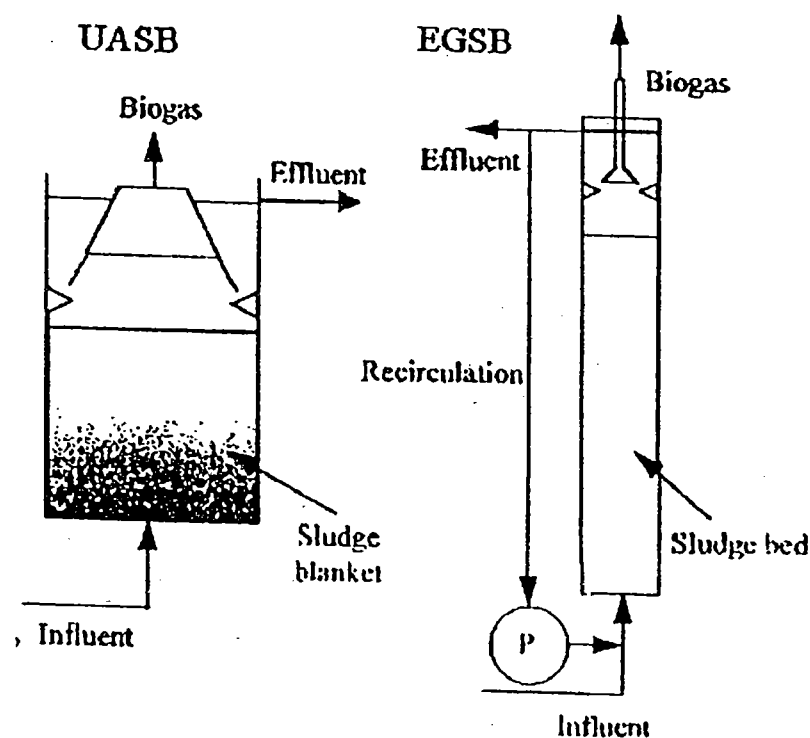
ปัญหาที่ขึ้นกับระบบยูเอเอสบี เนื่องมาจากสาเหตุหลัก 2 ประการ (Kato et. al.) ได้แก่

1. ลักษณะของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำมาก ค่าความเข้มข้นของชีโอดีที่ต่ำมากของน้ำเสียที่เข้าระบบ ทำให้ระดับความเข้มข้นของสารอาหาร (Substrate) ในถังปฏิกรณ์มีค่าต่ำมาก และเมื่อพิจารณาจากสมการโมโนด์ จะพบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในขณะนั้นมีค่าต่ำกว่าในช่วงที่เหมาะสมมาก ได้มีการรายงานค่า K_s (half velocity constant) ของ acetolactic methanogenesis ในกลุ่มเมธานทรีียว่ามีค่าอยู่ในช่วง 30 - 200 มก.ชีโอดี/ล.

ค่าความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำมากจะส่งผลต่อปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตซึ่งมีปริมาณต่ำมาก และยังมีผลต่อการกวนผสมในชั้นสลัดจ์ที่ไม่เพียงพอ และการสัมผัสระหว่างน้ำเสียและจุลินทรีย์ที่ไม่ทั่วถึง ดังนั้นปฏิกิริยาของระบบจะดำเนินไปในสภาวะที่ต่ำกว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่เหมาะสม ปัจจัยที่เป็นตัวกำหนดความสามารถของระบบจึงไม่ใช่การบรรทุกสารอินทรีย์ เหมือนในกรณีของระบบไร้อากาศที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำอีกต่อไป แต่เป็นไปตามค่าการบรรทุกจุลินทรีย์สูงสุดที่ระบบยังสามารถเดินระบบต่อไปโดยไม่เกิดการล้างออก (washout) ของเมธานทรีียเนื่องจากการขยายตัวของชั้นสลัดจ์

2. ปริมาณออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย ทั้งนี้พบว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำมักจะมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในปริมาณหนึ่ง และอาจจะมีผลกระทบต่อบัคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนซึ่งเป็นกลุ่ม strictly anaerobes

ระบบยูเอเอสบีถูกพัฒนาเป็นระบบอีจีเอสบี (Expansion Granular Sludge Bed, EGSB) ซึ่งได้ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสของน้ำเสีย (Substrate) และ จุลชีพด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ และการกวนผสมที่ทั่วถึง โดยระบบนี้มีปัจจัยที่สำคัญคือความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สูงกว่าระบบยูเอเอสบีทั่วไป ทั้งนี้ความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สามารถเพิ่มได้โดยการติดตั้งระบบเวียนกลับน้ำทิ้ง ถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีมีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างค่อนข้างมาก ระบบการเวียนกลับส่งผลให้ความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์มีค่าสูงถึง 5-6 ม./ชม. ในขณะที่ระบบยูเอเอสบีทั่วไปมีค่าความเร็วการไหลอยู่ในช่วง 0.5-1.5 ม./ชม. หรือต่ำกว่า (Kato et al., 1994)



รูปที่ 2.11 แผนผังส่วนประกอบของระบบ ยูเอเอสบี และอีจีเอสบี (Seghezzo et al., 1998)

ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบชั้นของเม็ดสลัดจ์ (granules) คล้ายกับระบบยูเอเอสบี แต่แตกต่างกันที่ระบบนี้มีการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ทั้งชั้นหรือขยายตัวบางส่วน และความคงตัวของระบบขึ้นอยู่กับความสามารถในการตกตะกอน และความแข็งแรงของโครงสร้างเม็ดสลัดจ์ (granules) ในขณะที่ความเร็วการไหลเป็นปัจจัยที่ควบคุมเพื่อให้มีการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ ซึ่งจะส่งผลให้เกิดการผสมที่ดีระหว่างน้ำเสียและจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตาม ปัจจัยนี้อาจส่งผลต่อการล้างออก (wash out) ของสลัดจ์ด้วย ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมระบบให้เกิดความสมดุลระหว่างการกวนผสมที่เพียงพอ และการรักษาปริมาณสลัดจ์ในระบบ (Kato et al., 1994)

2.6.1 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี (Seghezzo et al., 1998)

1. ค่าความเร็วการไหลควรอยู่ในช่วงประมาณ 4-10 เมตร/ชม. และภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบ ยูเอเอสบี โดยสูงถึง 40 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน
2. ชั้นของสลัดจ์มีการขยายตัว
3. มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียเจือจาง หรือมีความเข้มข้นต่ำ

4. สลัดจ์มีลักษณะเป็นเม็ด (granules) อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูง และมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี

5. ลักษณะการกวนผสมต่างจากระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ เนื่องจากค่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สูง และปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตเพิ่มขึ้น ส่งผลให้เกิดการสัมผัสที่ดีระหว่างน้ำเสีย และชั้นสลัดจ์

6. ความดันของสลัดจ์บริเวณชั้นล่างมีค่าสูงในกรณีที่ถังปฏิกรณ์สูงมาก แต่ยังไม่มีการศึกษาเกี่ยวกับผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ และการเจริญเติบโตของจุลชีพ

7. สลัดจ์ชนิดฟลอค (Flocculent sludge) จะถูกล้างออกจากระบบ

8. ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารแขวนลอยหรือคอลลอยด์ค่อนข้างต่ำ

ถึงปฏิกรณ์ในระบบอีจีเอสบีมีคุณสมบัติในการรับภาระบรรทุกที่สูงใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดส์โดยที่ไม่ต้องใช้ตัวกลางของแข็ง (Zoutberg and Frankin, 1996) ระบบอีจีเอสบีมีคุณสมบัติในการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) ที่ดีกว่าระบบยูเอเอสบี (Kato et al., 1994) และเหมาะที่จะใช้ในกรณีที่ใช้อัตราการเกิดก๊าซที่ต่ำ และการผสมที่ไม่เพียงพอ เช่นกรณีของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือในสภาวะที่อุณหภูมิต่ำ (Psychrophiles) ระบบอีจีเอสบีสามารถที่จะใช้ในการบำบัดสารอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษที่มีความเข้มข้นสูงๆ เช่น ฟอรัลดีไฮด์ (Zoutberg and Frankin, 1996) สามารถบำบัดน้ำเสียประเภทกรดไขมันชนิดโมเลกุลยาวที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน โดยมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี 85-95 เปอร์เซ็นต์ (Rinzema et al., 1993) และเหมาะสมที่จะใช้บำบัดที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงๆด้วย (Seghezze et al., 1998) นอกจากนี้การดำเนินระบบอีจีเอสบีสามารถป้องกันการเคลื่อนตัวของชั้นสลัดจ์ซึ่งมักจะเกิดขึ้นกับ การทดลองระบบยูเอเอสบีในห้องปฏิบัติการที่มีอัตราการเกิดก๊าซสูง (Kato et al., 1994)

Kato et al (1994) กล่าวว่าระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไร้อากาศซึ่งมีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน หรือน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ เนื่องจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศโดยทั่วไปมีประสิทธิภาพที่ต่ำในการนำมาใช้บำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ดังจะพบได้จากรายงานการวิจัยระบบยูเอเอสบีทั่วไปที่นำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งไม่สามารถบำบัดค่าซีโอดีได้ตามมาตรฐานค่าซีโอดีในน้ำเสียซึ่งมีค่าต่ำจะส่งผลต่อระดับของสารอาหาร(Substrate) ที่ต่ำลงเรื่อยๆตามความลึกในเม็ดจุลชีพ ทำให้เม็ดจุลชีพนั้นมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาของแบคทีเรียขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหาร (Substrate) อัตราย่อยสลายขึ้นอยู่กับค่า K_s ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึง คุณลักษณะจำเพาะของแบคทีเรียต่อสารอาหารนั้นๆ Kato ได้แบ่งค่า K_s ออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่

1. Intrinsic Ks เป็นค่า Ks ที่แท้จริงซึ่งแสดงถึงการถ่ายเทของมวลสาร (Substrate) เข้าไปยังเซลล์ของแบคทีเรียที่มีลักษณะการเจริญเติบโตในน้ำเสียแบบกระจาย (Dispersed bacteria cells) ในสภาพที่เซลล์แบคทีเรียมีการแขวนลอยอย่างสมบูรณ์

2. Apparent Ks เป็นค่า Ks ปรากฏที่เกี่ยวข้องกับการถ่ายเทของมวลสารผ่าน biofilm ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกของกลุ่มเซลล์แบคทีเรีย หรือเม็ดจุลชีพ (granules)

Ks ปรากฏ จะมีค่าสูงกว่า Ks ที่แท้จริง เนื่องจากพบว่ามีข้อจำกัดหรืออุปสรรคในการถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ของเม็ดจุลชีพมากกว่าในจุลชีพที่เจริญเติบโตแบบกระจายในน้ำเสีย (Dispersed bacteria cells) ดังนั้นจะพบว่ามี ความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำลงเรื่อย ๆ ตามความลึกในเม็ดจุลชีพไม่มีอาหารที่เพียงพอต่อจุลชีพที่อยู่ในชั้นในของเม็ดจุลชีพ และแบคทีเรียที่อยู่ชั้นลึกๆ ซึ่งขาดอาหารจะเกิดการสลายตัวกลายเป็นโพรงว่างบริเวณแกนกลางของเม็ดจุลชีพ ส่งผลให้เกิดการล้างออกของเม็ดจุลชีพจากการที่มีก๊าซสะสมอยู่ภายใน และนอกจากนี้โครงสร้างเม็ดจุลชีพที่จับตัวกันหลวมๆ ยังสามารถเกิดการแตกสลายเนื่องจากความปั่นป่วนทางกลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์ได้

การที่จะทำให้สารอาหารที่มีน้อยเพียงพอต่อจุลชีพ จำเป็นที่จะต้องเกิดอัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm ได้เร็วกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลชีพในเม็ดจุลชีพ ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำๆ จำเป็นที่จะต้องมีการควบคุมที่เพียงพอที่จะทำให้เกิดความปั่นป่วนของการไหลในชั้นสัลดจ์ และส่งผลให้ค่า Ks ปรากฏมีค่าต่ำลง ความปั่นป่วนดังกล่าวในระบบที่บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงเกิดขึ้นได้โดยปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตในขณะที่ระบบอีจีเอสบี ทำได้โดยการปรับอัตราสูบเวียนกลับเพื่อเพิ่มความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์

Dolfing (1985) กล่าวว่าในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ กลุ่มจุลชีพจะต้องถูกรักษาไว้ในถังปฏิกรณ์เป็นเวลานาน ซึ่งส่งผลให้กลุ่มจุลชีพรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนและเกิดขึ้น biolayer ที่หนาแน่นซึ่งชั้นbiolayer เหล่านี้จะเป็นตัวที่ทำให้สารอาหารไม่สามารถกระจายเข้าไปยังในชั้นลึกๆ ได้เนื่องจากเกิดการต้านทานการถ่ายเทมวลสาร(mass transfer resistance) ปรากฏการณ์นี้จะมีผลกระทบที่สำคัญต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารวมในถังปฏิกรณ์ค่าเกรเดียนท์ของความเข้มข้นใน biolayer อธิบายโดยใช้สมการของ Fick (Fick's first law)

$$F = -\emptyset D \frac{dC}{dX}$$

F คือ ฟลักซ์ของมวลสาร หรือสารอาหาร

$\emptyset$ คือ ความพรุนของ biolayer

D คือ ค่าคงที่ของการกระจาย

dC/dX คือ เกรเดียนท์ของสารอาหารใน biolayer

สมการนี้ได้อธิบายว่า ฟลักซ์ ของสารอาหารที่ผ่าน biolayer ขึ้นอยู่กับเกรเดียนต์ของความเข้มข้น และยังขึ้นกับปฏิกิริยาจำเพาะกับขนาดรูปร่างของ biolayer ดังนั้นแบบที่เรียที่อยู่ในชั้นในจะได้รับสารอาหารที่ความเข้มข้นต่ำกว่าที่ผิวเมื่อดูผล ส่งผลให้เกิดอัตราการเกิดปฏิกิริยาลดลง และเมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยากับ ความเข้มข้นของสารอาหารซึ่งอธิบายโดยสมการโมโนต์ว่า ความเร็วของการทำปฏิกิริยาของเอนไซม์กับความเข้มข้นของสารอาหาร ความสัมพันธ์เป็นเส้นตรง ในช่วงที่ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียงหรือต่ำกว่าค่า K_s เพราะฉะนั้น mass transfer resistance จึงเป็นปัจจัยสำคัญในสภาวะที่ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียง K_s หรือต่ำกว่า หรือเมื่อเกรเดียนต์ของความเข้มข้นสารอาหารใน biolayer อยู่ในช่วงค่าความเข้มข้นนี้ และสรุปได้ว่า mass transfer resistance ขึ้นอยู่กับปัจจัยดังนี้

1. ความเข้มข้นสารอาหาร
2. ค่า K_s ของแบคทีเรียสำหรับประเภทของสารอาหารนั้น
3. ความหนา biolayer พบว่า mass transfer resistance จะไม่มีผลต่อ biofilm ที่มีความหนาดำกว่า 1 มม.
4. ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุดใน biolayer

2.8 การศึกษาที่ผ่านมา

2.8.1 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการยูเอเอสบี

Lettinga และคณะ (1983) ได้ทำการศึกษาระบบการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบี ในเนเธอร์แลนด์ โดยใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี ปริมาตร 120 ลิตร โดยใช้ granular sludge จากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลเป็นหัวเชื้อ เวลาพักน้ำเสีย 12 ชั่วโมง ระยะเวลาในการทดลอง 17 เดือน ในช่วงอุณหภูมิ 18 - 20 องศาเซลเซียส น้ำเสียชุมชนมีค่าซีโอดี 248 - 581 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีมีค่า 72 เปอร์เซ็นต์ และลดบีโอดีได้ 62 เปอร์เซ็นต์

ต่อมาได้ทำการบำบัดน้ำเสียในชุมชนโดยใช้ยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร เช่นเดิมและเวลาเก็บกักเท่ากับ 32-40 ชั่วโมง แต่ได้ทำการทดลองในช่วงอุณหภูมิ 12-18 องศาเซลเซียส ซีโอดีน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 420-920 มก./ล. และใช้หัวเชื้อเป็น digested sewage sludge มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 48-70 เปอร์เซ็นต์ และลดค่าบีโอดีได้ 30-45 เปอร์เซ็นต์ ช่วงเวลาในการดำเนินระบบ 3 เดือน และได้ทำการใช้สัณฐานเดียวกันบำบัดน้ำเสียชุมชนในถังยูเอเอสบี ขนาด 30 ลิตร ที่อุณหภูมิ 21 องศาเซลเซียส ซีโอดีน้ำเสียชุมชน 520 - 590 มก./ล. ใช้เวลาเก็บกัก 9 ชม. ทดลองเป็นเวลา 1 เดือน สามารถลดซีโอดีได้ 57 - 59 เปอร์เซ็นต์ และลดค่าบีโอดีได้ 50 - 60 เปอร์เซ็นต์

Barbosa และ Sant'Anna (1989) ได้รายงานศึกษาการทำงานของระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียชุมชนเป็นระยะเวลา 9 เดือน โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 120 ลิตร บำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นซีไอดีเฉลี่ย 627 มก./ล. และบีไอดีเฉลี่ย 357 มก./ล. ในช่วงอุณหภูมิ 19 – 28 องศาเซลเซียส โดยการเริ่มต้นระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อและระบบใช้เวลาพักเท่ากับ 4 ชม. ตลอดจนการทดลองหลังจากที่ทำการทดลอง หลังจากทำการเดินระบบไปประมาณ 1 เดือน เริ่มสังเกตเห็นกลุ่มแบคทีเรียที่จับตัวกันเป็นเม็ดกลม (granules) โดยเฉพาะในช่วงท้ายของการทดลองพบว่ามีความยาวถึง 8 มม. หลังจากได้เริ่มต้น (start up) ระบบในเดือนที่ 5 ระบบมีประสิทธิภาพในการลดซีไอดีและบีไอดี เท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ และ 78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Lalit Kumar Agrawal (1991) ได้ทำการทดลองระบบยูเอเอสบี ขนาดถังปฏิกรณ์ 140 ลิตร สูง 4 เมตร โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีไอดี 500 มก./ล. ใช้เวลาพัก 8-24 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด ซีไอดี 85 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1.56 กก.ซีไอดี /ม³-วัน อัตราการผลิตก๊าซ 128 ลิตร/กก. ซีไอดีที่ถูกกำจัด ระยะเวลาในการทดลอง 6 เดือน

Krispa Shankar Singh (1992) ได้ทำการศึกษาต่อจาก Lalit Kumar Agrawal โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีไอดี 500มก./ล. ใช้เวลาพัก 3 -6 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี 92 เปอร์เซ็นต์ ที่เวลาพัก 3 ชม. ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 4 กก. ซีไอดี /ม³ - วัน อัตราการผลิตก๊าซ 141 ลิตร/กก. ซีไอดีที่ถูกกำจัด ระยะเวลาในการทดลอง 6 เดือน

สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบยูเอเอสบีแบบจำลองระดับห้องปฏิบัติการ ขนาด 24.4 ลิตร สูง 3 ม. บำบัดน้ำเสียจากชุมชนจากมหาวิทยาลัยเชียงใหม่ที่เพิ่มความเข้มข้นสารอินทรีย์โดยการเปลี่ยนแปลงเวลาเก็บกักน้ำจาก 4.5 - 24 ชม. ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.22-1.59 กก. /ม³-วัน และความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 0.13 - 0.69 ม./ ชม. โดยใช้ตะกอนหัวเชื้อจากบ่อเกรอะในการเริ่มต้นระบบในปริมาณ 6.1 กก./ม³ ระบบได้ใช้เวลาในการปรับสภาพจนถึงสภาวะคงที่หลังจากระบบเริ่มต้นเป็นเวลา 3 เดือน

ผลการศึกษาพบว่าสามารถลดค่าซีไอดี บีไอดี และของแข็งแขวนลอยได้ 76.4-88.1 76.9-92.9 และ 59.7-84.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ พบว่าเวลากักน้ำ 12-24 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจนและสามารถทำให้ค่าบีไอดีและของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ออกจากระบบมีค่าต่ำกว่า 20 ละ 30 มก./ล. ตามลำดับ ที่เวลาเก็บกักน้ำต่ำกว่า 9 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปลดลงเมื่อเวลากักน้ำสั้นลง ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากระบบมีค่าระหว่าง 25.6-101.3 ล./กก. ซีไอดีที่เข้าสู่ระบบ โดยมีส่วประกอบมีเทน 52-68.2 เปอร์เซ็นต์ ส่วนชั้นตะกอนพบว่ามีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยโวลูไทล์ เฉลี่ย 19 กก./ม³ โดยมีความสูงชั้นตะกอน 0.55-0.70 ม.

Ruiz และคณะ (1998) ได้ทำการวิจัยโดยการศึกษาระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียในระดับห้องปฏิบัติการซึ่งทำการบำบัดน้ำเสียจากเมืองคอนนัว ประเทศสเปน ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยใช้ถังปฏิกรณ์ 2 ชุด ขนาดชุดละ 2 ลิตร น้ำเสียซึ่งมีค่าซีโอดีเฉลี่ย 693 มก./ล. โดยชุดที่ 2 ทำการติดตั้ง sludge digested ซึ่งรับสลัดจ์มาจากวาล์วระบายชั้นสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์ และทำหน้าที่ย่อยสลายของแข็งที่สะสมในสลัดจ์ ก่อนที่จะเวียนกลับเข้าไปในระบบยูเอเอสบีอีกครั้ง ดังชุดแรกเมื่อทำการเดินระบบที่เวลาเก็บกัก 24 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีและของแข็งแขวนลอย มีค่าสูงกว่า 85 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อทำการลดเวลากักเป็นเวลา 5 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 53 เปอร์เซ็นต์ และ 63 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับและถังปฏิกรณ์ชุดที่ 2 พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์

Schellinkhout และ Cellazos (1992) ได้ทำการทดลองในระดับ pilot scale เป็นระยะเวลา 4 ปี ของระบบยูเอเอสบีขนาด 35 ลบ.ม. ต่อขนานกัน 2 หน่วย และตามด้วย facultative pond ขนาดพื้นที่ 107 ตร.ม. โดยกำหนดเวลาเก็บกัก 5-19 ชม. สามารถลดซีโอดีได้ 66-72 เปอร์เซ็นต์

จากนั้นได้นำข้อมูลจากงานทดลองนี้เป็นต้นแบบในการสร้างระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ บูคารามันกา โคลัมเบีย โดยเริ่มทำการเริ่มต้นระบบ (start up) เมื่อ ตุลาคม 1990 โดยระบบบำบัดนี้ถูกออกแบบมาสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนปริมาณ 31,000 ลบ.ม. ต่อวัน น้ำเสียมีค่าซีโอดี 360 มก./ล. ใช้ถังยูเอเอสบี 2 ถึงขนาดถังละ 3,360 ลบ.ม. ขนานกันและตามด้วย facultative pond จากการศึกษา 3 ปี เวลาเก็บกัก 5 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 70 – 77 เปอร์เซ็นต์ โดยถังยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 45 – 60 เปอร์เซ็นต์

Haskoning (1996) ได้รายงานการศึกษาโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนเมืองมีร์ชาปุร์ อินเดีย ซึ่งเป็นระบบยูเอเอสบี และมีระบบ pond ซึ่งมีเวลากัก 1 วันเป็น post treatment เป็นโครงการร่วมทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของอินเดียและเนเธอร์แลนด์ภายใต้ Ganga Action plan ดำเนินการระบบตั้งแต่ เดือนเมษายน 1994 ระยะเวลาที่ทำการศึกษา 13 เดือน อุณหภูมิในถังปฏิกรณ์เปลี่ยนแปลงในช่วง 18 องศาเซลเซียสในฤดูหนาว จนถึง 32 องศาเซลเซียสในฤดูร้อน อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ของระบบยูเอเอสบีเท่ากับ 0.95 กก.ซีโอดี ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน และใน polishing pond เท่ากับ 0.13 กก. ซีโอดีต่อ ลบ.ม. ต่อวัน โดยในบ่อนี้สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยจนน้ำทิ้งผ่านมาตรฐานของ Ganga Action plan (บีโอดี 30 มก./ล. และของแข็งแขวนลอย 50 มก./ล.)ระยะเวลากักในยูเอเอสบีเท่ากับ 8 ชม. ขนาดถังยูเอเอสบี 12,000 ลบ.ม. ค่าซีโอดีน้ำเสียเข้าเฉลี่ย 1,183 มก./ล. ประสิทธิภาพในการลดซีโอดี บีโอดี และของแข็ง

แขวนลอย เท่ากับ 81 86 และ 89 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยที่ประสิทธิภาพในยูเอเอสบีในการลดค่าซีไอดี เท่ากับ 51 – 63 เปอร์เซ็นต์ และบีไอดีเท่ากับ 53 – 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2.8.2 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบอีจีเอสบี

Van der Last และ Lettinga (1992) รายงานการทดลองของระบบอีจีเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนขนาด 120 ลิตร ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส โดยใช้หัวเชื้อจากระบบยูเอเอสบีที่ใช้ในการบำบัด น้ำเสียโรงงานเยื่อกระดาษ ดังปฏิกรณ์มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 19 ซม. สูง 4 ม. ใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนจากหมู่บ้านในเมือง Bennekom ซึ่งมีค่าซีไอดีเฉลี่ย 350 มก./ล. ในช่วงฤดูร้อนและ 250 มก./ล. ในช่วงฤดูฝน และทำการปรับอัตราสูบน้ำเวียนกลับให้ความเร็วการไหลอยู่ในช่วง 5 – 7 ม./ชม. พบว่าสามารถลดค่าซีไอดีละลายได้เฉลี่ย 45 เปอร์เซ็นต์ และมีค่าสูงสุดถึง 84 เปอร์เซ็นต์ และเฉลี่ย 27 เปอร์เซ็นต์ ในช่วงฤดูฝน และสามารถลดซีไอดีรวมได้เฉลี่ย 29 เปอร์เซ็นต์ และมีค่าสูงสุด 69 เปอร์เซ็นต์

Kato และคณะ (1994) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาด 2.5 ลิตร ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยทดลองกับน้ำเสียซึ่งเป็นเอทานอลความเข้มข้นต่ำ 2 ค่า คือ ซีไอดีประมาณ 600 และ 200 มก./ล. โดยทำการแบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด โดยแต่ละชุดเป็นถังอีจีเอสบีขนาดเดียวกันและน้ำเสียประเภทเดียวกัน โดยการทดลองชุดที่ 2 ทำการเติมอากาศในถังน้ำเข้าเพื่อควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจนประมาณ 3.8 มก./ล. ทั้งนี้เพื่อการศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบ การทดลองชุดแรกได้เริ่มต้นดำเนินระบบที่ซีไอดีน้ำเข้าประมาณ 600 มก./ล. และทำการเปลี่ยนค่าเวลาเก็บกัก พบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีไอดีมีค่าสูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 8.1 ก.ซีไอดี/ล.-วัน เวลาพัก 2 ชม. และเมื่อทำการเปลี่ยนแปลงซีไอดีน้ำเข้าเป็น 100-200 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการลดซีไอดีสูงกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สูงถึง 12 ก.ซีไอดี/ล.-วัน เวลาพัก 0.5 ชม. ส่วนในการทดลองชุดที่ 2 ให้ผลการลดค่าซีไอดีที่ใกล้เคียงกับชุดที่ 1 และสรุปว่าระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีซีไอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ได้ที่ช่วงเวลากักต่ำกว่า 2 ชม. และปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำเล็กน้อยไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

Rebac และคณะ (1995) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาด 4.3 ลิตร ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางถึง 5 ซม. ที่อุณหภูมิ อากาศ 10 องศาเซลเซียส โดยใช้หัวเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานเบียร์ และใช้น้ำเสียเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acid) ที่เจือจางจนมีความเข้มข้นประมาณ 1000 มก./ล. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน และเวลากักเก็บน้อยกว่า 1 ชม. ระยะเวลาในการทดลอง 240 วัน หลังจากวันที่ 120 มีประสิทธิภาพในการลดซีไอดี 80 – 96 เปอร์เซ็นต์

ตุลชัย แจ่มใส (2545) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีบีไอดีและของแข็งแขวนลอยของระบบอีจีเอสบีในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางถึง 5 ซม. โดยคำนึงถึงผลของเวลากักและความเร็วไหลขึ้นต่อระบบการทดลองแบ่งออกเป็น 2 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 ควบคุมเวลากักเท่ากับ 2 และ 6 ชม. โดยควบคุมให้มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากันคือ 0.5 ม./ชม. และการทดลองที่ 2 ควบคุมความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5 6.5 10.0 และ 12.0 ม./ชม. โดยใช้เวลากักเท่ากับ 2 ชม.

การทดลองทั้งหมดใช้น้ำเสียจริงจากอาคารเรียน 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อุณหภูมิ 25-28 องศาเซลเซียส น้ำเสียมีค่าซีไอดีเฉลี่ยเท่ากับ 160 มก./ล. ค่าบีไอดี 5 วันเท่ากับ 65 มก./ล. ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 45 มก./ล. ผลการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี และบีไอดี 5 วันดังนี้ 70 และ 80 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และผลของเวลากักทั้งสองค่าให้ประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกัน และในค่าความเร็วที่ให้ประสิทธิภาพสูงสุดอยู่ในช่วง 5-7 ม./ชม.

Kato และคณะ (2003) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของการนำระบบอีจีเอสบีมาเป็นการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านกระบวนการยูเอเอสบี โดยเลือกใช้ตะกอนชนิดฟล็อกที่มาจากระบบยูเอเอสบีข้างต้นมาทำการเริ่มต้นระบบ การทดลองใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 157.5 ลิตร ทำการทดลองเป็นเวลา 331 วัน แบ่งการทดลองออกเป็น 3 เฟส แต่ละเฟสใช้ความเร็วไหลขึ้น ดังนี้ 1.25 2.50 และ 3.75 ม./ชม. ค่าเวลากักน้ำเท่ากับ 4 ชม. ค่าซีไอดีรวมก่อนเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 120 -180 มก./ล. และค่าของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 94-123 มก./ล. ผลการทดลองระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดสารอินทรีย์ให้เหลือค่าซีไอดีรวม และซีไอดีกรองเท่ากับ 87 มก./ล. และ 55 มก./ล. ตามลำดับ และค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยมีค่าต่ำกว่า 32 มก./ล. สรุปได้ว่าระบบอีจีเอสบีสามารถนำมาเป็นการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านกระบวนการยูเอเอสบี ที่มีค่าความเข้มข้นต่ำได้ โดยใช้ตะกอนชนิดฟล็อก (Flocculent sludge)

2.8.3 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในห้องปฏิบัติการและได้รายงานว่า ในการศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดไม่สามารถตรวจสอบได้ เนื่องจากเป็นกระบวนการทางพลศาสตร์ แต่ที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 2-5 กก.ซีไอดี/ม³.วัน ของตะกอนจุลินทรีย์จะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด และเมื่อมีการเพิ่มตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในถังหมักเล็กน้อย จะมีผลให้ methanogenic activity เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่เพิ่มให้ จะเป็นตัวนำให้เกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด และพบว่าแคลเซียมที่เข้มข้น 150 มก./ล.จะทำให้การตกตะกอนของเม็ดตะกอนดีขึ้น

Wiegant และ Lettinga (1985) ได้รายงานว่าการมีวัสดุรองรับของจุลินทรีย์ จะทำให้มีความสามารถตกตะกอนดีเป็นการรักษาตะกอนจุลินทรีย์ในถังหมักไว้ ซึ่งความสามารถตกตะกอนที่เพิ่มขึ้นของตะกอนจุลินทรีย์ ก็เพราะมีการเจริญในรูปของ spherical flocs กับมีวัสดุรองรับในโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเม็ด และได้สรุปผลการทดลองไว้ว่าการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่มีทั้งจุลินทรีย์สร้างกรดและจุลินทรีย์สร้างมีเทนผสมกัน จะเกิดได้ในสภาพที่เหมาะสมของถังหมักแบบยูเอเอสบีในสภาวะที่เป็นมีโซฟิลิค และได้รายงานว่าการรักษาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดให้อายุยาวนาน ขึ้นกับปัจจัยอื่นๆ ได้แก่

(1) การตอบสนองของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ที่มีต่อการเปลี่ยนแปลงของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดเช่นการเปลี่ยนชนิดของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดเป็นพวก *Streptococcus sp.* ทำให้ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดลดลง เป็นต้น

(2) โครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในส่วนที่มีการสลายตัว

(3) การเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนของ กลุ่มแบคทีเรียที่เป็นองค์ประกอบในตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด

Dolfing (1985) รายงานว่าการต้านทานการส่งผ่านของสารอาหารเข้าสู่ตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดจะขึ้นอยู่กับความสามารถจำเพาะ (specific activity) และความหนาของมวลชีวภาพในสภาพที่มีความเข้มข้นของสารอาหารต่ำ

Weigant และ de Man (1985) ทำการศึกษาถึงกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังหมักยูเอเอสบีที่อุณหภูมิสูง (55 °C) โดยใช้สิ่งป้อนที่มีอะซิเตตและส่วนผสมระหว่างอะซิเตตและบิวทิเรตเป็นองค์ประกอบ โดยกล่าวว่าแบคทีเรียที่สำคัญในตะกอนแบบเม็ดคือ *Methanothrix* และ *Methanosarcina* ซึ่งการเลือกชนิดของแบคทีเรียทั้งสองขึ้นอยู่กับความควบคุมความเข้มข้นของอะซิเตตในน้ำกากส่า ที่ออกจากระบบให้มีค่าต่ำกว่า 200มก./ล. และ 700มก./ล. สำหรับ *Methanothrix* และ *Methanosarcina* ตามลำดับ ตะกอนที่เกิดขึ้นเป็น *Methanothrix* ส่วนมาก

นอกจากนี้ยังพบว่าชนิดของตะกอนแบคทีเรีย (seed material) และการเติมวัสดุเฉื่อยมีผลต่อความเร็วในการเกิดเม็ดและช่วงเวลาที่ใช้ในการเริ่มต้นระบบ

Endo (1988) ได้รายงานว่าการเจริญเติบโตของแบคทีเรียลักษณะเส้นสายที่สร้างกรดบนผิวด้านนอกของตะกอนจุลินทรีย์แบบเม็ด จะเป็นสาเหตุให้เกิดสภาพ anaerobic sludge bulking ที่เป็นการสูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบ

Schulze และคณะ (1988) ได้รายงานถึงความสำเร็จในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเม็ดของระบบยูเอเอสพีที่มี gelatine เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียและเป็นแหล่งคาร์บอนแต่ในสภาพของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ NH_4^+ สูงจะได้ตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กและมีความหนาแน่นที่ต่ำ

Guiot และ คณะ (1992) กล่าวว่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกสายพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลชีพที่มีความสามารถตกตะกอนได้ดี และได้ทำการศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopy) พบว่ามีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้นอย่างเด่นชัด

โดยชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens Sulfate reducers Methanosarcina และ H_2 -utilizing methanogens

ชั้นกลาง ประกอบด้วย Hydrogenic acetogens และ H_2 -utilizing methanogens เช่น Methanosarcina Methanococcales และ Methanospirillum

ชั้นใน เป็นแบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

Fang และคณะ (1994) กล่าวว่าในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีน หรือกรดอะมิโน เช่น กากปลาเมต ขั้นตอน การสร้างกรด (acidogenesis) จะเป็นขั้นตอนกำหนดอัตราเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลาย และการแพร่กระจายที่ช้าของกากปลาเมต ทำให้มีการแพร่กระจายของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดจุลชีพ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดจุลชีพ และไม่เกิดโครงสร้างแบบแบ่งชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย

2.8.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการเติมสารอาหาร

W.D.Murray และ L van der berg (1981) พบว่า มีเทนจุลชีพในถังปฏิกริยาฟิล์มตรึงแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้รับการกระตุ้นการทำงานโดยการเติมนิกเกิลและโคบอลต์พร้อมกันที่ 100 นาโนโมล และ 50 นาโนโมล ตามลำดับ ในขณะที่การเติมโมลิบดีนัม 50 นาโนโมล พร้อมด้วยมีผลต่อการเร่งปฏิกิริยาเพียงเล็กน้อย

Shen และคณะ (1993) ได้ทดลองเติม นิกเกิล โคบอลต์และเหล็กด้วยระบบยูเอเอสพี พบว่าการเติมโลหะดังกล่าวไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ซีโอดีในระยะ 200 วัน อย่างไรก็ตามเมื่อหยุดการเติม yeast extract 60 วันพบว่าประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีลดลงอย่างมาก ในถังถังปฏิกริยาที่ไม่ได้เติมเหล็กและโคบอลต์ที่พบที่สารอีพีเอส (EPS, Extracellular polymeric substance) จะอยู่ในรูปยืดยาวอยู่ซึ่งอาจมีความสำคัญต่อการรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลชีพ

ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์ (2539) ได้ทำการศึกษาผลกระทบของไอออนของนิกเกิลและโคบอลต์ต่อการทำงานของยูเอเอสพี โดยใช้ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 และ 18 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

เวลากักเท่ากับ 6 ชม. แต่ละชุดการทดลองมี 3 ชุด คือ 1.เติมทั้งนิกเกิลและโคบอลต์ 2.เติมนิกเกิล
อย่างเดียว และ 3. เติมโคบอลต์อย่างเดียว โดยอัตราส่วนซีไอดีน้ำเข้าต่อนิกเกิลต่อโคบอลต์ที่เติม
ประมาณ 100: 0.008: 0.008

พบว่า การเติมโคบอลต์ ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีได้อย่างมากและทำให้
ตะกอนนอนมีสีดำคล้ำ ขณะที่การเติมนิกเกิลช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบเช่นกันแต่ไม่โดดเด่น
นอกจากนี้ตะกอนสีดำคล้ำ (สีดำ, สีเทาเข้ม) มีแนวโน้มจะกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าตะกอนสีอ่อน
(สีน้ำตาลอ่อน, สีขาว)

บทที่ 3

แผนการทดลองและวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

การทดลองติดตั้งระบบอุปกรณ์ต่างๆ และใช้น้ำเสียจริงจากถังพักน้ำเสียอาคารเรียน 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ภายใต้อุณหภูมิห้อง (room temperature) ใช้ถังปฏิกรณ์อิมัลซิฟิเคชัน จำนวน 4 ถัง ที่มีลักษณะเหมือนกัน โดยมีตัวแปรต่างๆ ดังนี้

พารามิเตอร์ที่เป็นตัวแปรต้นที่ศึกษาคือ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียต่างประเภท ได้แก่ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (ตะกอนชนิด A) และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีน (เม็ดตะกอนชนิด B) ซึ่งลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งสองชนิดแสดงดังตารางที่ 3.1

พารามิเตอร์ที่เป็นตัวแปรอิสระที่มีค่าเปลี่ยนไป ได้แก่ ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม.

พารามิเตอร์ที่เป็นตัวแปรตามที่ทำการศึกษาได้แก่

1. ระยะเวลาการเริ่มต้นระบบถึงสภาวะคงที่
2. ซีโอดี (COD)
3. บีโอดี (BOD)
4. พีเอช โออาร์พี (pH, ORP)
5. กรดไขมันระเหย (Volatile fatty acid)
6. สภาพด่างทั้งหมด (Total Alkalinity)
7. ของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS)
8. ความสามารถของเม็ดตะกอน (SMA, specific methanogenic activity)
9. การกระจายขนาดตะกอน
10. ปริมาตรก๊าซรวม (Total gas volume)

พารามิเตอร์ที่เป็นตัวแปรควบคุม ได้แก่ น้ำเสียจริงที่ใช้ทำการทดลอง จากอาคารเรียน 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ปริมาณเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เติมลงไปในถังปฏิกรณ์เริ่มต้น โดยเติมในปริมาณ 25 ก.กรัม/ลิตรของถังปฏิกรณ์โดยประมาณ เวลาพักน้ำเสีย 2 ชม. และการเติมสาร trace element (แคลเซียมและโคบอลต์) โดยอัตราส่วนซีโอดีน้าเข้าต่อแคลเซียมต่อโคบอลต์ที่เติมประมาณ 100: 0.3: 0.008 (ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์, 2539)

ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาทำการวิจัยแสดงดังตารางที่ 3.1 และรูปที่ 3.1 ซึ่งแสดงลักษณะภายนอกของเม็ดตะกอนที่สามารถเห็นได้ด้วยตาเปล่า และจากงานวิจัยที่ผ่านมาของ Guiot et.al.,(1992) ,Fang et.al.,(1994) และ Batstone et.al.(2003) กล่าวถึงความแตกต่างของลักษณะเม็ดตะกอนระหว่าง เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีนดังตารางที่ 3.2 ซึ่งจะเห็นได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้ง 2 ชนิดมีความแตกต่างทางด้านโครงสร้างและจุลชีพ ดังนั้นเมื่อนำมาเริ่มต้นระบบและเดินระบบในกระบวนการอิมูโนสปี จึงมีแนวโน้มว่าจะมีความแตกต่างกันในเชิงประสิทธิภาพของระบบอิมูโนสปี ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ

ตารางที่ 3.1 ลักษณะของจุลินทรีย์

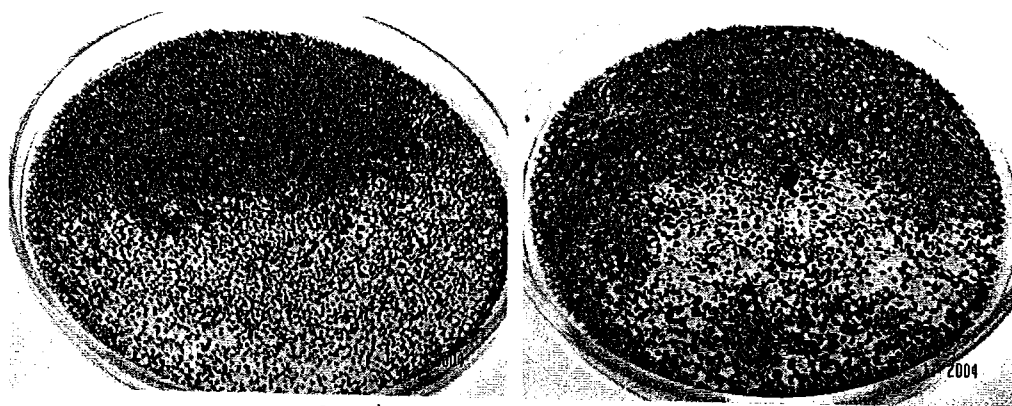
คุณลักษณะ	ตะกอนจุลินทรีย์ A	ตะกอนจุลินทรีย์ B
ประเภทน้ำเสียที่บำบัด	คาร์โบไฮเดรต	โปรตีน
ลักษณะภายนอก	เม็ดทรงกลม ขนาด 1-2 มม.	เม็ดทรงกลมปรี ขนาด 1-2 มม.

ตารางที่ 3.2 ลักษณะตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียต่างชนิดกัน (Batstone et. al., 2003)

Property	Carbohydrate	Protein
Microbial density	Very high	Low
Layered structure (SEM)	Yes	No
Microbial diversity	4 main types	Many types
Acidogenic bacteria	Around edge	Clumped throughout
Syntrophic groups	In center	granule
<i>methanosarcina</i>	Outer	throughout granule
<i>methanosaeta</i>	In center	Some of edge
		Filamentous, throughout granule

การทดลองทั้งหมดแบ่งออกเป็น 2 ช่วง

ช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up) เป็นการเปรียบเทียบประสิทธิภาพและศึกษาพฤติกรรมของการเริ่มต้นระบบอิมูโนสปี แบบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (ตะกอนชนิด A) และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีน (ตะกอนชนิด B)



(ก) ตะกอนจุลินทรีย์ A

(ข) ตะกอนจุลินทรีย์ B

รูปที่ 3.1 ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาทำการวิจัย

การทดลองช่วงเริ่มระบบจะทำการเติมเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้ง 2 ชนิด ลงในถังปฏิกรณ์ 4 ถัง ซึ่งแบ่งเป็นเม็ดตะกอนชนิด A จำนวน 2 ถัง และเม็ดตะกอนชนิด B จำนวน 2 ถัง ซึ่งปริมาณเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เติมลงในถังปฏิกรณ์ มีค่าประมาณ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ของถังปฏิกรณ์ โดยประมาณ ทำการสูบน้ำเสียที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประมาณ 2 กก.ซีโอดี/ม³.วัน เข้าถังปฏิกรณ์อย่างต่อเนื่อง และเพิ่มความเร็วไหลขึ้นจากน้อยไปมาก เพื่อให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้เข้ากับความเร็วไหลขึ้นที่มีค่ามากได้ โดยแผนการทดลองในช่วงเริ่มต้นระบบแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 แผนการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบ

ชุดทดลองที่	ตะกอน จุลินทรีย์	เวลากักน้ำ (ชม.)	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	อัตราการสูบน้ำเสีย (ลิตร/วัน)	อัตราการสูบน้ำเสียหมุนเวียน (ลิตร/วัน)
1	A	2	1	255	-
2	B	2	2	255	153
			3.5	255	459
3	A	2	1	255	-
			2	255	153
4	B	2	3.5	255	459
			7	255	1173

หมายเหตุ ชุดที่ 1และ2 ทำการทดลองช่วงความเร็วไหลขึ้นช่วงละ 20 วัน

ชุดที่ 3และ4 ทำการทดลองช่วงความเร็วไหลขึ้นช่วงละ 15 วัน

ช่วงระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว(Steady state)แบ่งออกเป็น 2 การทดลองดังนี้

การทดลองที่ 1 เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของกระบวนการอิมเมสปีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างกัน คือช่วงที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 7 ม./ชม. และช่วงที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 5 และ 10 ม./ชม. เวลาพักน้ำเสีย 2 ชม. ระยะเวลาการทดลอง 60 วัน โดยแผนการทดลองเป็นไปตามตารางที่ 3.4

การทดลองที่ 2 ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบและการเปลี่ยนแปลงลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในแต่ละถังปฏิกรณ์ เมื่อทำการเติมสาร trace element (แคลเซียมและโคบอลต์) โดยอัตราส่วนซีโอได้น้ำเข้าต่อแคลเซียมต่อโคบอลต์ที่เดิมประมาณ 100: 0.3: 0.008 ภายหลังเริ่มต้นระบบไปแล้วเป็นเวลา 120 วัน ระยะเวลาการทดลอง 60 วัน โดยแผนการทดลองเป็นไปตามตารางที่ 3.5

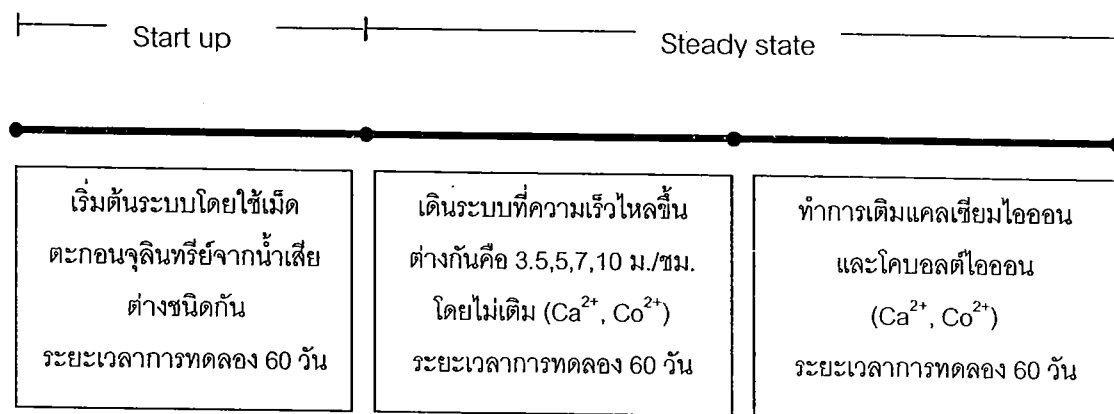
ตารางที่ 3.4 แผนการทดลองที่ 1

ทดลองช่วงที่/ ถังปฏิกรณ์ที่	ตะกอน จุลินทรีย์	เวลาพักน้ำ (ชม.)	ความเร็ว ไหลขึ้น (ม./ชม.)	อัตราการสูบ น้ำเสีย (ลิตร/วัน)	อัตราการสูบ น้ำเสียหมุนเวียน (ลิตร/วัน)
1/1	A	2	3.5	255	459
1/2	B	2	3.5	255	459
1/3	A	2	7	255	1173
1/4	B	2	7	255	1173
2/1	A	2	5	255	765
2/2	B	2	5	255	765
2/3	A	2	10	255	1784
2/4	B	2	10	255	1784

ตารางที่ 3.5 แผนการทดลองที่ 2

ถังปฏิกรณ์ ที่	ตะกอนจุลินทรีย์	เวลาพักน้ำ (ชม.)	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	การเติมโคบอลต์ และแคลเซียม
1	A	2	5	เติม
2	B	2	5	เติม
3	A	2	10	เติม
4	B	2	10	เติม

โดยจุดประสงค์การเติมแคลเซียมไอออนคือ ศึกษาการเปลี่ยนแปลงขนาดของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ ส่วนโคบอลต์ไอออนเติมเพื่อปรับปรุงสมรรถนะของเม็ดตะกอน เช่น ความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทน(Specific methanogenic activity, SMA) เป็นต้นโดยเติมในรูป[CaCl₂ และ CoCl₂] ในอัตราส่วนซีโอดีต่อแคลเซียมต่อโคบอลต์ที่เติมประมาณ 100: 0.3: 0.008



รูปที่ 3.2 สรุปแผนการทดลองของงานวิจัย

3.2 การเตรียมน้ำเสีย

3.2.1 ส่วนประกอบน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ในการดำเนินการวิจัยนี้ใช้น้ำเสียจากถังพักน้ำเสียจากอาคารเรียน 4 คณะ วิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งรับน้ำเสียรวมจากห้องน้ำทั้งหมดในอาคาร และทำการเตรียมน้ำเสียใส่ในถังพักน้ำเสียของระบบอีจีเอสบีทุกวัน เพื่อป้องกันไม่ให้น้ำเสียเกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพจากการถูกแบคทีเรียในถังย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยแต่ละครั้งลักษณะสมบัติของน้ำเสียทั้งทางเคมี และชีวภาพไม่แตกต่างกันมากนัก ดังสรุปช่วงพารามิเตอร์ต่างของน้ำเสียในตารางที่ 3.6 พบว่ามีธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสที่มากพอจึงไม่จำเป็นต้องปรับแต่งคุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

3.2.2 วิธีการเตรียมน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

การเตรียมน้ำเสียในแต่ละวัน โดยการเตรียมน้ำเสียในถังพลาสติกขนาด 500 ลิตรและทำความสะอาดตะกอนบริเวณก้นถังพักน้ำเสียประมาณ 2 สัปดาห์ต่อครั้ง

ตารางที่ 3.6 คุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนจากอาคารเรียนที่ใช้ในการวิจัย

พารามิเตอร์	หน่วย	ช่วงเริ่มต้นระบบ	ช่วงระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว	
			การทดลองที่ 1	การทดลองที่ 2
ซีไอดี	มก./ล.	101 - 169	112 -196	135 -196
บีไอดี 5 วัน	มก./ล.	-	76 -89	76 -98
ของแข็งแขวนลอย	มก./ล.	46 - 64	47 - 67	50 -69
พีเอช	-	7.2-7.8	7.3 -7.7	7.3 -7.6
สภาพด่างทั้งหมด	มก./ล.หินปูน	249 -295	253 -295	251 -293
กรดไขมันระเหย	มก./ล.กรดอะซิติก	57- 86	57 -86	62 -88
ทีเคเอ็น	มก./ล.	-	54 -74	5 -78

3.3 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง มีดังนี้

3.3.1 ถังพักน้ำเสีย

- 4.3.1.1 ถังพักน้ำเสีย ใช้ถังพลาสติกขนาด 500 ลิตร 2 ชุด
- 4.3.1.2 ถังพักน้ำทิ้ง ใช้ถังพลาสติกขนาด 30 ลิตร 3 ชุด
- 4.3.1.3 ถังพักน้ำเวียนจากระบบ ใช้ถังพลาสติกขนาด 60 ลิตร 3 ชุด

3.3.2 เครื่องสูบน้ำ

ถังปฏิกรณ์ไอจีเอสบี 1 ชุดจะประกอบด้วยเครื่องสูบน้ำ 2 เครื่อง ได้แก่ เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบ 1 ตัว และเครื่องสูบน้ำเสียเวียนกลับเข้าสู่ระบบ 1 ตัว โดยน้ำเสียจะถูกสูบเข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่องจากถังพักน้ำเสียไปยังทางเข้าของถังปฏิกรณ์ไอจีเอสบีที่อยู่ด้านล่างของระบบ ในขณะเดียวกันที่ทางเข้าจุดเดียวกันนี้ ก็มีน้ำเสียที่ถูกสูบโดยเครื่องสูบน้ำหอยโข่งเพื่อเวียนกลับน้ำเสียมาเข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่อง เพื่อทำหน้าที่เพิ่มความเร็วไหลขึ้น ในถังปฏิกรณ์

3.3.3 ถังปฏิกรณ์ไอจีเอสบี

ใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 21.5 ลิตร เป็นท่ออะคลิลิคใสขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 104 มม. จำนวน 4 ชุด ประกอบด้วยส่วนย่อยสลายสูง 2.50 ม. และส่วนตกตะกอนซึ่งเป็นอุปกรณ์ทำจากท่อพีวีซีสูง 0.25 ม. เส้นผ่าศูนย์กลาง 0.15 ม. ส่วนตกตะกอนและส่วนย่อยสลายถูกแยกด้วยชุดแยกตะกอน (Gas-Solid separator, GSS) ซึ่งทำจากกรวยพลาสติกดัดปลาย และทำการติดตั้งส่วนตกตะกอน และติดตั้งวาล์วเก็บตัวอย่างน้ำและตะกอนข้างถังปฏิกรณ์ตามความสูงจำนวน 6 ตำแหน่ง ดังรายละเอียดในภาพที่ 3.3

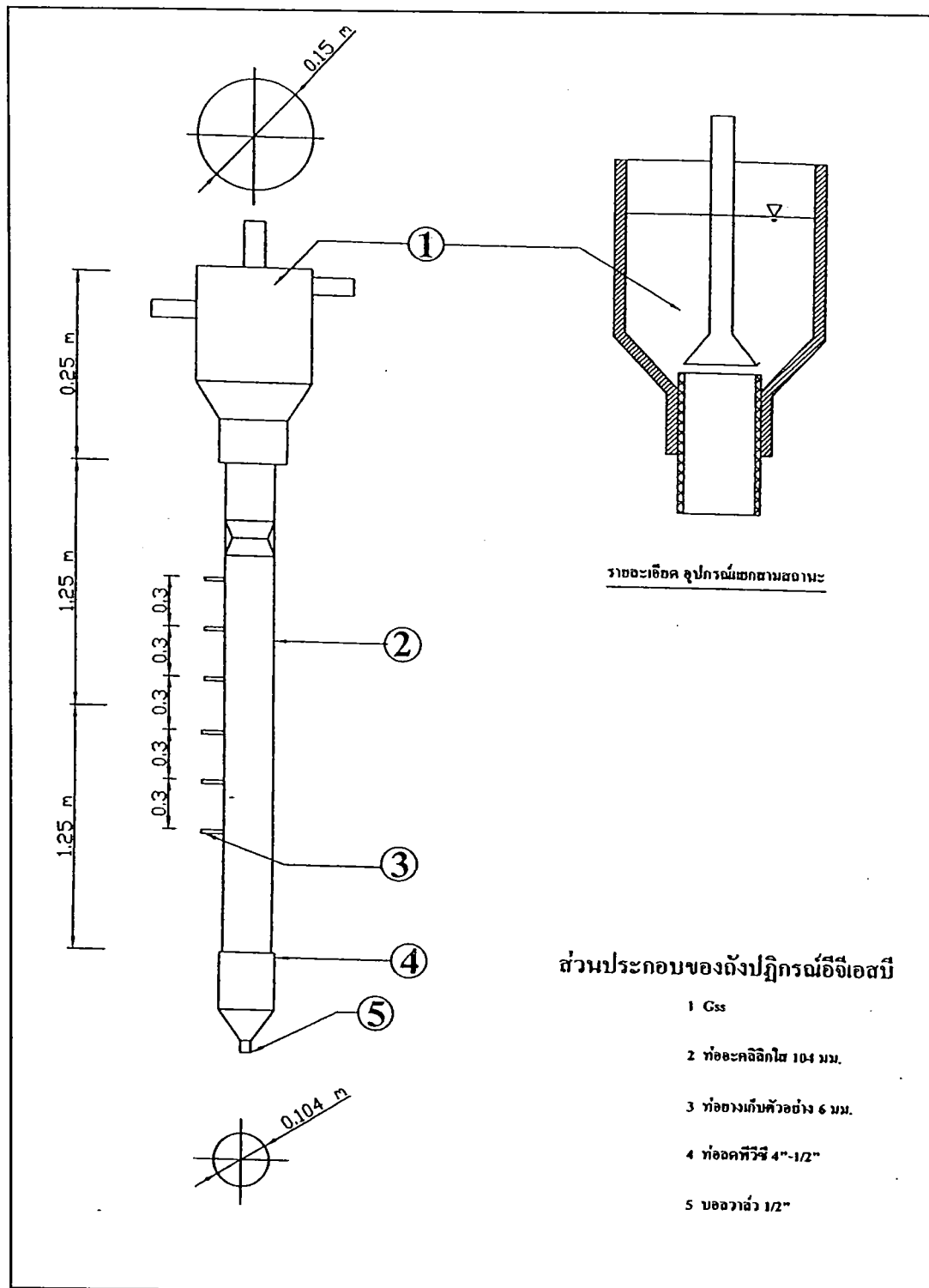
3.3.4 อุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนทีน้ำ

อุปกรณ์วัดก๊าซมีจำนวน 4 ชุด ทำงานโดยใช้หลักการแทนทีน้ำ ปรับพีเอชให้ต่ำกว่า 3 เพื่อป้องกันการละลายของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยปริมาตรก๊าซที่วัดได้คือปริมาณก๊าซทั้งหมดที่เกิดขึ้นจากระบบ (มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ ไฮโดรเจน) ทำการวัดอย่างต่อเนื่องตลอดการทดลอง โดยหลังเก็บข้อมูลแล้วจะทำการปล่อยก๊าซออกจากเครื่องมือก่อนทำการวัดครั้งต่อไป

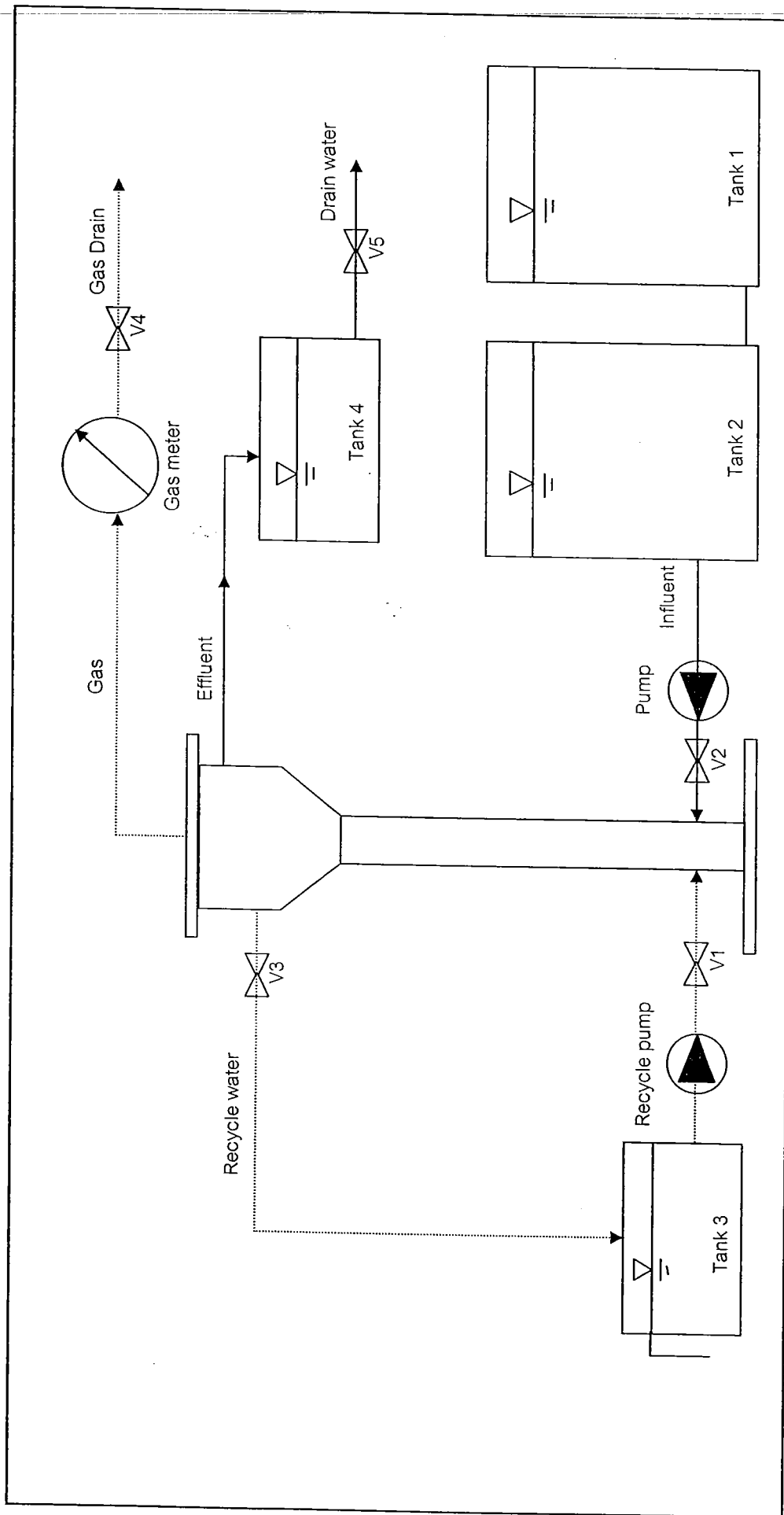
3.4 การติดตั้งเครื่องมือและหลักการทำงาน

การติดตั้งเครื่องเป็นดังรูปที่ 3.4 โดยมีหลักการทำงานดังนี้

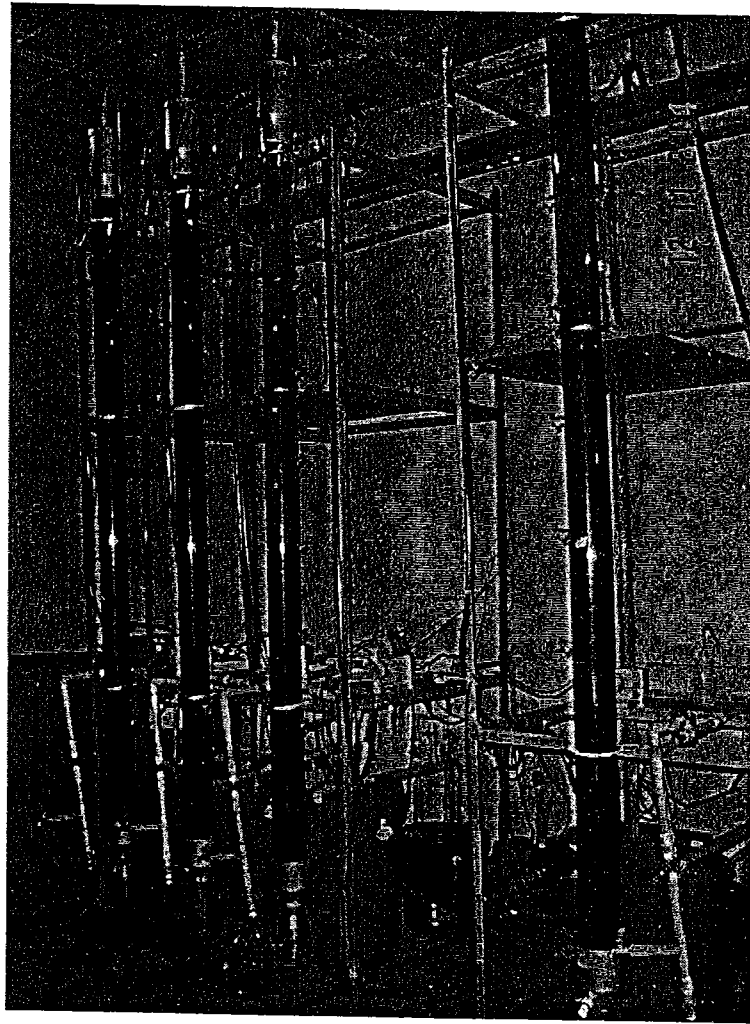
- 3.4.1 เครื่องสูบน้ำ P1 สูบน้ำเสียจากถังพักน้ำเข้าสู่ระบบทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ อีจีเอสบี และเครื่องสูบน้ำ P2 จะสูบน้ำเวียนกลับมายังทางเข้าที่จุดเดียวกัน
- 3.4.2 น้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีจะไหลล้นต่อไปยังถังพักน้ำทั้ง ส่วน
- 3.4.3 ก๊าซจากระบบจะไหลผ่านชุดตกตะกอน (GSS) ไปยังอุปกรณ์วัดก๊าซ



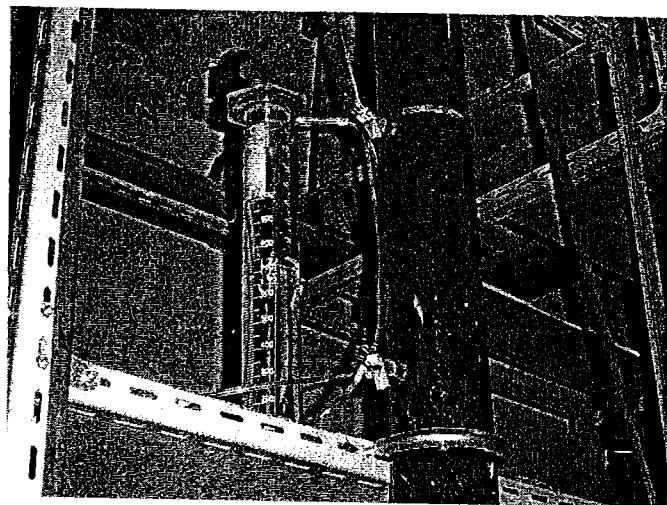
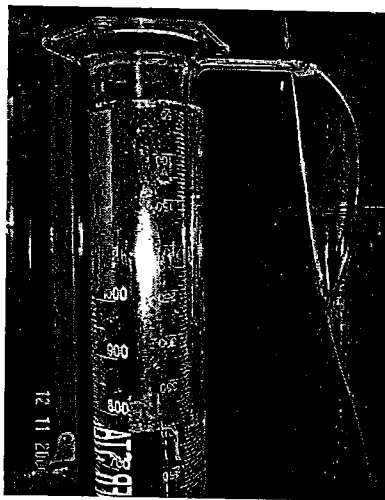
รูปที่ 3.3 ถังปฏิกรณ์ไอซีเอสบี



รูปที่ 3.4 แผนผังการทำงานของระบบบำบัดน้ำ



รูปที่ 3.5 ชุดอุปกรณ์และการติดตั้งของระบบอีจีเอสพี



รูปที่ 3.6 อุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนทีน้ำ

3.5 การเก็บตัวอย่างและการวิเคราะห์

พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บตัวอย่างแสดงในตารางที่ 3.7

ตารางที่ 3.7 พารามิเตอร์ที่วัด และความถี่ในการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง			
	ทางน้ำเข้า	ทางน้ำออก	ที่วัดก๊าซ	วาล์วเก็บตัวอย่าง
ซีไอดี	A	A	-	-
บีไอดี 5 วัน	B	B	-	-
ของแข็งแขวนลอย	A	A	-	-
กรดไขมันระเหย	A	A	-	-
พีเอช	A	A	-	-
อุณหภูมิ	A	A	-	-
ไออาร์พี	A	A	-	-
สภาพต่างทั้งหมด	A	A	-	-
ปริมาณก๊าซทั้งหมด	-	-	C	-
ร้อยละของก๊าซ	-	-	B	-
ทีเคเอ็น	C	C	-	-
ของแข็งแขวนลอยระเหย	-	-	-	E
การกระจายขนาดสลัดจ์	-	-	-	D
โครงสร้างเม็ดสลัดจ์	-	-	-	D
Specific methanogenic activity	-	-	-	E

- หมายเหตุ
- A เก็บตัวอย่างสัปดาห์ละ 3 ครั้ง คือวันจันทร์ พุธ ศุกร์
 - B เก็บตัวอย่างในขั้น steady state
 - C เก็บตัวอย่างสัปดาห์ละ 1 ครั้ง
 - D เก็บตัวอย่าง 1 ครั้งต่อ 1 เดือน
 - E เก็บตัวอย่าง 2 ครั้งต่อ 1 เดือน

ตารางที่ 3.8 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์และวิธีการที่ใช้วิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
พีเอช	pH Meter
อุณหภูมิ	Thermometer
โออาร์พี	ORP Meter
ซีไอดี	วิธี Close reflux
บีไอดี 5 วัน	Azide Modification
ของแข็งแขวนลอย	Standard Method
กรดไขมันระเหย	Direct Titration
สภาพต่างทั้งหมด	Direct Titration
ปริมาณก๊าซทั้งหมด	วัดปริมาตรแบบแทนที่น้ำ
ทีเคเอ็น	Kjedahl method
การกระจายขนาดสัลดจ์	Particle Size Analyser
โครงสร้างเม็ดสัลดจ์	SEM (Scanning Electron Microscope)
Specific methanogenic activity	methanogenic activity test
ร้อยละของก๊าซ	GC (Gas chromatography)

บทที่ 4

ผลการทดลองและการวิจารณ์

4.1 การดำเนินการทดลอง

การดำเนินการทดลองในงานวิจัยครั้งนี้ ได้เป็นไปตามแผนการทดลองดังตารางที่ 4.1 ได้แก่การทดลองในช่วงเริ่มต้นระบบ การทดลองบำบัดน้ำเสียที่ความเร็วไหลขึ้นต่างกัน และการทดลองเติมสารโคบอลต์และแคลเซียมในระบบบำบัดน้ำเสีย

การเริ่มต้นระบบนั้น ใช้เมล็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตของระบบยูเอเอสพีจากโรงงานเส้นไหม ช.เฮง จังหวัดนครปฐม(ตะกอนชนิด A) และเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภทโปรตีนของระบบยูเอเอสพีจากโรงงานยูเนี่ยนไฟรทเช่น จังหวัดสมุทรสาคร (ตะกอนชนิด B) โดยมีลักษณะดังตารางที่ 4.2 ทำการเริ่มต้นระบบโดยใช้เมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ลงในถังปฏิกรณ์ปริมาณเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ประมาณ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ถังปฏิกรณ์ ขึ้นตะกอน A* และตะกอน B* คิดเป็นปริมาตรประมาณร้อยละ 40 ของปริมาตรถังปฏิกรณ์ ทำการสูบน้ำเสียจริงเข้าระบบอย่างต่อเนื่อง และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เป็นไปตามแผนการทดลองตารางที่ 3.3 โดยน้ำเสียที่ใช้เริ่มต้นระบบมาจากถังพักน้ำเสียของอาคาร 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทำการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง กำหนดระยะเวลาพักน้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน แล้วทำการวัดพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.7 เป็นระยะเวลาทั้งหมด 60 วัน โดยผลการวิเคราะห์ ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ หลังเข้าสู่ภาวะคงตัวเป็นไปตามตารางที่ 4.3

* หมายเหตุ ตะกอนชนิด A ใส่ตะกอนจุลินทรีย์ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ถังปฏิกรณ์ คิดเป็นความสูงในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 0.98 ม. ส่วนตะกอนชนิด B ใส่ตะกอนจุลินทรีย์ 25 กก.วีเอสเอส/ม³ถังปฏิกรณ์ คิดเป็นความสูงในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 1.12 ม.

ตารางที่ 4.1 ลำดับการทดลอง

ลำดับการทดลอง	พ.ศ. 2547					
	พ.ค.	มิ.ย.	ก.ค.	ส.ค.	ก.ย.	ต.ค.
ช่วงเริ่มต้นระบบ	←→					
การทดลองที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ โดยไม่มี						
การเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม			←→			
การทดลองเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม					←→	

4.2 การศึกษาความเหมาะสมของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งต่างกันในการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอจีเอสบี

4.2.1 ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ก่อนเริ่มต้นระบบ ได้นำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มาทำการทดลองหาลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งสองชนิด โดยลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (ตะกอนชนิด A) และโปรตีน (ตะกอนชนิด B) แสดงในตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 ตารางแสดงคุณสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์

พารามิเตอร์	ตะกอนจุลินทรีย์จากน้ำเสียประเภท	
	คาร์โบไฮเดรต (A)	โปรตีน (B)
รูปร่าง	เม็ดกลม สีดำเข้ม	เม็ดกลม-ยาวรี สีดำปนเทา
VSS (g/l)	64.0	55.2
particle size (µm)		
D10	596	630
D50	976	1017
D90	1466	1510
SMA (gCOD-CH4/gVSS-d)	0.11	0.08

นอกจากพารามิเตอร์ที่กล่าวไว้ ได้นำเม็ดตะกอนทั้งสองชนิดมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ดังแสดงในรูปที่ 4.1 โดยทำการเลือกเม็ดตะกอนที่เป็นตัวแทนของเม็ดตะกอนหลาย ๆ เม็ดในถังปฏิกรณ์ โดยเม็ดตะกอนที่ส่องจากกล้องจุลทรรศน์มีลักษณะทางกายภาพและกลุ่มของแบคทีเรียสามารถสังเกตได้ดังนี้คือ

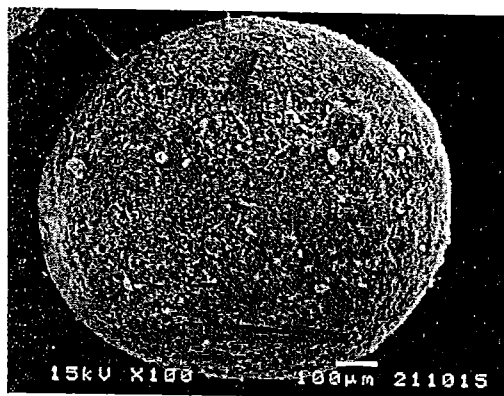
โครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอก ลักษณะของเม็ดสลัดจ์ที่ผิวนอกค่อนข้างเรียบ และเป็นเม็ดกลมที่ค่อนข้างสมบูรณ์ โครงสร้างของกลุ่มแบคทีเรียบริเวณชั้นนอกประกอบด้วย แบคทีเรียหลากหลายชนิดโดยสังเกตได้จากรูปร่างของเซลล์แบคทีเรียซึ่งมีหลายแบบ โดยจะมีแบคทีเรียแบบเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ และแบคทีเรียรูปร่างแบบกลมผสมอยู่ ซึ่งคาดว่าจะมีส่วนที่เป็นแบคทีเรียผลิตภัณฑ์หลายชนิดเนื่องมาจากสภาวะแวดล้อมภายนอกที่มีสารอาหารความเข้มข้นสูง โดยโครงสร้างซึ่งเป็นเส้นใยเหล่านี้ จะถูกเกาะยึดโดยเซลล์แบคทีเรียที่เป็นทรงกลมขนาดเล็กทำให้โครงสร้างของเม็ดแบคทีเรียมีความแข็งแรง และเกาะกันเป็นเม็ดได้ดี ในส่วนของตะกอนชนิด B ลักษณะของเม็ดสลัดจ์ที่ผิวนอกค่อนข้างเรียบ เป็นเม็ดกลมปนทรงรี โครงสร้างของกลุ่มแบคทีเรียบริเวณชั้นนอกประกอบด้วย แบคทีเรียหลากหลายชนิดโดยสังเกตได้จากรูปร่างของเซลล์แบคทีเรียซึ่งมี

หลายแบบ โดยจะเป็นแบบเส้นใย และแบบ กลมเป็นส่วนใหญ่ โดยมีสัดส่วนใกล้เคียงกัน ซึ่งโดยภาพรวมแล้วโครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอนชนิด A และชนิด B มีลักษณะใกล้เคียงกัน

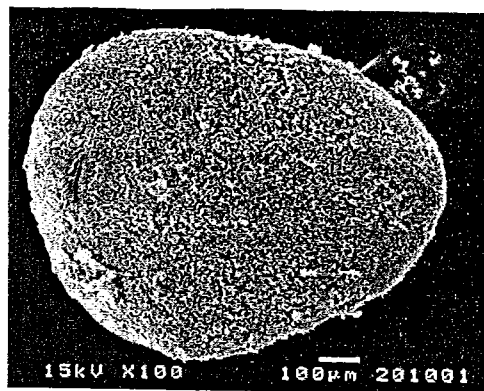
โครงสร้างบริเวณภายใน(ผ่าตามขวาง) ลักษณะผิวชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เมื่อสังเกตที่กำลังขยายกล้องต่ำ (50 เท่า) พบว่ามีลักษณะภายในคล้ายกันทั้งเม็ดตะกอนชนิด A และชนิด B คือมีความหนาแน่นของแบคทีเรียมากและเรียงสม่ำเสมอตลอดทั้งเม็ด แต่มีความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียต่ำกว่าบริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยส่วนใหญ่พบกลุ่มแบคทีเรีย 2 กลุ่มใหญ่ตามลักษณะรูปร่างที่สามารถสังเกตได้คือ แบบแท่ง และแบบทรงกลม

จากการพิจารณาการจัดเรียงตัวของเซลล์ และกลุ่มจุลินทรีย์ของเม็ดตะกอนชนิด A ซึ่งเป็นเม็ดตะกอนจากระบบไร้อากาศที่บำบัดน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต พบว่าภายในเม็ดตะกอนมีการจัดเรียงตัวของเซลล์ และกลุ่มจุลินทรีย์ออกเป็นชั้น ๆ ดังนี้ ชั้นนอกสุดของชั้นเม็ดตะกอนเป็นแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด มีความหลากหลายทางชีวภาพของแบคทีเรียมากซึ่งเกิดจากการแข่งขันในการแย่งสารอาหารสูง เพราะที่บริเวณนี้มีการสัมผัสโดยตรงระหว่างสารอาหารในน้ำเสียกับแบคทีเรีย ส่วนชั้นในเป็นแบคทีเรียกลุ่ม Methanotrix ซึ่งเป็นแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทน ที่มีรูปร่างเป็นแท่ง และทรงกลมทำงานร่วมกัน (Guiot, 1992) ในส่วนตะกอนชนิด B จากการสังเกตด้วยกล้อง SEM พบว่าการจัดเรียงตัวของเซลล์และกลุ่มจุลินทรีย์มีการกระจายไปทั่วเม็ดตะกอน และไม่มีการจัดเรียงตัวเป็นชั้นอย่างชัดเจน โดยส่วนใหญ่จะประกอบด้วยแบคทีเรียรูปแท่ง และทรงกลม กระจายตัวอยู่ทั่วเม็ดตะกอน (Fang et al, 1994) โดยรูปที่ถ่ายจาก SEM ของเม็ดตะกอนทั้งสองชนิดแสดงดังรูปที่ 4.1 โดยที่

- ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า
- ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า
- 1) เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ชนิด A
- และ 2) เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ชนิด B



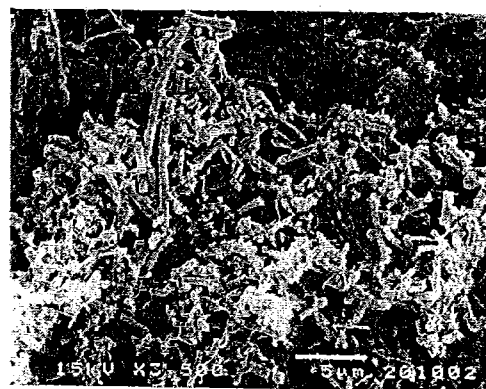
n-1)



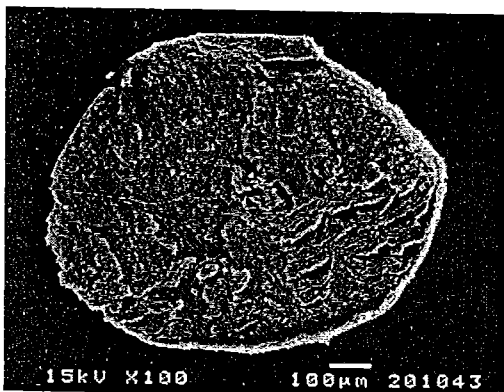
n-2)



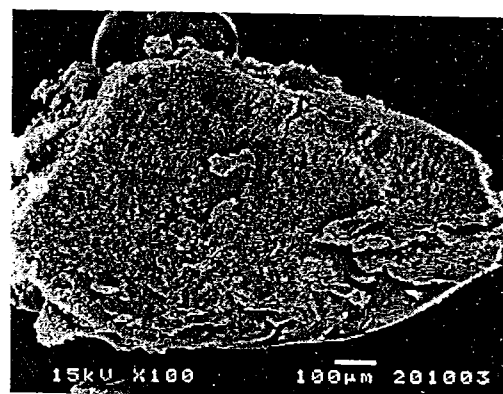
ข-1)



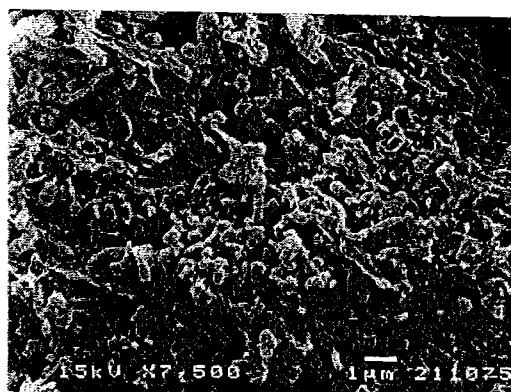
ข-2)



ค-1)



ค-2)



ง-1)



ง-2)

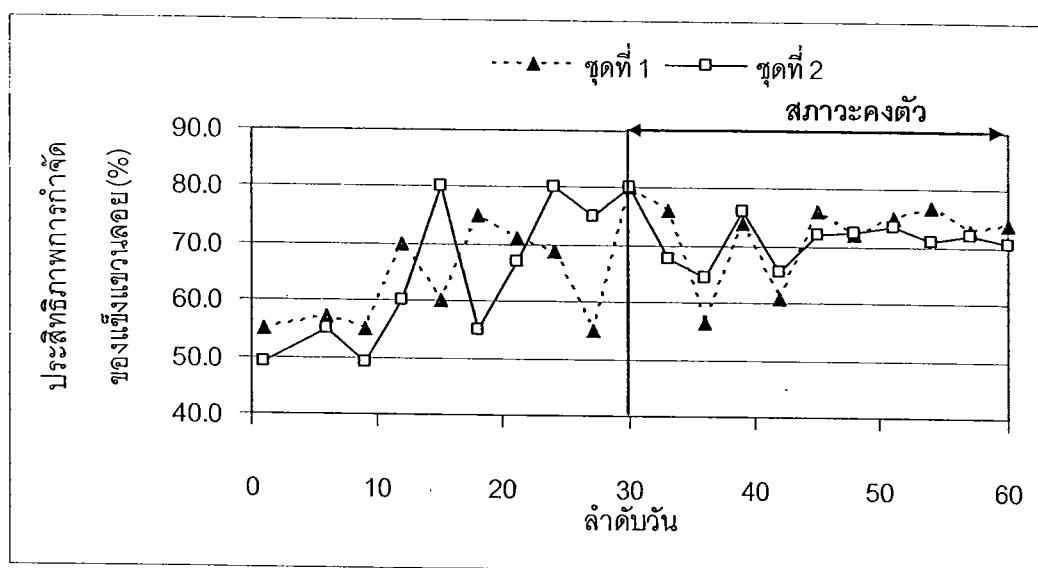
รูปที่ 4.1 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ

4.2.2 ผลการเดินระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ

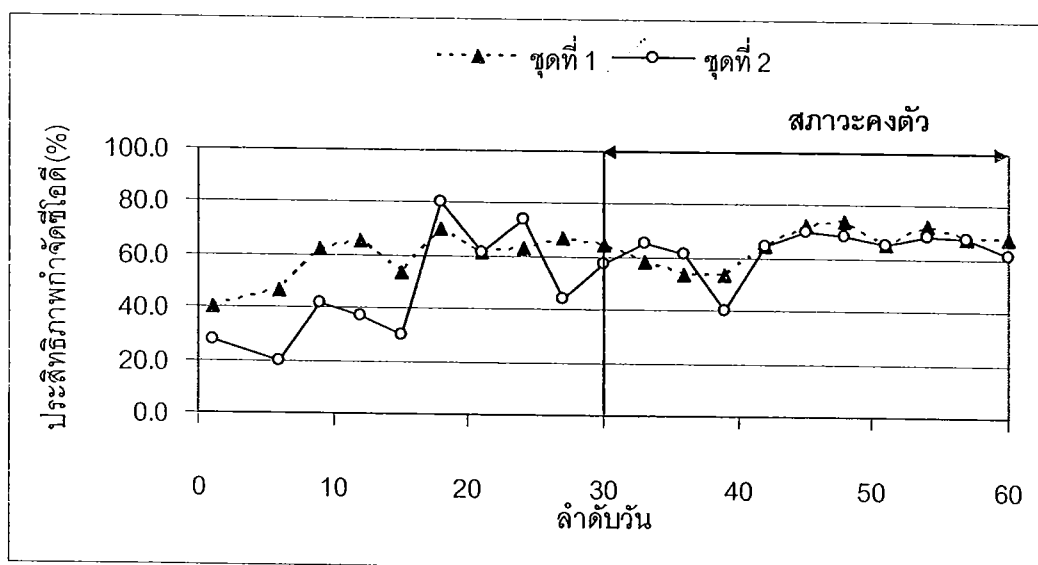
หลักการพิจารณาสภาวะคงตัวของการทดลอง ใช้พารามิเตอร์หลายตัวประกอบการพิจารณาเพราะลักษณะน้ำเสียจริงมีค่าไม่คงที่ตลอดการทดลอง ซึ่งได้แก่การพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาสภาวะคงตัวของระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ แสดงดังรูปที่ 4.2 ซึ่งประกอบด้วยรูป (ก) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย และรูป (ข) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี โดยจากรูปที่ 4.2 ทั้งรูป (ก) และ (ข) พบว่าเวลาการเข้าสู่สภาวะคงตัวใกล้เคียงกันคือประมาณ 30 วันหลังจากเริ่มการทดลอง ถึงแม้ว่าจะมีการเพิ่มความเร็วไหลขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ตามแผนการทดลองภายหลังวันที่ 30 ก็ตาม พบว่าระบบยังคงมีค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

จากรูปที่ 4.2 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี พบว่าในชุดการทดลองที่ 1 (ตะกอนชนิด A) จะมีค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวที่สูงกว่าและคงที่กว่าชุดที่ 2 (ตะกอนชนิด B) ตลอดช่วงก่อนเข้าสู่สภาวะคงตัว สันนิษฐานว่าตะกอนจุลินทรีย์ในชุดที่ 1 ปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวได้ดีกว่าระบบในชุดที่ 2 เช่นเดียวกันกับการทดลองในชุดที่ 3 และ 4 ซึ่งให้ผลใกล้เคียงและมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของค่าพารามิเตอร์ต่างๆ มีทิศทางเดียวกันกับชุดที่ 1 และ 2 ตามลำดับ



(ก)



(ข)

รูปที่ 4.2 พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาสภาวะคงตัวของระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ

(ก) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

(ข) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

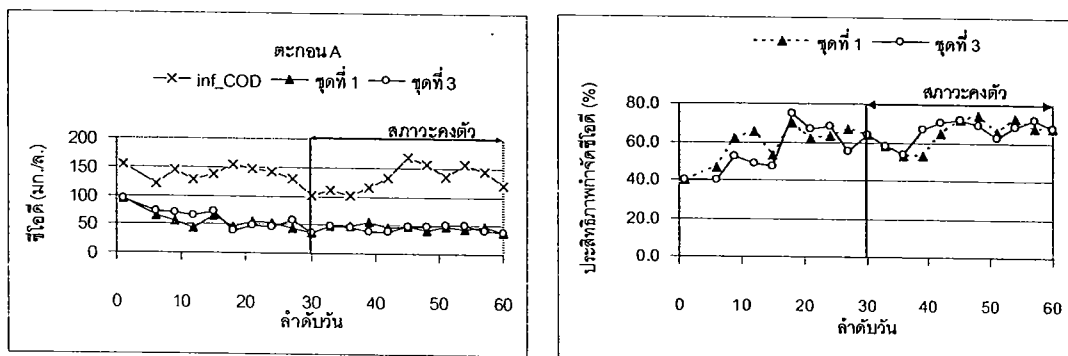
ตารางที่ 4.3 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ หลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว (วันที่ 31-60)

พารามิเตอร์	น้ำเข้า ระบบ	ค่าพารามิเตอร์น้ำออก			
		ตะกอน A		ตะกอน B	
		ชุดที่		ชุดที่	
		1	3	2	4
ซีโอดี (มก./ล) n = 9	133	46	45	48	44
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 9	-	65	66	63	67
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล) n = 9	57	17	16	17	18
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย (ร้อยละ) n = 9	-	70.9	71.1	70.9	68.0
พีเอช n = 9	7.46	7.54	7.54	7.53	7.53
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 9	265	269	271	269	272
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 9	70	54	55	54	53
กรดไขมันระเหย/สภาพต่างทั้งหมด n = 9	0.26	0.22	0.22	0.23	0.23
ไออาร์พี (มิลลิโวลต์) n = 9	-	- 270	- 266	- 269	- 269

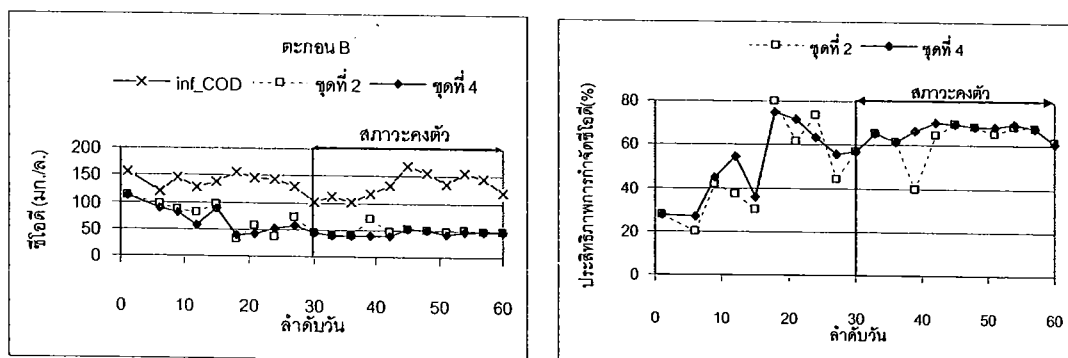
1) การกำจัดซีโอดี

ซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบจะถูกแบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ และการดำรงชีวิต แต่ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ซีโอดีที่ถูกใช้ในการดำรงชีวิตมีมากกว่าการนำไปใช้สร้างเซลล์มาก การกำจัดซีโอดีออกจากระบบจึงเป็นการย่อยสลายและเปลี่ยนไปอยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น

ค่าซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบตลอดการทดลอง ในช่วงเริ่มต้นระบบ แสดงดังรูปที่ 4.3



(ก) ตะกอนชนิด A



(ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.3 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

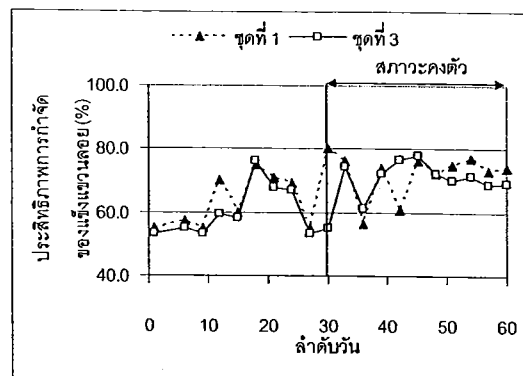
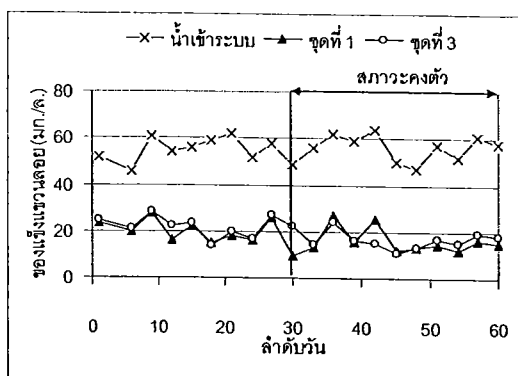
จากรูปที่ 4.3 พบว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวใกล้เคียงกัน ซึ่งในระยะปรับตัวตะกอนชนิด A มีการปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ค่อนข้างคงที่กว่า และมีประสิทธิภาพที่สูงขึ้นเร็วกว่าในตะกอนชนิด B เมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ระบบจะผลิตค่าซีโอดีออกค่อนข้างคงที่ทั้งตะกอนชนิด A และ B เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพหลังระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว พบว่าดังปฏิกิริยาที่ใช้ตะกอนชนิด A ในจุดที่ 1 และ 3 มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 46 และ 45 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 65 และ 66 ตามลำดับ ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ตะกอนชนิด B ในจุดที่ 2 และ 4 มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 48 และ 44 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 63 และ 67 ตามลำดับ สังเกตได้ว่าในทุกถึงปฏิกิริยาที่มีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีที่ใกล้เคียงกัน

2) การกำจัดของแข็งแขวนลอย

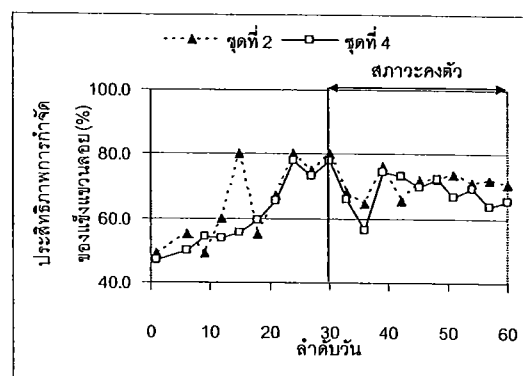
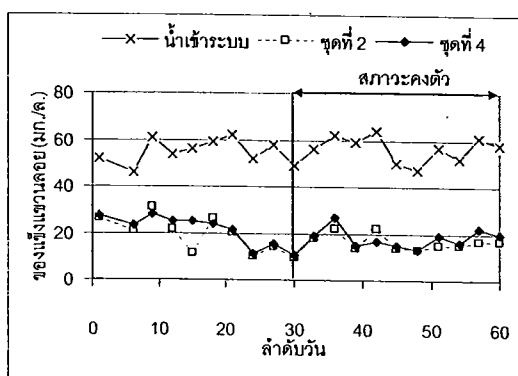
ในช่วงเริ่มต้นระบบของแข็งแขวนลอยในน้ำออกมีค่าค่อนข้างสูง และมีค่าไม่คงที่ค่อนข้างมากเนื่องจากระยะ 1 ถึง 2 อาทิตย์แรกเดินระบบที่ความเร็วไหลขึ้นต่ำคือ 1 ถึง 2 ม./ชม. ซึ่งในระยะปรับตัวนี้มักจะเกิดภาวะชั้นตะกอนลอยแบ่งชั้นกัน โดยส่วนใหญ่มักจะเกิดขึ้นบริเวณ 10-20 ซม. จากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้ภาวะชั้นตะกอนลอยแบ่งชั้นกัน เกิดจากการที่เม็ดตะกอนที่นำมาใช้ในระบบมาจากกระบวนการบ่มเยื่อที่บำบัดน้ำเสียอยู่ในช่วง 2,000 ถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้นเมื่อนำเริ่มต้นระบบจะมีสารอาหารบางส่วนคงค้างอยู่ในเม็ดตะกอนหรือเจือปนอยู่ระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอาหารนั้นๆ ต่อไปจนเกิดเป็นฟองก๊าซของคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทน เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในระบบบ่มเยื่อนั้น นิยมใช้ตะกอนที่มีลักษณะเป็นเม็ด (granule) เพื่อที่จะตกตะกอนได้ดีในระบบที่ใช้ความเร็วไหลขึ้นสูง โดยในงานวิจัยนี้ก็เช่นกันตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้มีลักษณะเป็นเม็ดกลม และตกตะกอนได้ดีมาก โดยลักษณะของตะกอนชนิด A สามารถเกาะติดกันระหว่างเม็ดได้มากกว่า ตะกอนชนิด B ซึ่งหากทิ้งไว้ให้ตกตะกอนโดยที่ไม่ได้ทำการสูบน้ำเข้าระบบ หรือใช้ความเร็วไหลขึ้นที่ค่าต่ำๆ ตะกอนจะตกตะกอนทับถมกันค่อนข้างแน่น ดังนั้นก๊าซที่เกิดขึ้นจะไม่สามารถลอยขึ้นไปสู่ด้านบนได้ ซึ่งเมื่อปริมาณฟองก๊าซสะสมมากขึ้นก็จะทำให้เกิดสภาวะตะกอนลอยแยกชั้นกัน แต่เมื่อชั้นตะกอนลอยได้ระยะหนึ่งก็จะสลายตัวตกลงมา ส่งผลให้ตะกอนภายในระบบฟุ้งกระจายทั่วถังปฏิกรณ์ ทำให้ปริมาณสารแขวนลอยในช่วงเริ่มต้นระบบมีค่าค่อนข้างมากดังรูปที่ 4.4

3) พีเอช

ค่าพีเอชมีบทบาทต่อการควบคุมระบบ โดยในการเดินระบบให้มีประสิทธิภาพจำเป็นต้องควบคุมให้พีเอช อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยค่าพีเอชของน้ำออกในการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบมีค่าอยู่ในช่วง 7.32 ถึง 7.63 และ 7.31 ถึง 7.59 ในตะกอนชนิด A และ B ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงที่แบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทำงานได้อย่างเหมาะสม โดยค่าพีเอชของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.5

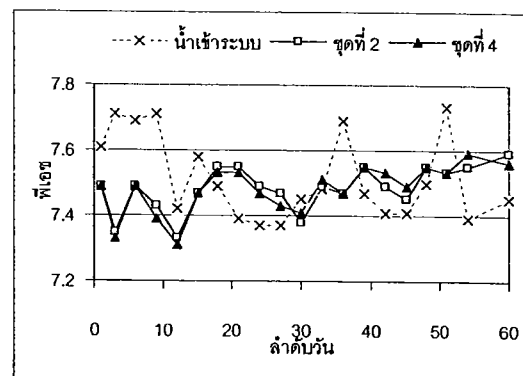
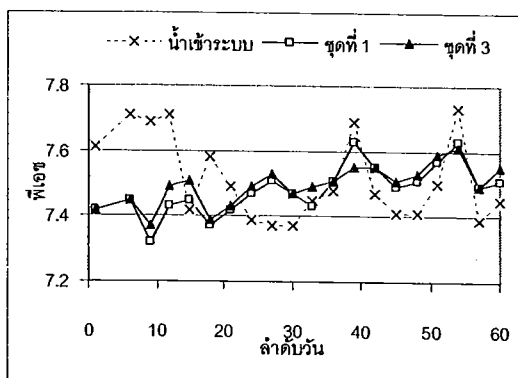


(ก) ตะกอนชนิด A



(ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.4 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด (ช่วงเริ่มต้นระบบ)



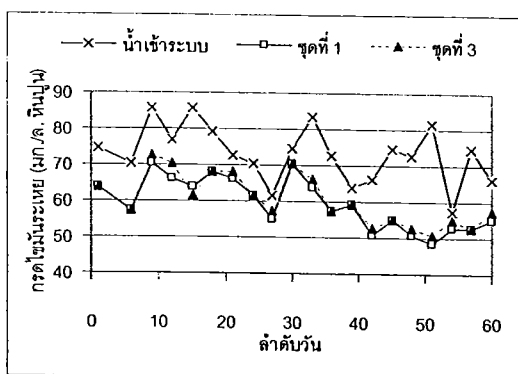
(ก) ตะกอนชนิด A

(ข) ตะกอนชนิด B

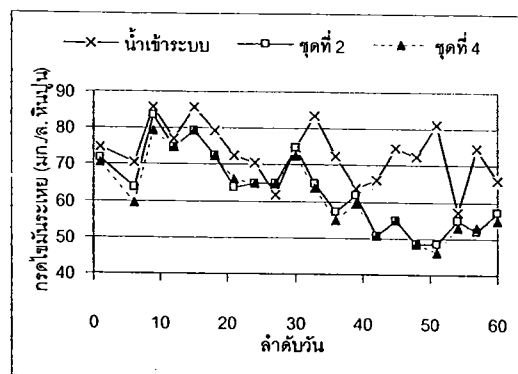
รูปที่ 4.5 พีเอช (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

4) กรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยในน้ำออกช่วงเริ่มต้นระบบ ส่วนใหญ่จะมีค่าน้อยกว่าค่ากรดไขมันระเหยในน้ำเข้า ทั้งนี้เพราะมีการนำไปใช้ของแบคทีเรียเพื่อการดำรงชีพและสร้างเซลล์ โดยค่ากรดไขมันระเหยของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.6



(ก) ตะกอนชนิด A

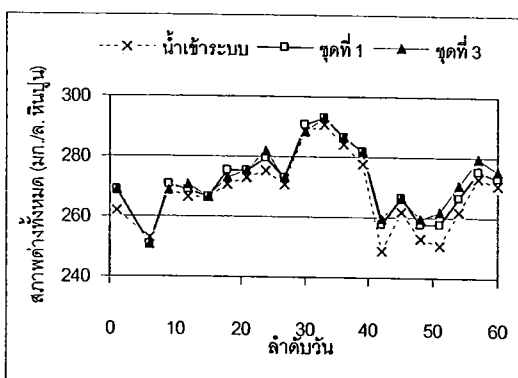


(ข) ตะกอนชนิด B

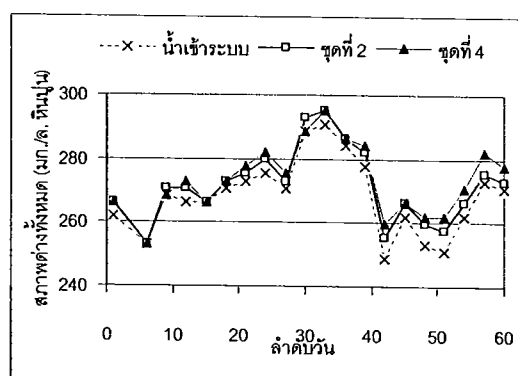
รูปที่ 4.6 กรดไขมันระเหย (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

5) สภาพต่างทั้งหมด

สภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกมีค่าเปลี่ยนแปลงน้อยเมื่อเทียบกับสภาพต่างของน้ำเข้า โดยส่วนใหญ่จะมีค่ามากกว่าในน้ำออก ซึ่งแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของทุกถังปฏิกรณ์มีทิศทางไปในทางเดียวกัน โดยค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำออกตลอดการทดลองช่วงเริ่มต้นระบบแสดงดังรูปที่ 4.7



(ก) ตะกอนชนิด A



(ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.7 สภาพต่างทั้งหมด (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

4.2.3 วิจัยผลการเดินระบบในช่วงเริ่มต้นระบบ

จากผลการทดลอง พิจารณาระบบอีจีเอสบีที่ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ชนิด A และ B พบว่าระยะเวลาเข้าสู่สภาวะคงตัวของระบบใกล้เคียงกัน คืออยู่ในช่วงประมาณวันที่ 30 ของการทดลอง และพิจารณาประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี และของแข็งแขวนลอย ซึ่งพบว่าทั้งประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี และของแข็งแขวนลอยของระบบที่ใช้ตะกอนทั้ง 2 ชนิด มีค่าใกล้เคียงกันเช่นกัน โดยที่งานวิจัยนี้มุ่งเน้นการใช้ระบบอีจีเอสบีร่วมกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์จำพวก คาร์โบไฮเดรต และโปรตีน เป็นส่วนประกอบ

หลัก ซึ่งเมื่อพิจารณาจากระยะเวลาที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวประกอบกับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี และของแข็งแขวนลอยสามารถบ่งชี้ได้ว่า เม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทโปรตีน มีความเหมาะสมในการนำมาใช้กับระบบอีจีเอสบี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำได้ดีเช่นเดียวกัน

โดยทั้งนี้ผู้วิจัยได้ทำการทดลองใช้เม็ดตะกอนทั้งสองชนิด เดินระบบต่อไปในระยะยาวซึ่งก็พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และของแข็งแขวนลอยมีค่าไม่ต่างกันมากนัก รวมไปถึงถึงระยะฟื้นฟูสภาพเม็ดตะกอน และประสิทธิภาพของระบบโดยการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม พบว่าเม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนที่มาจากน้ำเสียประเภทโปรตีน มีความเหมาะสมในการนำมาใช้กับระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำได้เท่าเทียมกัน

4.3 การศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

การทดลองช่วงนี้เป็นการศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบโดยเดินระบบต่อเนื่องจากระบบที่เข้าสู่สภาวะสมดุลแล้ว

โดยการทดลองชุดที่ 1 กำหนดระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 1 (RA1) และถังปฏิกรณ์ที่ 3 (RB3) ให้มีค่า 3.5 ม./ชม. และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 2 (RA2) และถังปฏิกรณ์ที่ 4 (RB4) ให้มีค่า 7 ม./ชม. โดยใช้ปั๊มสูบน้ำเวียนกลับในระบบ ระยะเวลาในการทดลองช่วงนี้ประมาณ 1 เดือน ทำการวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.7

การทดลองชุดที่ 2 กำหนดระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 1 (RA1) และถังปฏิกรณ์ที่ 3 (RB3) ให้มีค่า 5 ม./ชม. และปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 2 (RA2) และถังปฏิกรณ์ที่ 4 (RB4) ให้มีค่า 10 ม./ชม. โดยใช้ปั๊มสูบน้ำเวียนกลับในระบบ ระยะเวลาในการทดลองช่วงนี้ประมาณ 1 เดือน ทำการวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.7 โดยผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.4 และ 4.5

การเติมน้ำเสียในถังพักน้ำของระบบจำเป็นต้องเติมน้ำใส่ระบบในเวลาที่ไม่ใกล้เคียงกันในแต่ละวัน เนื่องจากถังพักน้ำเสียอาคารดังกล่าว เป็นถังพักน้ำเสียที่มีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบการเติมอากาศ โดยจะมีการเติมอากาศและหยุดการเติมอากาศเป็นเวลาที่แน่นอน ทำให้น้ำเสียที่ได้มีลักษณะต่างกันตามเวลา จึงได้ทำการเติมน้ำเสียในถังพักน้ำก่อนที่เครื่องเติมอากาศจะทำงานในทุก ๆ วัน ซึ่งลักษณะของน้ำเสียที่ได้ในแต่ละวันจะมีค่าที่ใกล้เคียงกัน และไม่ต่างกันมาก

โดยความแตกต่างของลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองอาจมีผลทำให้ผลที่ได้จากการทดลองมีความคลาดเคลื่อนสูง

4.3.1 ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อระบบอีจีเอสบี

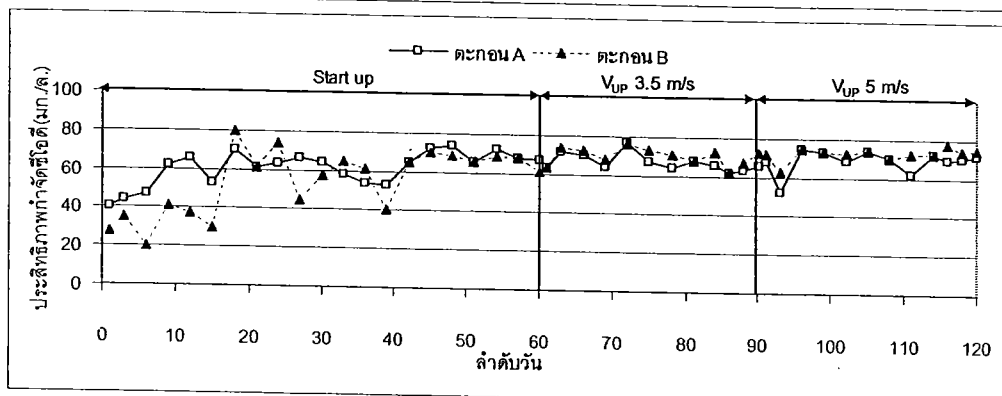
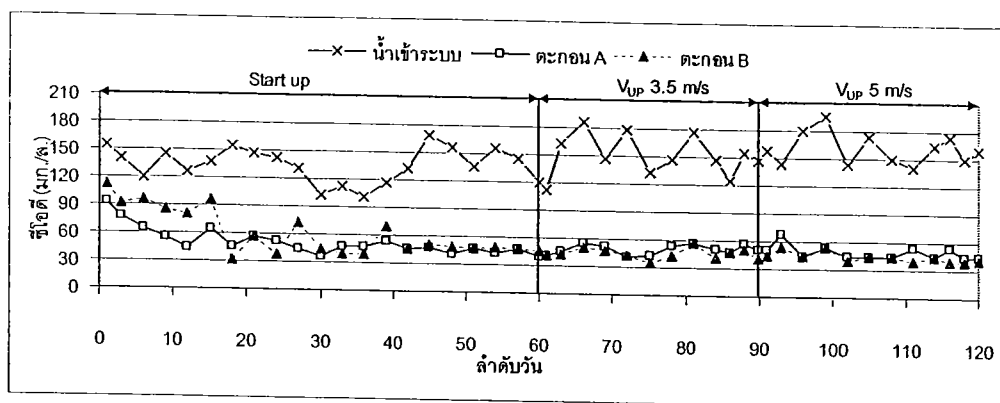
1) การกำจัดซีโอดี

ค่าซีโอดีเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 150 และ 161 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 50, 48, 42 และ 51 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 66, 70, 72 และ 68 ตามลำดับ

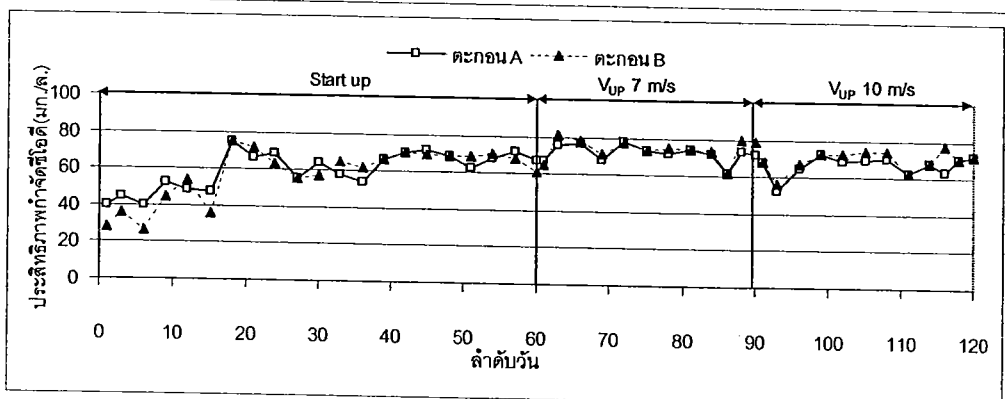
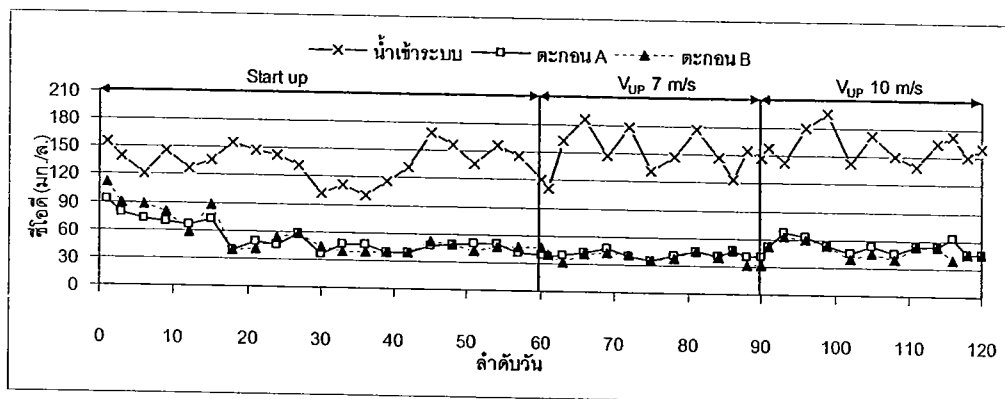
น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 45, 43, 39 และ 46 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 70, 73, 74 และ 71 ตามลำดับ โดยค่าซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.8

เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.8 พบว่าเมื่อความเร็วไหลขึ้นภายในถังปฏิกรณ์มีค่าแตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีต่างกันเล็กน้อย โดยแนวโน้มร้อยละของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะเพิ่มขึ้นตามความเร็วไหลขึ้นของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่เพิ่มขึ้น ซึ่งความเร็วที่ไหลขึ้นนี้เกิดจากการเวียนน้ำกลับเข้าระบบในอัตราสูง ระบบจึงมีความสามารถในการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียและมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำกว่า และระบบอีจีเอสบีซึ่งเป็นระบบที่มีการเวียนน้ำกลับในระบบ ทำให้ระบบดังกล่าวเป็นระบบที่มีเสถียรภาพต่อการแปรปรวนของค่าซีโอดีน้ำเข้าเป็นอย่างดี โดยสังเกตได้จากค่าซีโอดีของน้ำที่ออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกันตลอดการทดลอง แม้ว่าค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบจะแปรปรวนทุกวันก็ตาม

จากรูปที่ 4.8 พิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 1



(ก) ดังปฏิกิริยาที่ 1 และ 3



(ข) ดังปฏิกิริยาที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.8 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด

2) การกำจัดบีโอดี 5 วัน

ค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 81 และ 83 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 33, 28, 27 และ 31 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 61, 65, 66 และ 63 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีโอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 31, 27, 26 และ 29 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 62, 67, 68 และ 65 ตามลำดับ

จากผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าจะผลิตน้ำออกจากระบบบำบัดที่มีค่าบีโอดี 5 วันต่ำกว่า ทำให้ค่าประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วันมีค่ามากกว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำกว่าเล็กน้อย โดยค่าบีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด เทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.9

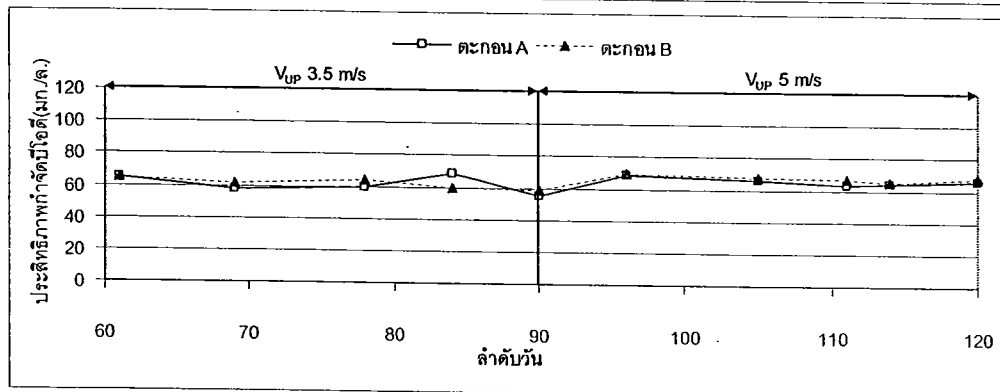
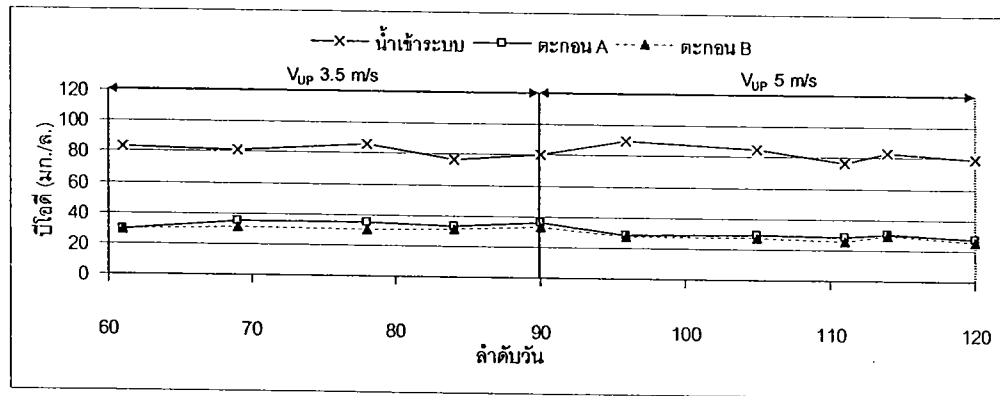
จากรูปที่ 4.9 จะเห็นได้ว่าค่าบีโอดี 5 วัน ในน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัดเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับค่าซีโอดี ซึ่งสาเหตุที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วันต่างกัน คือ อิทธิพลของอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับของระบบที่ไม่เท่ากัน ส่งผลให้เกิดความปั่นป่วน และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ค่าต่างกัน โดยจะส่งผลถึงความสามารถในการถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสียที่อยู่ในระบบ และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ต่างกัน

เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.9 เปรียบเทียบค่าบีโอดี 5 วันของน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 1

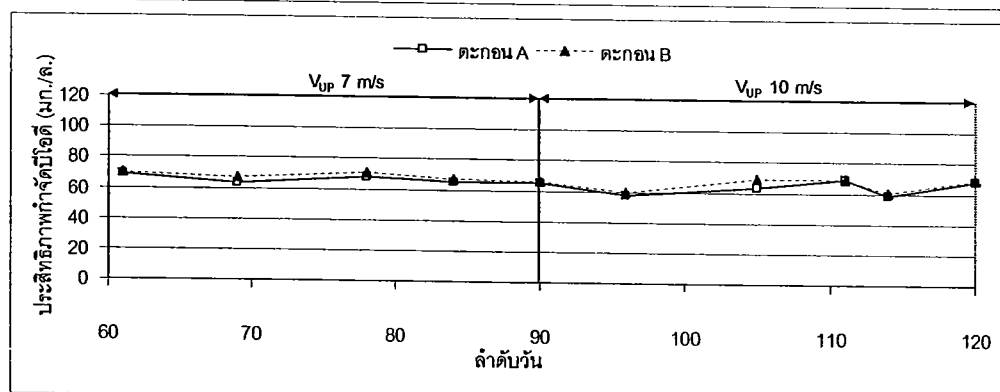
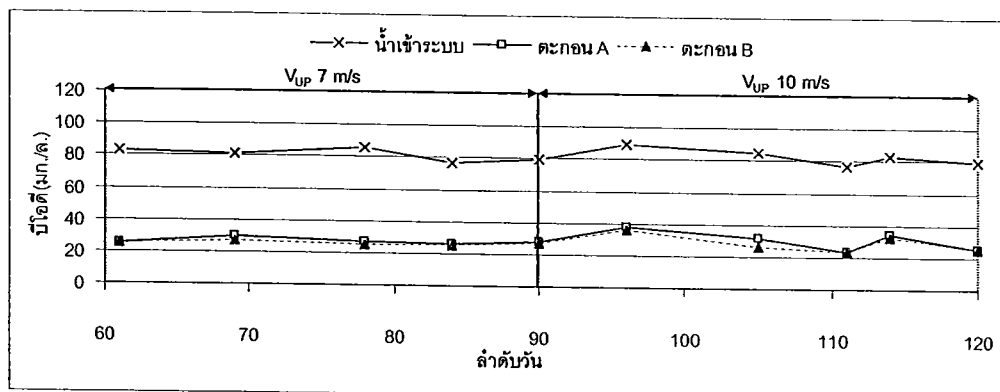
3) การกำจัดของแข็งแขวนลอย

ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 56 และ 58 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 13, 17, 18 และ 23 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 77, 71, 67 และ 61 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 14, 17, 19 และ 21 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 76, 69, 67 และ 64 ตามลำดับ



ก) ดังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



ก) ดังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.9 บีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด

โดยค่าของแรงแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.10 จากรูปดังกล่าว ค่าของแรงแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบมีค่าค่อนข้างต่ำ แม้ว่าน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากห้องน้ำรวม ซึ่งน่าจะมีค่าของแรงแขวนลอยในปริมาณมาก แต่เนื่องจากน้ำเสียรวมจากอาคาร 4 จะลงสู่ถังพักโดยจะมีผิวน้ำก้นตะกอนที่ลอยอยู่ที่ผิวบน ส่วนที่เป็นน้ำเสียจะไหลลดลงมายังถังพักน้ำเสีย สังเกตได้จากการที่มีชั้นตะกอนลอยเป็นชั้นอยู่เหนือผิวน้ำประมาณ 1 ฟุต ที่ชั้นบนของถังพักน้ำเสีย และชั้นตะกอนลอยนี้จะไม่เข้าสู่ระบบบำบัด แต่จะถูกสูบบรรายออกโดยผู้ดูแลระบบปีละ 2 ครั้ง จึงเป็นผลให้ค่าของแรงแขวนลอยในน้ำเข้าระบบตลอดการทดลองมีค่าต่ำ

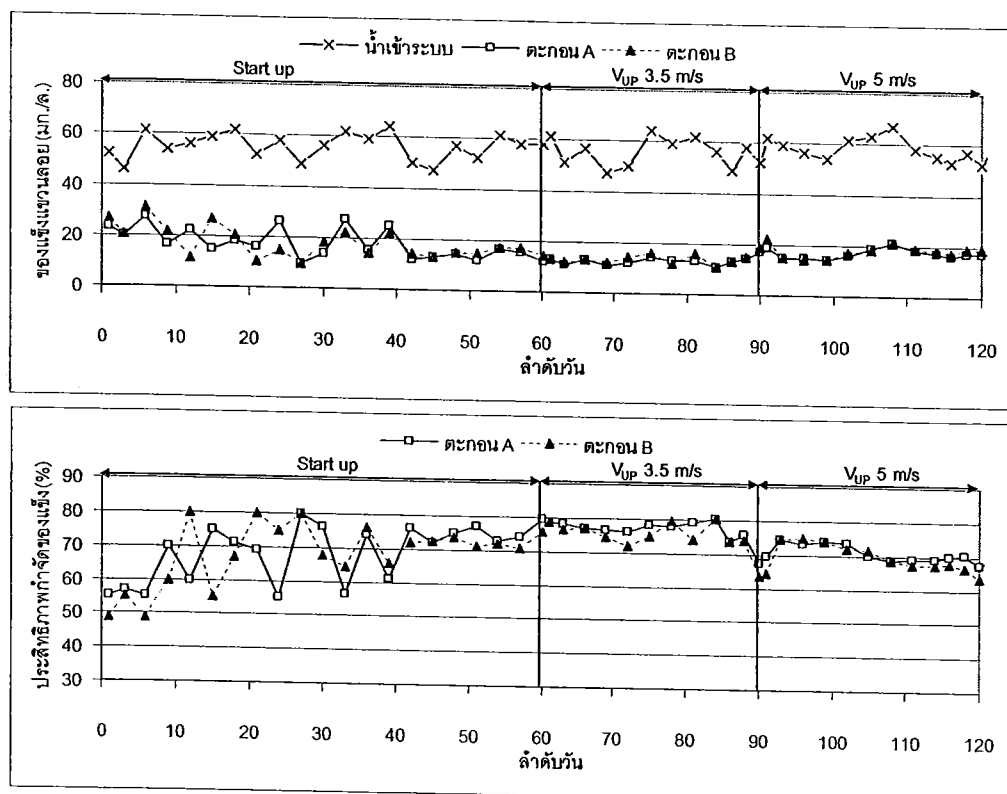
จากรูปที่ 4.10 จะเห็นว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำ จะมีประสิทธิภาพการกำจัดของแรงแขวนลอยได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูง ซึ่งถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงเกิดจากการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่มากกว่า ทำให้เกิดความปั่นป่วนทางกลศาสตร์ภายในถังปฏิกรณ์ที่มีค่ามากกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำ ส่งผลให้ของแรงแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย ดังนั้นการเวียนน้ำกลับในอัตราสูงจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของสารละลาย เช่น ซีโอดี บีโอดี 5 วันเป็นต้น แต่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแรงแขวนลอยลดลง

เมื่อพิจารณาค่าของแรงแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B จะเห็นได้ว่ามีค่าใกล้เคียงกัน รวมไปถึงแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลงตลอดการทดลองที่ 1 นี้ด้วย ทั้งนี้เนื่องมาจากความสามารถในการตกตะกอนได้ดีของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบทั้ง 2 ชนิด ประกอบกับน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีค่าซีโอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่ระบบผลิตขึ้นได้ละลายปนอยู่ในน้ำของถังปฏิกรณ์เกือบทั้งหมดจึงไม่มีฟองก๊าซเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นความปั่นป่วนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์จึงมาจากการเวียนน้ำกลับเพียงปัจจัยเดียว

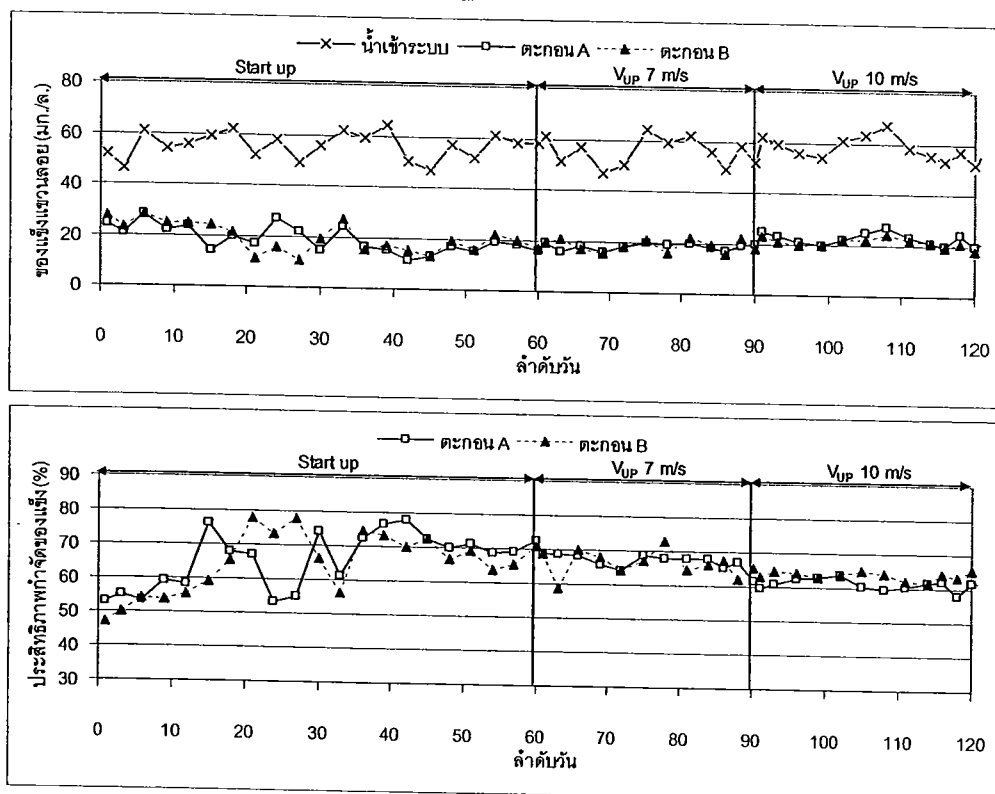
4) อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 35.3, 35.7, 35.4 และ 35.9 องศาเซลเซียส ตามลำดับ

น้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแรงแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 35.4, 35.8, 35.5 และ 35.9 องศาเซลเซียส ตามลำดับโดยค่าอุณหภูมิ ตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.11

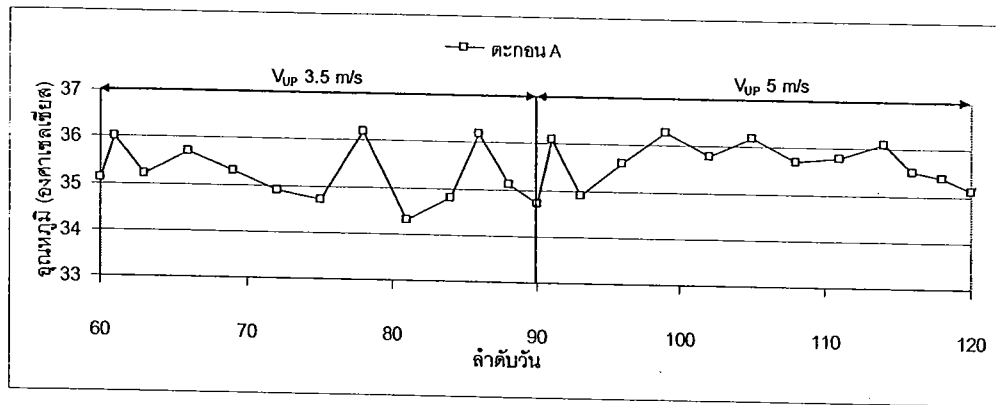


(ก) ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3

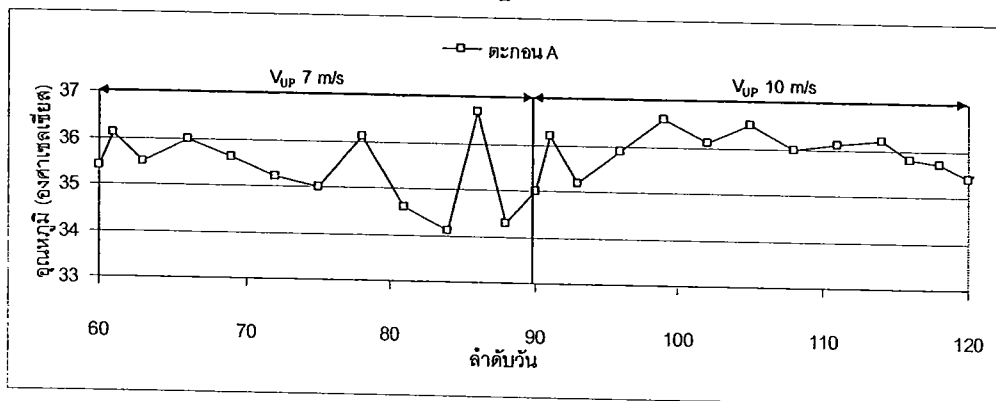


(ข) ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

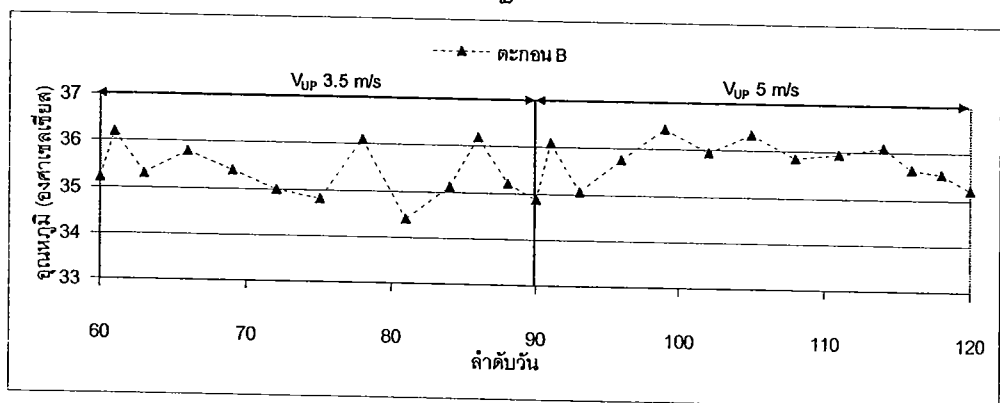
รูปที่ 4.10 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด



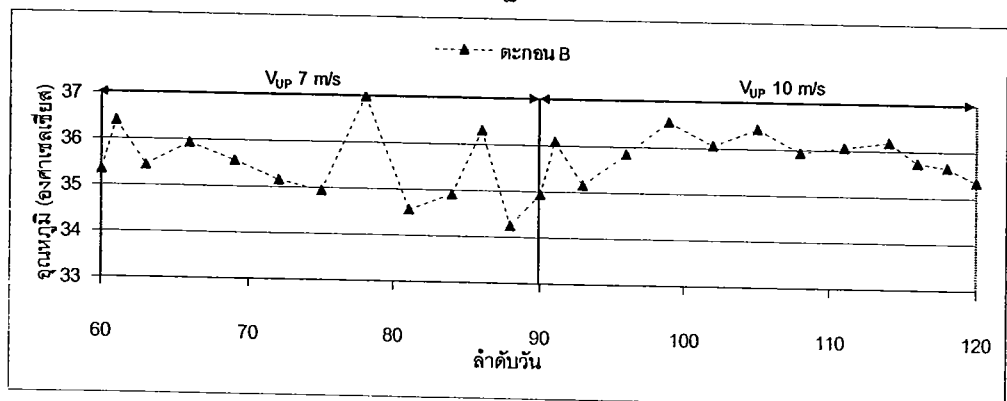
(ก) ดังปฏิกรณ์ที่ 1



(ข) ดังปฏิกรณ์ที่ 2



(ค) ดังปฏิกรณ์ที่ 3



(ง) ดังปฏิกรณ์ที่ 4

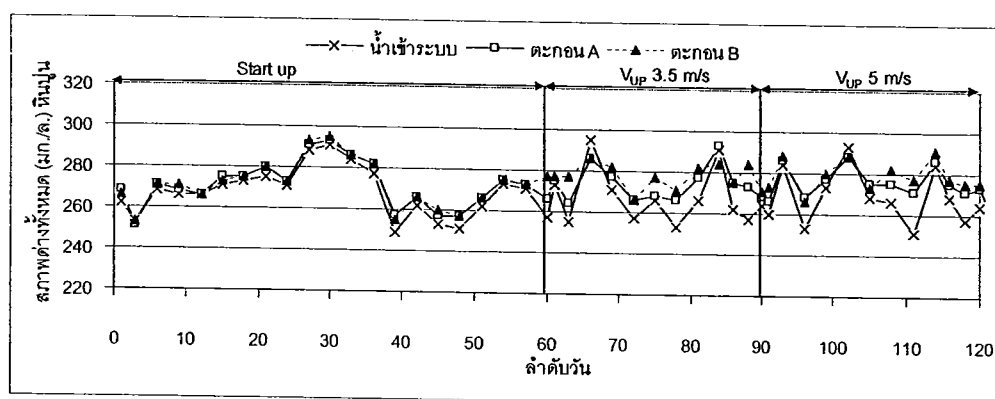
รูปที่ 4.11 อุณหภูมิ

จากผลการทดลองจะเห็นว่า อุณหภูมิเฉลี่ยในแต่ละถังมีค่าเฉลี่ยใกล้เคียงกัน และอุณหภูมิในแต่ละวันก็มีค่าใกล้เคียงกันมากเช่นกันและสังเกตได้ว่ามีอุณหภูมิค่อนข้างสูงกว่าที่อุณหภูมิห้องเล็กน้อย แต่ก็ยังอยู่ในช่วง 25 – 40 องศาเซลเซียส (ช่วงมีชีพิลิค) ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิที่แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนสามารถดำรงชีวิตได้อย่างเหมาะสม

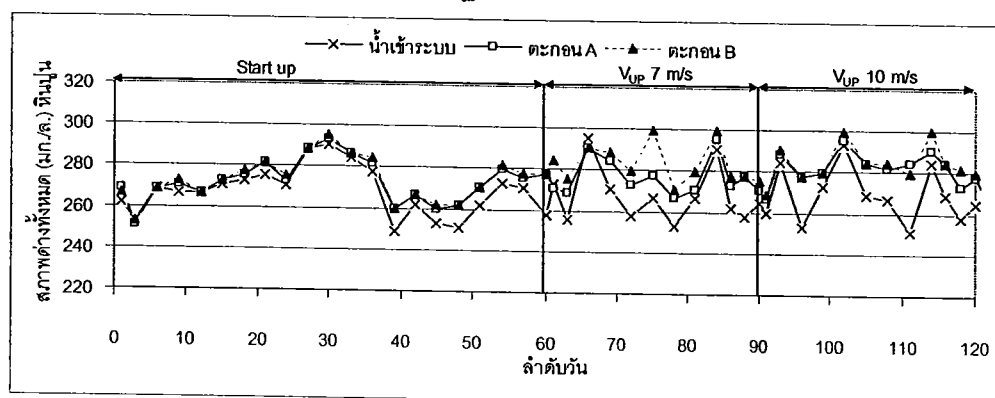
5) สภาพต่างทั้งหมด

ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 269 และ 268 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 276, 277, 279 และ 283 มก./ล. หินปูนตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 279, 279, 285 และ 286 มก./ล. หินปูนตามลำดับ



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.12 สภาพต่างทั้งหมด

จากผลการทดลอง พบว่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบ ทั้งนี้เป็นเพราะสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีไนโตรเจนถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียม (NH_4^+) ส่วนสารอินทรีย์เมื่อถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียไร้ออกซิเจนจะได้มีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งคาร์บอนไดออกไซด์นี้เมื่อละลายน้ำจะอยู่ในรูปกรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) และแตกตัวในรูปไอออนได้ H^+ และ HCO_3^- เมื่อไปคาร์บอนเนต HCO_3^- รวมตัวกับแอมโมเนียม (NH_4^+) จะเกิดเป็นแอมโมเนียมไปคาร์บอนเนต (NH_4HCO_3) ซึ่งส่งผลให้สภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อเทียบกับน้ำเสียก่อนเข้าระบบ และถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วการไหลขึ้นสูง จะมีสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกจากระบบมากกว่าน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นต่ำ เพราะการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบที่อัตรามากกว่าทำให้สภาพต่างที่เวียนกลับเข้าสู่ระบบสามารถผสมกับสภาพต่างในถังปฏิกรณ์ได้เป็นอย่างดี โดยสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1 แสดงดังรูปที่ 4.12

6) กรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 69 และ 73 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 55, 59, 53 และ 56 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 54, 58, 53 และ 55 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

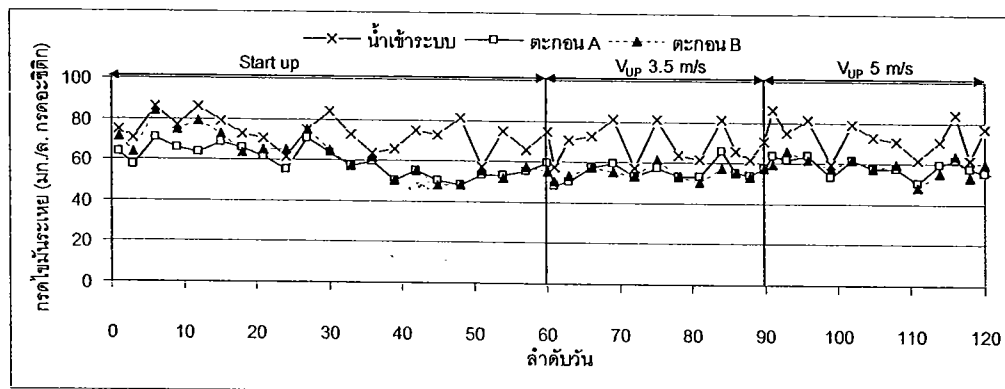
จากผลการทดลองพบว่ากรดไขมันระเหยในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียเข้าระบบ เนื่องจากแบคทีเรียไร้ออกซิเจนมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้ในปริมาณน้อย ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัดในปริมาณไม่มากนัก โดยกรดไขมันระเหยตลอดการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.13

7) กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

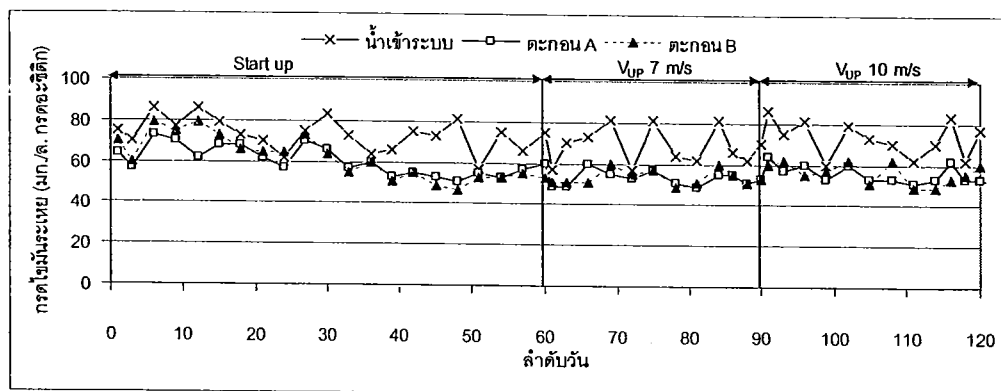
ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.20, 0.21, 0.19 และ 0.20 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่า กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.20, 0.21, 0.19 และ 0.20 ตามลำดับ

จากผลการทดลอง จะเห็นได้ว่าค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด มีค่าน้อยกว่า 0.4 ตลอดการทดลอง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบมีกำลังบำบัดที่เพียงพอ โดยค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด ตลอดการทดลองที่ 1 แสดงดังรูปที่ 4.14



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.13 กรดไขมันระเหย

8) ฟิเอช

ค่าฟิเอชเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 7.49 และ 7.45 ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีฟิเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.51, 7.50, 7.53 และ 7.52 ตามลำดับ

ในส่วนน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.53, 7.53, 7.55 และ 7.56 ตามลำดับ

จากผลการทดลอง พบว่าค่าพีเอชในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่าพีเอชของน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งสอดคล้องกับค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกที่เพิ่มขึ้นเช่นกัน

ในช่วงการทดลองเดียวกัน ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าจะมีค่าพีเอชในน้ำออกสูงกว่า ทั้งนี้เพราะว่าการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบเป็นการนำสภาพต่างมาสะสมที่ก้นถังหมักระเหยและคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบ ดังนั้นถังปฏิกรณ์ที่มีอัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบในอัตราส่วนที่สูงกว่า จึงมีพีเอชในน้ำออกมากกว่าในถังปฏิกรณ์ที่มีการเวียนน้ำกลับเข้าระบบต่ำ แต่เนื่องจากค่าพีเอชในน้ำเข้าช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าแตกต่างกันตามสภาวะน้ำเสียเข้าระบบ ดังนั้นความสัมพันธ์ของค่าพีเอชในน้ำออกจึงไม่แปรผันตามค่าความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้น ค่าพีเอชในน้ำออกโดยค่าพีเอชตลอดการทดลองแสดงในรูปที่ 4.15

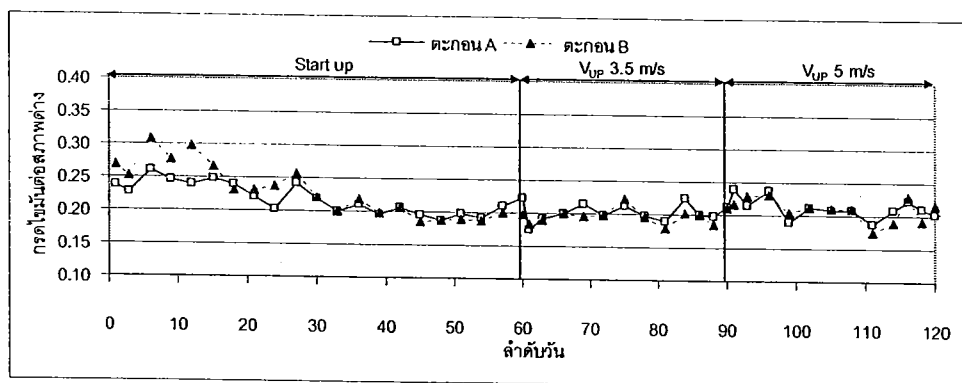
เมื่อพิจารณา ค่าพีเอชระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 1

9) ไออาร์พี

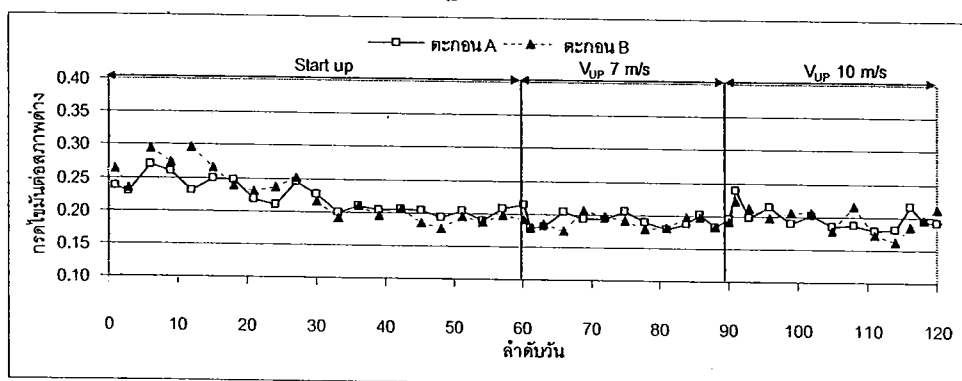
ค่าไออาร์พีเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -268, -253, -264 และ -256 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

ภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -270, -268, -274 และ -267 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

จากผลการทดลองพบว่าค่าไออาร์พีในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าใกล้เคียงกัน โดยค่าไออาร์พีที่มีค่าเป็นลบมาก จะแสดงถึงความเหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศได้ดี โดยค่าเหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์ โดยค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.16 สังเกตได้ว่าถึงแม้ว่าน้ำเสียที่ใช้จะมีค่าซีโอดีต่ำ ซึ่งอาจมีออกซิเจนบางส่วนละลายอยู่ในน้ำเสีย แต่ก็ไม่ได้ทำให้ปฏิกิริยาโดยรวมของระบบลดลงแต่อย่างใด

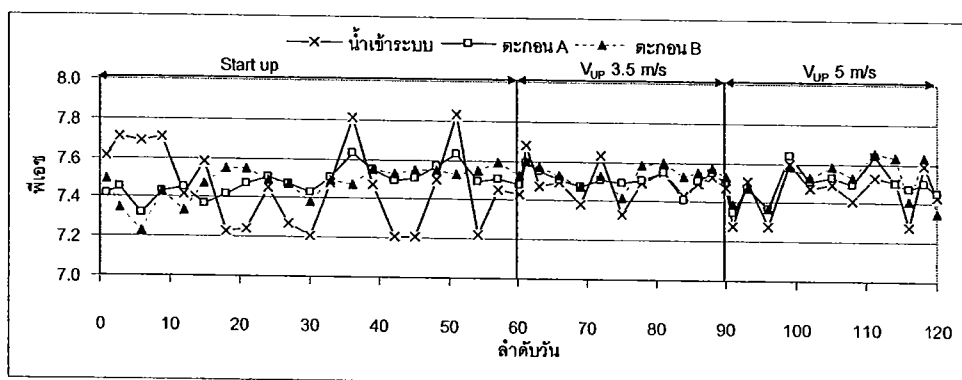


(ก) ถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 3

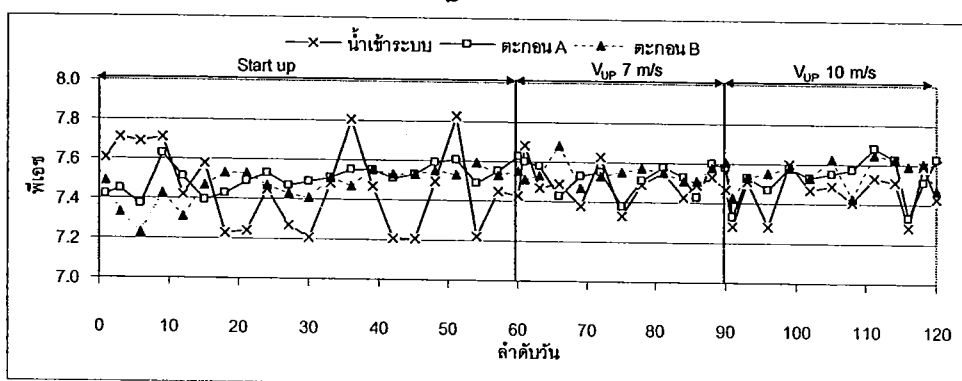


(ข) ถึงปฏิบัติการที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.14 กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง

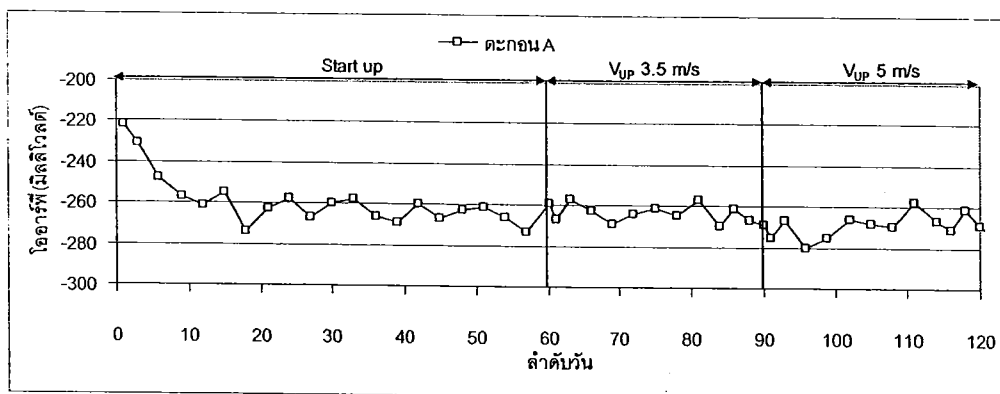


(ก) ถึงปฏิบัติการที่ 1 และ 3

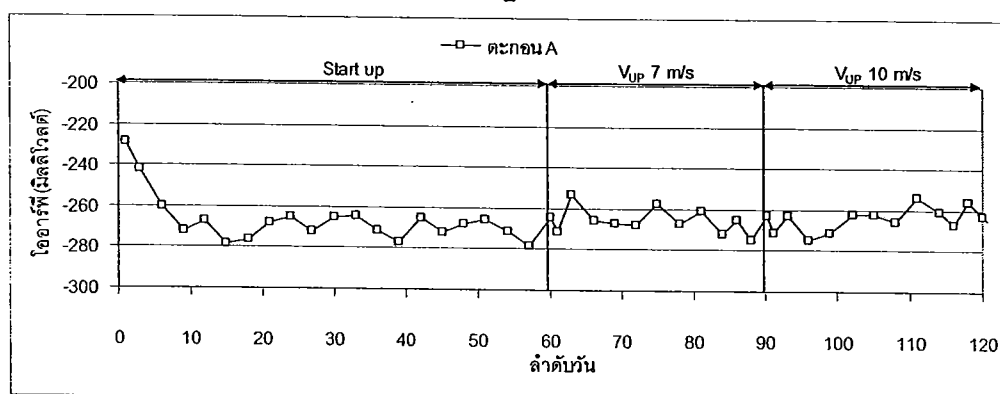


(ข) ถึงปฏิบัติการที่ 2 และ 4

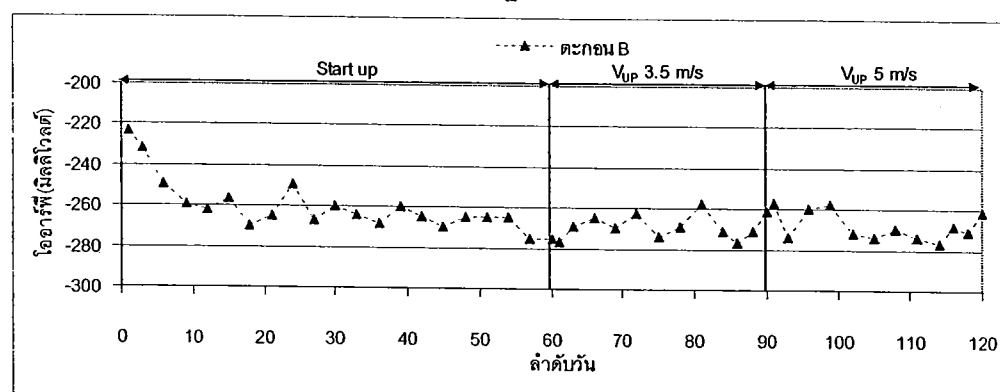
รูปที่ 4.15 พีเอช



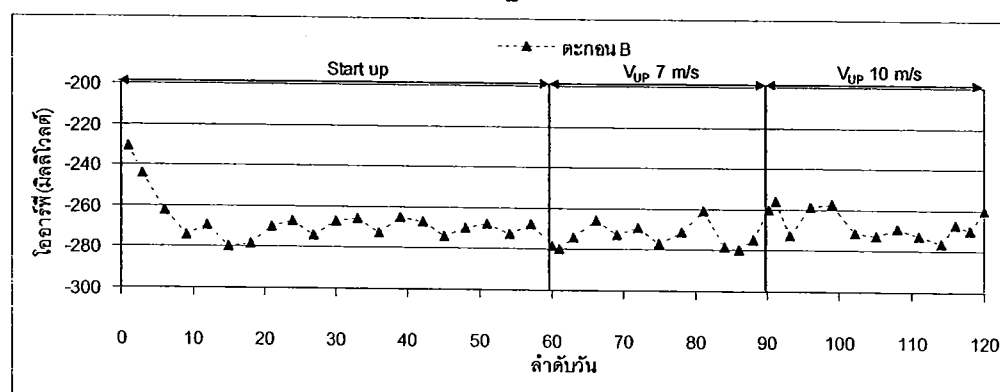
(ก) ดังปฏิกรณ์ที่ 1



(ข) ดังปฏิกรณ์ที่ 2



(ค) ดังปฏิกรณ์ที่ 3



(ง) ดังปฏิกรณ์ที่ 4

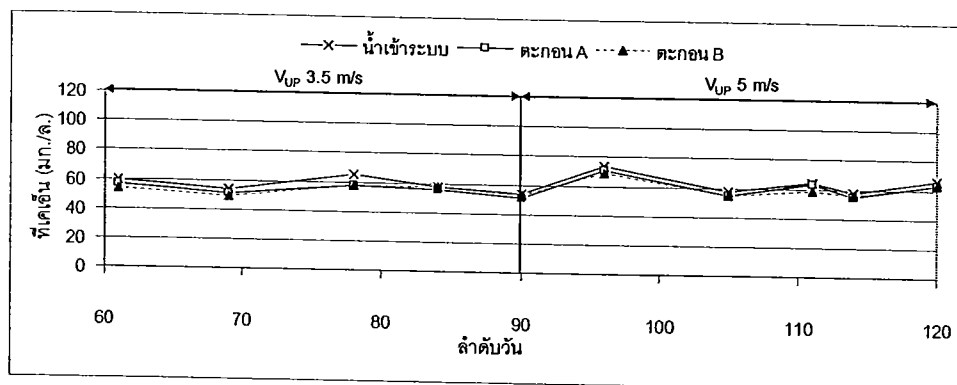
รูปที่ 4.16 ไออาร์พี

10) ทีเคเอ็น

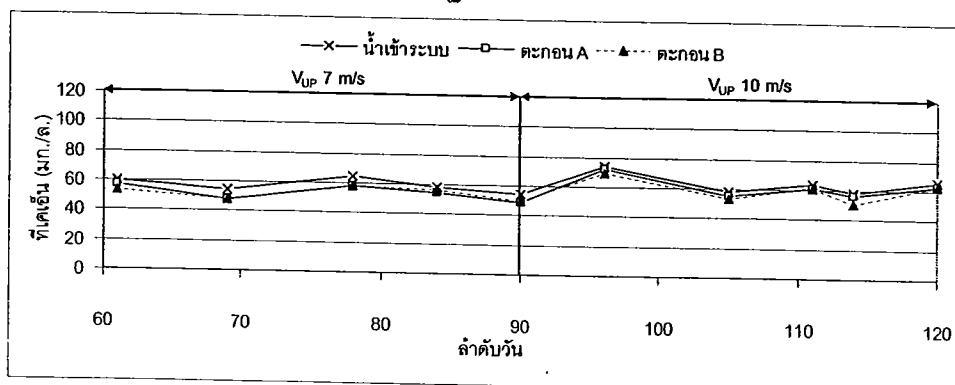
ค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักช่วงที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 58 และ 64 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 55, 61, 53 และ 61 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 6, 4, 9 และ 4 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5, 5, 7 และ 10 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 54, 60, 53 และ 59 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 6, 6, 9 และ 7 ตามลำดับ

จากผลการทดลองพบว่าระบบไม่สามารถกำจัดค่าทีเคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ค่าทีเคเอ็นของน้ำออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกับค่าทีเคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบ เนื่องจากระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้อากาศ จึงไม่สามารถกำจัดค่าทีเคเอ็นโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะเปลี่ยนทีเคเอ็นให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ ส่วนการลดลงของทีเคเอ็นในระบบอีจีเอสบีนั้นเกิดจากการนำไนโตรเจนไปใช้ในการดำรงชีวิตของเซลล์จุลินทรีย์ค่าทีเคเอ็น ตลอดการทดลองที่ 1 แสดงในรูปที่ 4.17



(ก) ถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 3



(ข) ถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ 4

รูปที่ 4.17 ทีเคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัด

ตารางที่ 4.4 ผลการทดลองการทดลองที่ 1 ตะกอนชนิด A

พารามิเตอร์	ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น	
	3.5 ม./ชม.		5 ม./ชม.		7 ม./ชม.		10 ม./ชม.	
	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ซีโอดี (มก./ล.) n = 9	150	<u>50</u>	161	<u>48</u>	151	<u>42</u>	161	<u>52</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 9	-	<u>66</u>	-	<u>70</u>	-	<u>72</u>	-	<u>68</u>
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	80	<u>33</u>	83	<u>28</u>	80	<u>27</u>	83	<u>30</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5	-	<u>61</u>	-	<u>65</u>	-	<u>66</u>	-	<u>63</u>
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 9	56	<u>13</u>	58	<u>17</u>	56	<u>18</u>	58	<u>23</u>
ประสิทธิภาพกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 9	-	<u>77</u>	-	<u>71</u>	-	<u>67</u>	-	<u>61</u>
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 9	267	<u>274</u>	268	<u>276</u>	267	<u>277</u>	268	<u>281</u>
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 9	69	<u>55</u>	73	<u>59</u>	69	<u>53</u>	73	<u>56</u>
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 9	0.26	<u>0.20</u>	0.27	<u>0.21</u>	0.26	<u>0.19</u>	0.27	<u>0.20</u>
พีเอช n = 9	7.49	<u>7.51</u>	7.47	<u>7.50</u>	7.49	<u>7.53</u>	7.47	<u>7.52</u>
อุณหภูมิ * n = 9	-	<u>35.7</u>	-	<u>35.1</u>	-	<u>35.9</u>	-	<u>35.4</u>
โออาร์พี * n = 9	-	- 268	-	- 253	-	- 264	-	- 256
ทีเคเอ็น n = 5	58	<u>55</u>	64	<u>61</u>	58	<u>53</u>	64	<u>61</u>
ปริมาณก๊าซชีวภาพ n = 0	-	-	-	-	-	-	-	-

* พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4.5 ผลการทดลองการทดลองที่ 1 ตะกอนชนิด B

พารามิเตอร์	ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น		ความเร็วไหลขึ้น	
	3.5 ม./ชม.		5 ม./ชม.		7 ม./ชม.		10 ม./ชม.	
	น้ำ เข้า	น้ำออก	น้ำ เข้า	น้ำออก	น้ำ เข้า	น้ำออก	น้ำ เข้า	น้ำออก
ซีโอดี (มก./ล.) n = 9	150	<u>45</u>	161	<u>44</u>	151	<u>39</u>	161	<u>47</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี(ร้อยละ) n = 9	-	<u>70</u>	-	<u>73</u>	-	<u>74</u>	-	<u>71</u>
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	80	<u>31</u>	83	<u>27</u>	80	<u>26</u>	83	<u>29</u>
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5	-	<u>62</u>	-	<u>67</u>	-	<u>68</u>	-	<u>65</u>
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 9	56	<u>14</u>	58	<u>17</u>	56	<u>19</u>	58	<u>21</u>
ประสิทธิภาพกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 9	-	<u>76</u>	-	<u>69</u>	-	<u>67</u>	-	<u>64</u>
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. นินปุณ) n = 9	267	<u>278</u>	268	<u>279</u>	267	<u>283</u>	268	<u>284</u>
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 9	69	<u>54</u>	73	<u>58</u>	69	<u>53</u>	73	<u>55</u>
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 9	0.26	<u>0.20</u>	0.27	<u>0.21</u>	0.26	<u>0.19</u>	0.27	<u>0.20</u>
พีเอช n = 9	7.49	<u>7.53</u>	7.47	<u>7.53</u>	7.49	<u>7.55</u>	7.47	<u>7.56</u>
อุณหภูมิ * n = 9	-	<u>35.8</u>	-	<u>35.8</u>	-	<u>35.9</u>	-	<u>35.9</u>
ไออาร์พี * n = 9	-	- 270	-	- 268	-	- 274	-	- 267
ทีเคเอ็น n = 5	58	<u>54</u>	64	<u>64</u>	58	<u>53</u>	64	<u>64</u>
ปริมาณก๊าซชีวภาพ n = 0	-	-	-	-	-	-	-	-

* พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

4.3.2 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อระบบอีจีเอสบี

4.3.2.1 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ

งานวิจัยนี้ได้มุ่งเน้นศึกษาเรื่องความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบหรือไม่ ซึ่งผลที่ได้จากการทดลองนั้นสามารถสรุปได้ว่า ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ซึ่งสามารถแบ่งประสิทธิภาพของระบบออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลาย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง โดยที่สารละลาย ได้แก่ ซีโอดี และบีโอดี 5 วัน เป็นต้น ส่วนของแข็ง คือ ของแข็งแขวนลอย ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี บีโอดี 5 วัน และของแข็งแขวนลอยแสดงดังตารางที่ 4.9

ตารางที่ 4.6 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

ชนิดตะกอน	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)											
	ซีโอดี				บีโอดี 5 วัน				ของแข็งแขวนลอย			
	ความเร็วไหลขึ้น(ม./ชม.)				ความเร็วไหลขึ้น(ม./ชม.)				ความเร็วไหลขึ้น(ม./ชม.)			
	3.5	5	7	10	3.5	5	7	10	3.5	5	7	10
A	67	70	72	68	61	65	66	63	78	71	68	61
B	69	73	74	71	62	67	68	65	76	69	67	64

จากตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.18-4.20 จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดพารามิเตอร์ต่างๆ ในตะกอนชนิด A และ B มีค่าใกล้เคียงกันและมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน และจากผลดังกล่าวสามารถวิเคราะห์ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพระบบอีจีเอสบี โดยแบ่งเป็นพารามิเตอร์ ดังนี้

1) ซีโอดี: ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อการกำจัดซีโอดี ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลาย โดยระบบอีจีเอสบีที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5-10 ม./ชม. สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 67-72 เนื่องจากระบบอีจีเอสบีถูกพัฒนาขึ้นเพื่อแทนที่ระบบยูเอเอสบีเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพการสัมผัสกันของน้ำเสีย (Substrate) และจุลินทรีย์ด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอน และการกวนผสมที่ทั่วถึง โดยปัจจัยที่ควบคุมการขยายตัวของชั้นตะกอนและการกวนผสมที่ทั่วถึงคือความเร็วไหลขึ้น หรืออัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบนั่นเอง ระบบอีจีเอสบีที่มีความเร็วไหลขึ้น หรืออัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบสูงจะเหมาะสมที่จะใช้กรณีที่ระบบมีอัตราการเกิดก๊าซต่ำ และการกวนผสมที่ไม่เพียงพอดังเช่นงานวิจัยนี้ที่ใช้น้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ซึ่งค่าซีโอดีในน้ำเสียซึ่งมีค่าต่ำจะส่งผลกระทบต่อระดับของสารอาหาร(Substrate)ที่

ต่ำลงเรื่อยๆตามความลึกในเม็ดจุลชีพ ทำให้เม็ดจุลชีพนั้นมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาของแบคทีเรียหรือเกิดการย่อยสลาย Substrate ที่ต่ำ

พิจารณาชั้นของ biolayer ของเม็ดตะกอน ซึ่งจะเป็นตัวที่ทำให้สารอาหารไม่สามารถกระจายเข้าไปยังในชั้นลึกๆได้ เนื่องจากเกิดการต้านทานการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer resistance) ซึ่งเมื่อพิจารณาสมการของ Fick (Fick's first law)

$$F = -\varnothing D \frac{dC}{dX}$$

F คือ ฟลักซ์ของมวลสาร หรือสารอาหาร

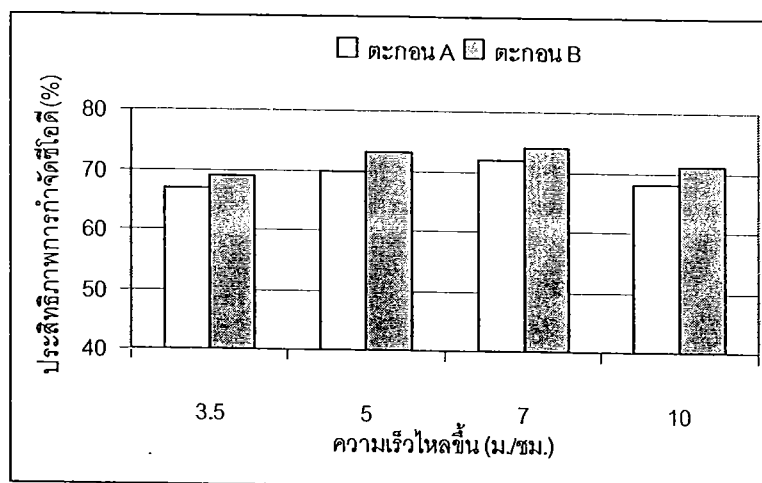
$\varnothing$ คือ ความพรุนของ biolayer

D คือ ค่าคงที่ของการกระจาย

dC/dX คือ เกรเดียนต์ของสารอาหารใน biolayer

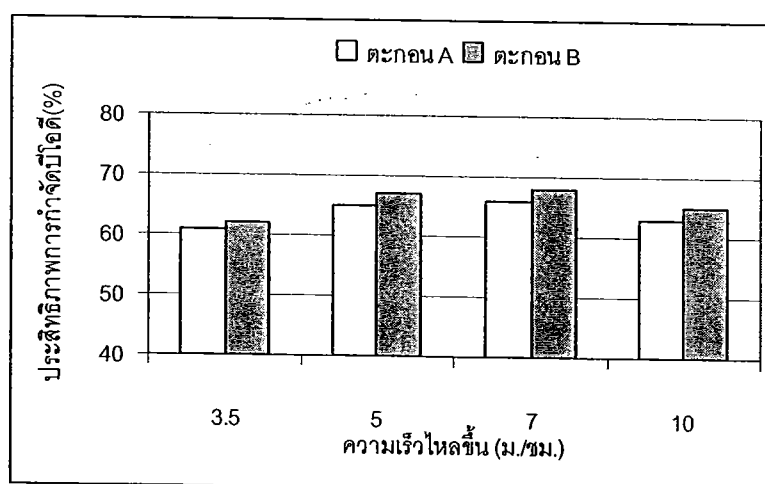
จากสมการสามารถกล่าวได้ว่าฟลักซ์ของสารอาหารของสารอาหารที่ผ่าน biolayer ขึ้นอยู่กับเกรเดียนต์ ของความเข้มข้น ดังนั้นแบคทีเรียที่อยู่ในชั้นในจะได้รับสารอาหารที่ความเข้มข้นต่ำกว่าที่ผิวเม็ดจุลชีพ ส่งผลให้เกิดอัตราการเกิดปฏิกิริยาค่า ดังนั้นการที่จะทำให้สารอาหารที่มีน้อยเพียงพอต่อจุลชีพ จำเป็นที่จะต้องเกิดอัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm ได้เร็วกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลชีพในเม็ดจุลชีพ จึงกล่าวได้ว่าการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำๆ จำเป็นที่จะต้องมีการกวนผสมที่เพียงพอ ที่ จะทำให้เกิดความปั่นป่วนของการไหลในชั้นตะกอน โดยความปั่นป่วนดังกล่าว เกิดจากการควบคุมความเร็วไหลขึ้นภายในถังปฏิกรณ์หรืออัตราการเวียนน้ำกลับเข้าระบบที่เหมาะสมต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน

แต่ที่ความเร็วไหลขึ้น 10ม./ชม. พบว่าประสิทธิภาพกลับลดลงเล็กน้อย ทั้งนี้เนื่องมาจากความเร็วไหลขึ้นที่สูงมาก ทำให้สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากหลุดออกไปกับน้ำออกมากขึ้นโดยสารอินทรีย์ย่อยยากนี้ อาจเกิดจากของแข็งแขวนลอยที่เกาะติดอยู่ในชั้นตะกอน และถูกย่อยสลายเป็นช่วงระยะเวลาาน ทำให้มีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากเหลือตกค้างในชั้นตะกอน หรืออาจเกิดจากเซลล์แบคทีเรียที่ถูกย่อยสลายในชั้นตะกอน และเกิดเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายยากรวมไปถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพในน้ำเข้า



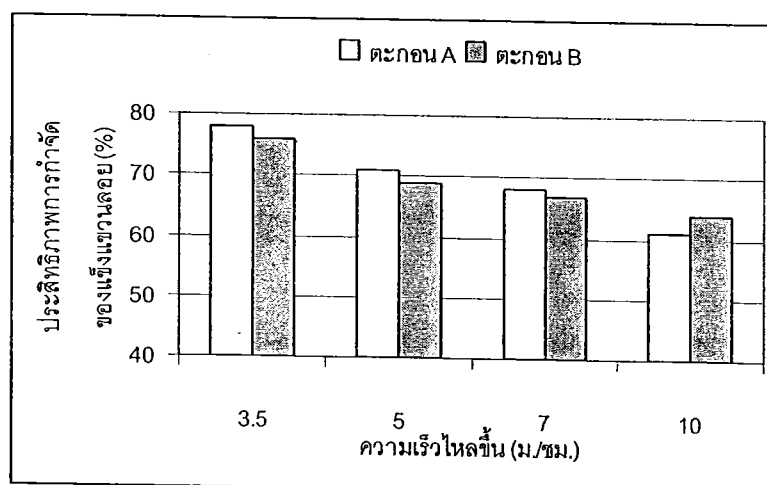
รูปที่ 4.18 เปรียบเทียบค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

2) บีไอดี 5 วัน: ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อการกำจัดบีไอดี 5 วัน ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดี 5 วัน ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายง่าย ระบบอีจีเอสบีที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5–10 ม./ชม. สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพเท่ากับร้อยละ 61-66 โดยดั่งปฏิกิริยาที่มีความเร็วสูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดีที่สูงกว่าเช่นกัน เนื่องจากเหตุผลลักษณะเดียวกันกับค่าซีไอดี คือ การใช้อัตราเวียนกลับน้ำที่ต่างกัน จะส่งผลให้จุลินทรีย์ในระบบมีโอกาสย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ยังสลายไม่สิ้นสุดปฏิกิริยาอีกครั้ง โดยที่ระบบมีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า เป็นผลให้การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงมากขึ้นทำให้เกิดการถ่ายเทมวลสาร(Mass transfer) ที่ดีขึ้นเช่นกัน



รูปที่ 4.19 เปรียบเทียบค่าบีไอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

3) ของแข็งแขวนลอย: ระบบอีจีเอสพีที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5–10 ม./ชม. สามารถบำบัดค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำให้มีประสิทธิภาพเท่ากับ 61-78 % โดยความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบอีจีเอสพีมีค่าลดลง เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่าจะทำให้เกิดความปั่นป่วนในระบบได้มาก ของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าลดลงที่ความเร็วไหลขึ้นมีค่าสูง



รูปที่ 4.20 ค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

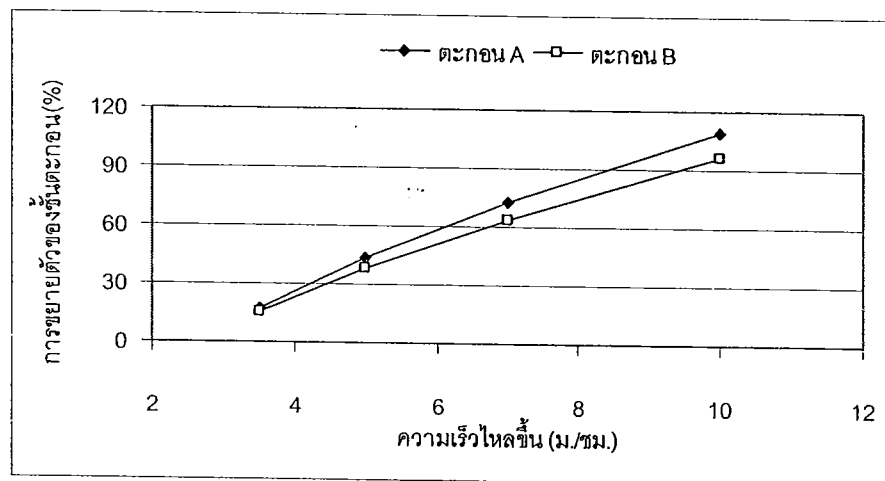
4.3.2.2 วิจัยรณผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน

การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ค่าต่าง ๆ ได้แสดงในตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.21

ตารางที่ 4.7 การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ

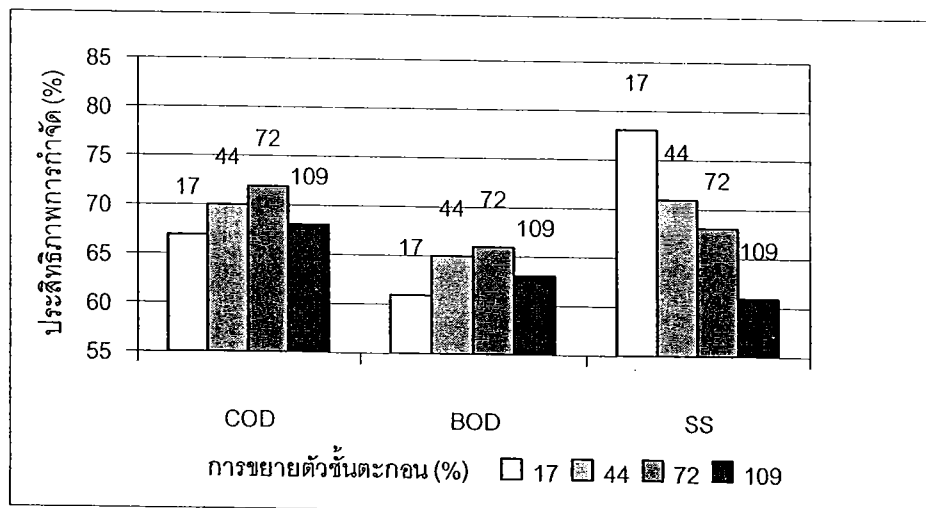
ชนิด ตะกอน	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	ความสูงของชั้น ตะกอนเริ่มต้น (ซม.)	ระดับความสูงของ ชั้นตะกอน (ซม.)	การขยายตัวของชั้นตะกอน (%)
A	3.5	98	115	17
	5	98	141	44
	7	98	169	72
	10	98	205	109
B	3.5	112	129	15
	5	112	155	38
	7	112	183	63
	10	112	220	96

จากผลการทดลองความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ มีผลโดยตรงต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน (Lettinga และ คณะ, 1994) โดยความเร็วไหลขึ้นที่สูงขึ้นจะทำให้ชั้นตะกอนมีการขยายตัวสูงขึ้นตามความสูงของถังปฏิกรณ์ตามไปด้วย การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนมีค่าน้อย เนื่องจากชั้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความสามารถในการตกตะกอนสูง เนื่องมาจากขนาดและความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์



รูปที่ 4.21 การขยายตัวของชั้นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่างๆ

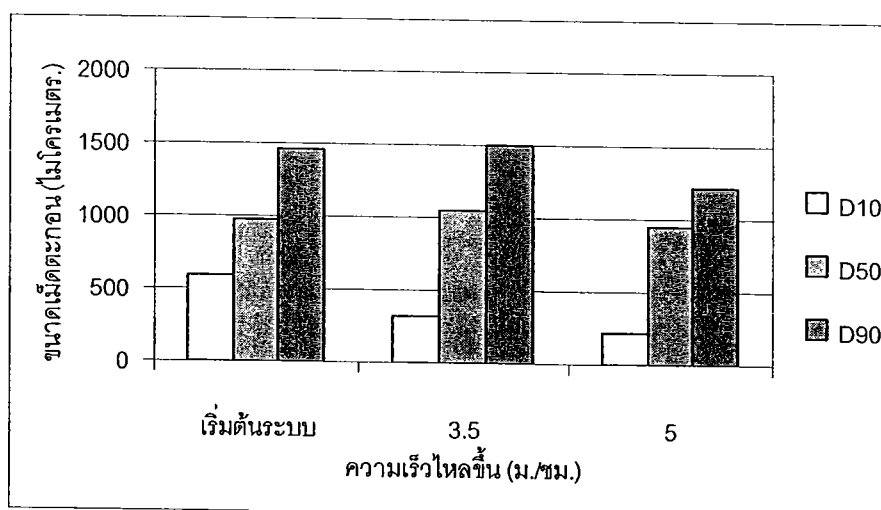
จากรูปที่ 4.22 พิจารณาการขยายตัวของชั้นตะกอนและประสิทธิภาพของระบบบิโอดีเอสพี พบว่าเมื่อการขยายตัวของชั้นตะกอนสูงขึ้น ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ถึง 10 ม./ชม. ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและบีโอดี 5 วัน เพิ่มขึ้นเช่นกัน โดยระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการถ่ายเทมวลสาร (Mass transfer) และการดูดซึมสารอาหารเข้าสู่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนที่มากขึ้น ส่งผลให้โอกาสสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนมีมากขึ้น แต่ให้ผลตรงกันข้ามกับประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย คือที่ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนมากขึ้น ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลงด้วย เนื่องจากระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่มาก ทำให้ภายในถังปฏิกรณ์เกิดสภาวะปั่นป่วนสูงจนทำให้ของแข็งแขวนลอยบางส่วนหลุดออกจากระบบ



รูปที่ 4.22 ประสิทธิภาพของระบบบิโอะสปีที่ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนค่าต่าง ๆ

4.3.2.3 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นต่อขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้ ได้ทำการวัดขนาดของเม็ดตะกอนในรูปของการกระจายขนาด (D10, D50 และ D90) พบว่าการเปลี่ยนแปลงของการกระจายขนาดเม็ดตะกอนมีลักษณะและมีแนวโน้มใกล้เคียงกัน ดังนั้นจึงเลือกพิจารณาถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ดังแสดงในรูปที่ 4.23



รูปที่ 4.23 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่างๆ (ถังปฏิกรณ์ที่ 1)

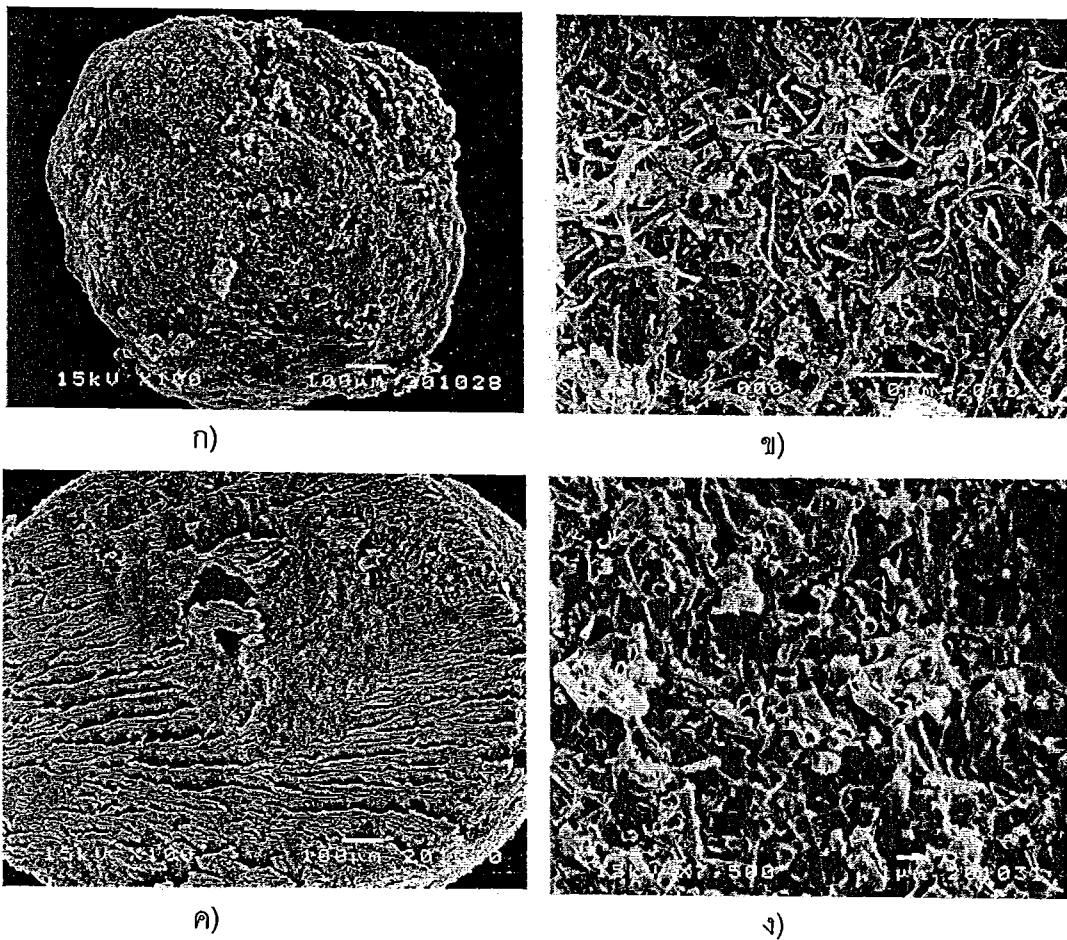
ผลของความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อขนาดเม็ดตะกอน โดยความเร็วไหลขึ้นที่ค่าสูงจะทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนมาก และส่งผลให้ขนาดเม็ดตะกอนมีขนาดลงด้วย ทั้งนี้เม็ดขนาดเล็กและตกตะกอนไม่ดีจะลอยหลุดออกไปจากระบบเนื่องจากความเร็วการไหลขึ้นที่มีค่าสูง ส่วนในเม็ดขนาดใหญ่มีขนาดเล็กลง เนื่องมาจากการขัดสีระหว่างกระแสน้ำที่เวียนกลับเข้าระบบในอัตรา

สูง กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการขัดสีกันเองระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เหตุผลดังกล่าวส่งผลให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงชันมีขนาดเล็กลง

4.3.2.4 วิจัยผลของความเร็วไหลขึ้นต่อโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ในงานวิจัยนี้ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลองขณะเริ่มต้นระบบมีขนาดประมาณ 0.5 ถึง 2 มม. และได้ทำการตรวจสอบลักษณะโครงสร้างของเม็ดตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) โดยที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ มีผลต่อการขยายตัวของชั้นตะกอนสูงชันตามความสูงของถังปฏิกรณ์ ส่งผลให้เกิดการขัดสีกันระหว่างกระแสที่เวียนกลับเข้าสู่ระบบในอัตราสูงกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการขัดสีกันเองระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ส่งผลให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงชันมีขนาดเล็กลง และเมื่อทำการตรวจสอบลักษณะโครงสร้างของเม็ดตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่าลักษณะผิวภายนอกของเม็ดตะกอนไม่ต่างกันมากนัก ทั้งนี้อาจเป็นเพราะว่าโครงสร้างบริเวณผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอน เป็นแบบที่เรียขนิคเส้นใยรวมตัวกันเป็นเม็ดทรงกลมอย่างหนาแน่น ซึ่งสามารถทนต่อแรงเฉือน (shear force) จากกระแสที่เวียนเข้าสู่ระบบในอัตราสูงได้ แต่บางส่วนของแบบที่เรียขนิคเส้นใยรวมตัวกันไม่แข็งแรงพอ ก็จะหลุดลอยออกไปจากเม็ดตะกอนได้บ้าง ซึ่งเป็นผลให้ของแข็งแขวนลอยหลุดออกจากระบบมากขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วไหลขึ้นสูง

เมื่อพิจารณาโครงสร้างภายในของเม็ดตะกอน (ผ่าตามขวาง) พบว่าลักษณะโครงสร้างภายในไม่ต่างกันมากนัก โดยที่ความเร็วไหลขึ้นต่ำ (3.5 ม./ชม.) พบว่าเกิดโพรงช่องว่างภายในมากกว่าที่ความเร็วไหลขึ้นค่าอื่น ๆ ทั้งนี้เนื่องจากระบบมีอัตราการขยายตัวของชั้นตะกอนต่ำ ส่งผลให้มีการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) น้อย ทำให้แบบที่เรียขในสุดไม่ได้รับสารอาหาร และเกิดการย่อยสลายของแบบที่เรีย ทำให้เซลล์บางส่วนตายเกิดการแยกชั้นออกจากกันเป็นโพรงช่องว่างภายใน ส่วนที่ความเร็วไหลขึ้นสูง พบว่าลักษณะโครงสร้างภายในมีความคล้ายกันโดยพบโพรงช่องว่างน้อย และมีความหนาแน่นของแบบที่เรียสูง เนื่องจากมีการขยายตัวของชั้นตะกอนสูง เกิดการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) มาก ส่งผลให้แบบที่เรียได้รับสารอาหารทั่วถึงมากขึ้น โดยทั้งนี้เม็ดตะกอนที่นำมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนนี้ เป็นการสุ่มเลือกเม็ดที่เป็นตัวแทนจากเม็ดตะกอนทั้งหมดซึ่งปริมาณมาก โดยรูปที่ 4.24 ถึง 4.31 แสดงโครงสร้างของเม็ดตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นค่าต่าง ๆ



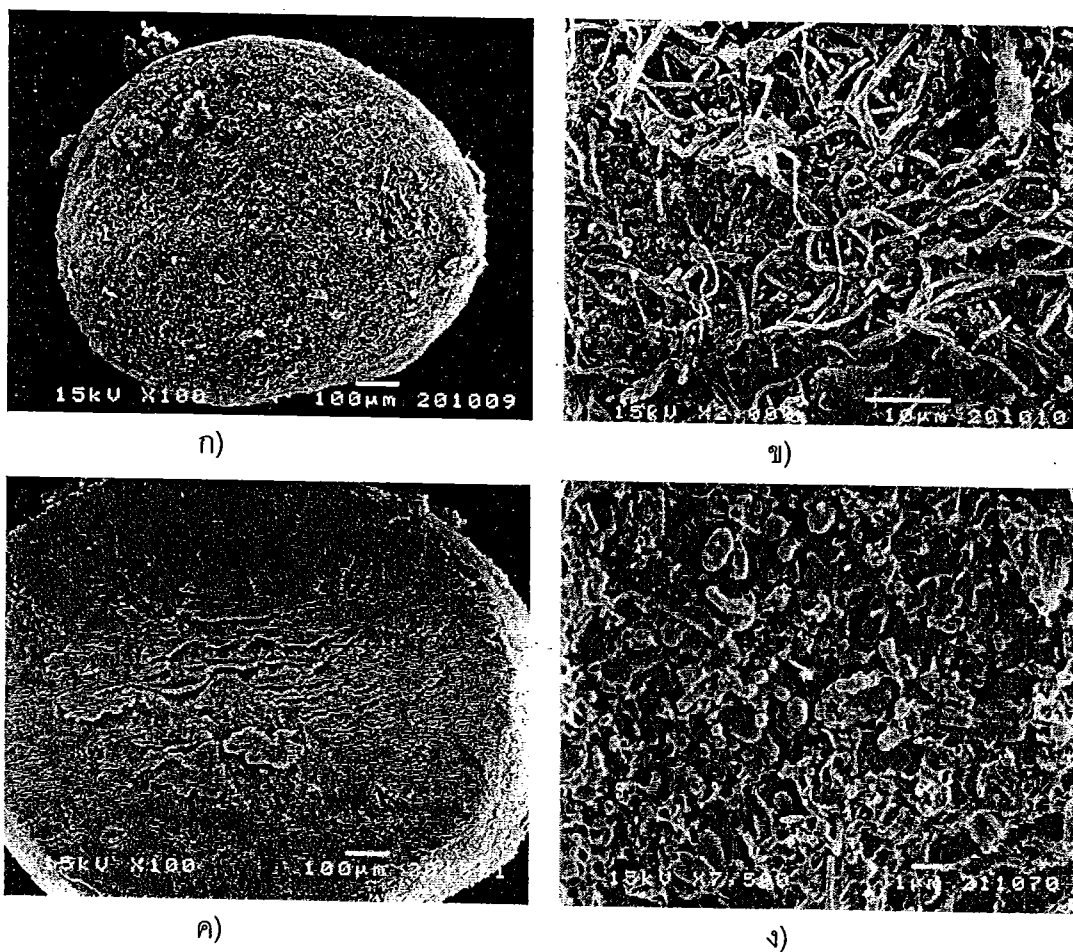
รูปที่ 4.24 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



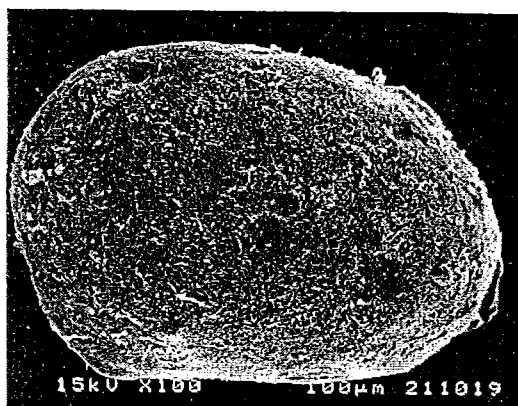
รูปที่ 4.25 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

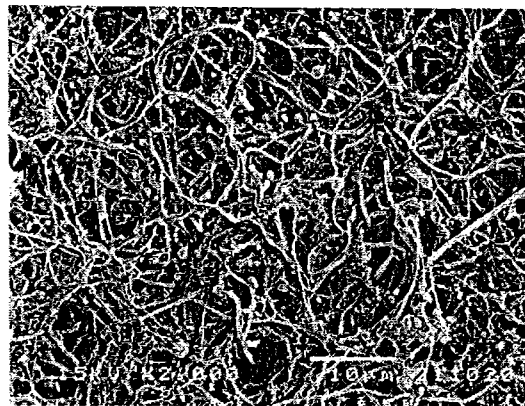
ข) บริเวณผิวนอกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

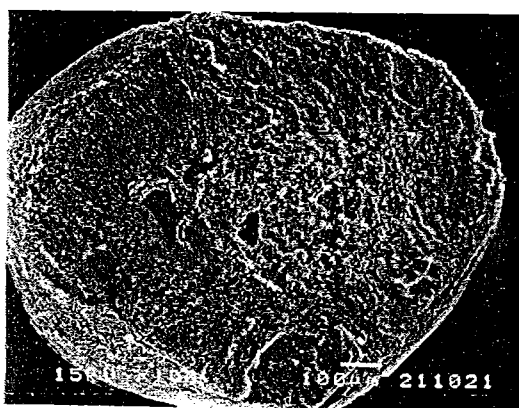
ง) บริเวณผิวในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



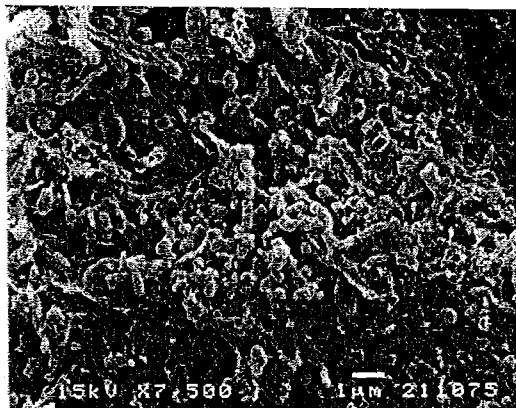
ก)



ข)



ค)



ง)

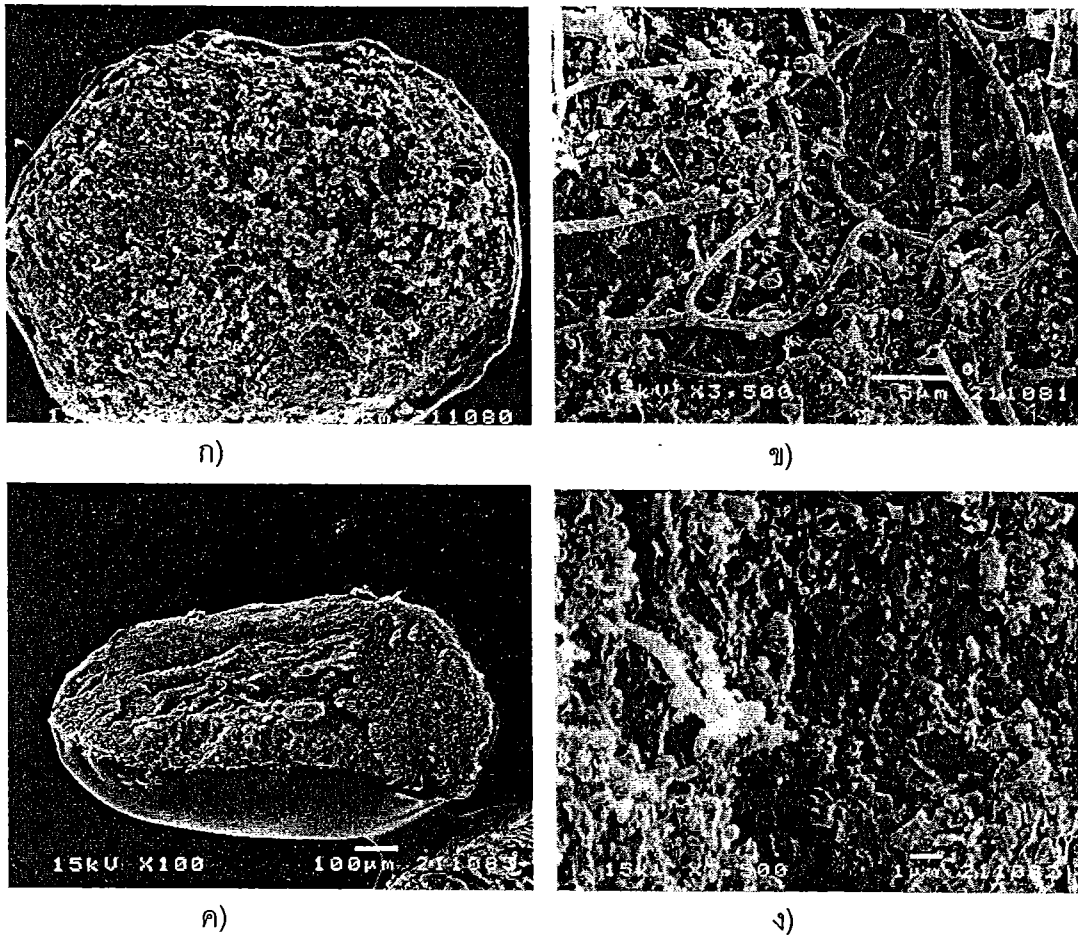
รูปที่ 4.26 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



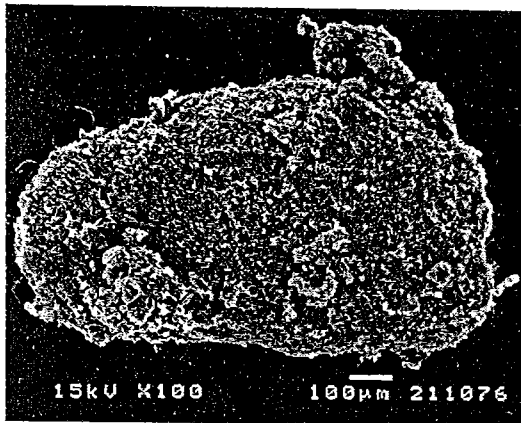
รูปที่ 4.27 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

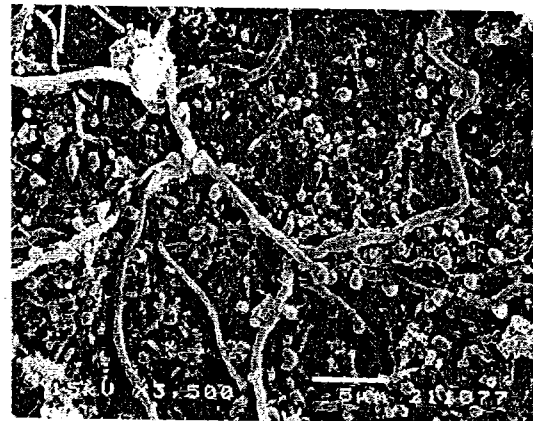
ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

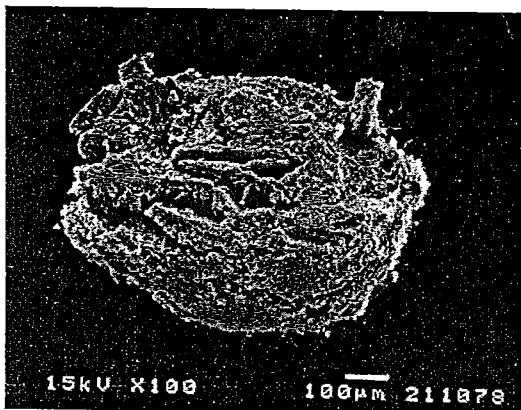
ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



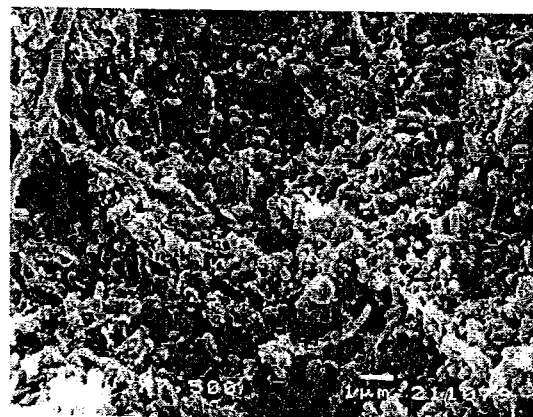
ก)



ข)



ค)



ง)

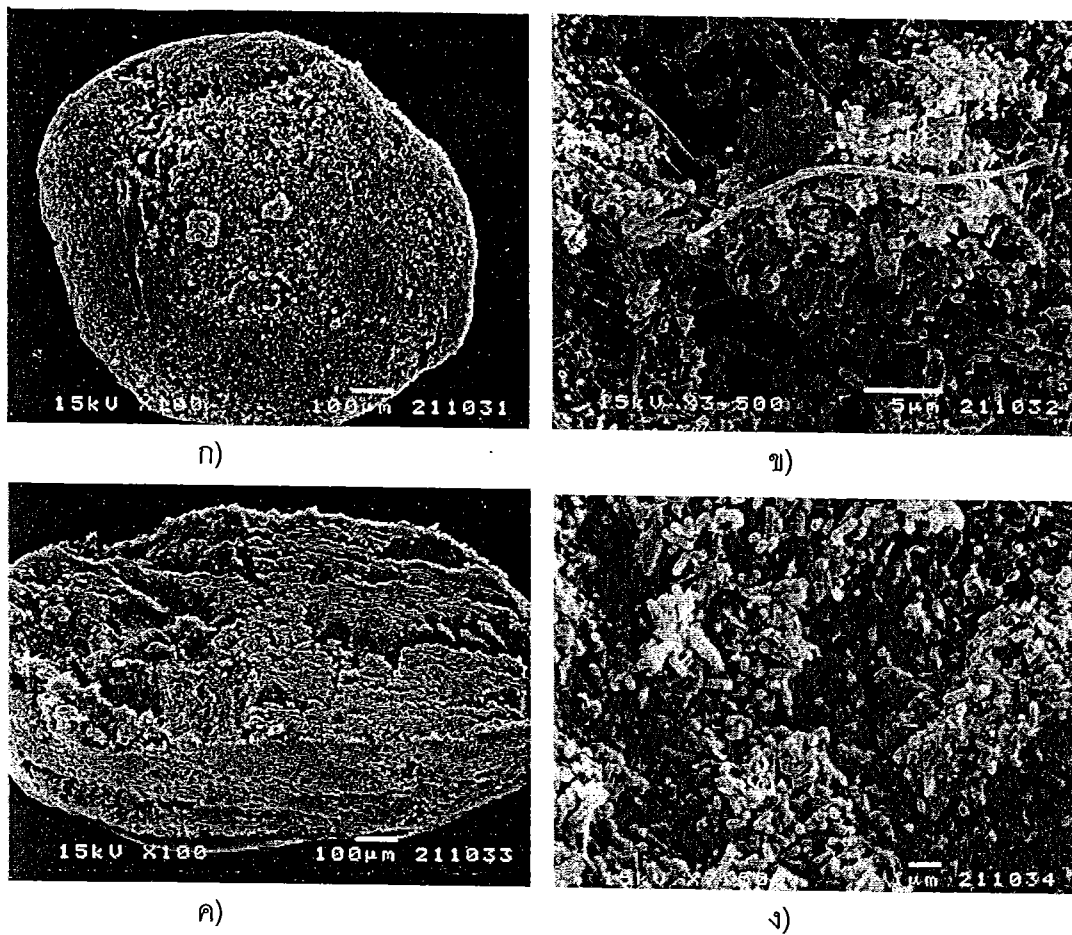
รูปที่ 4.28 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

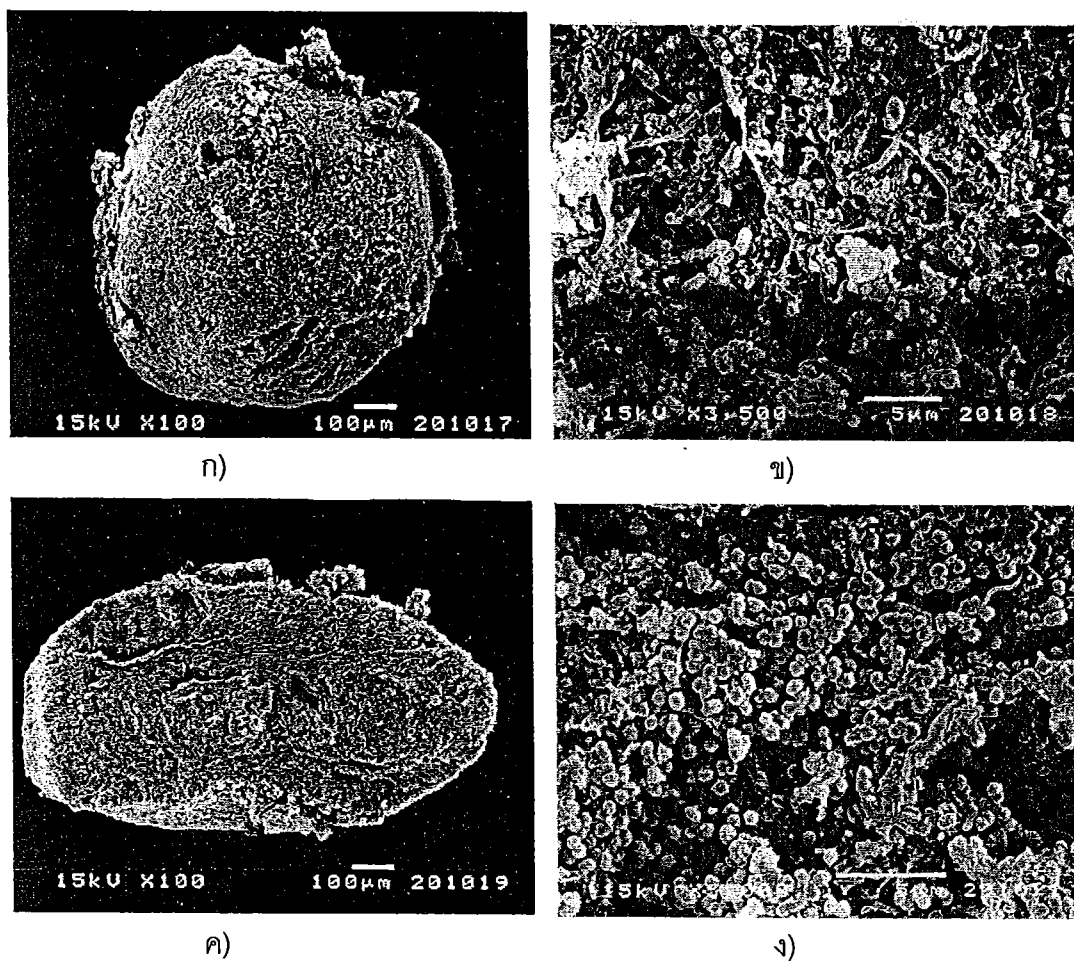
ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



รูปที่ 4.29 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

- ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า
- ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า
- ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



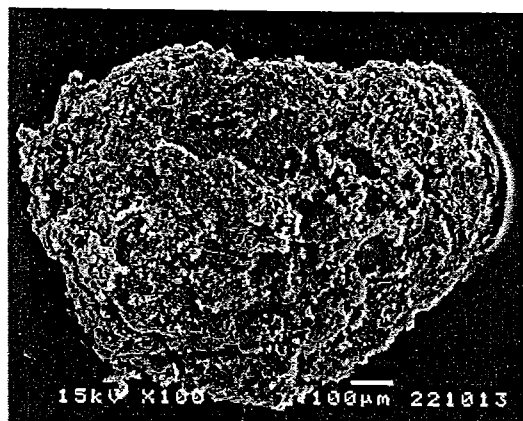
รูปที่ 4.30 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

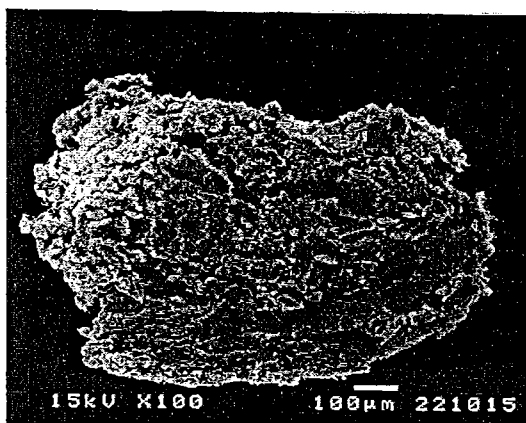
ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



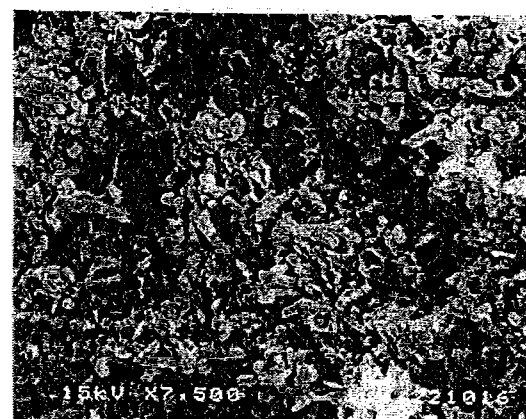
ก)



ข)



ค)



ง)

รูปที่ 4.31 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า

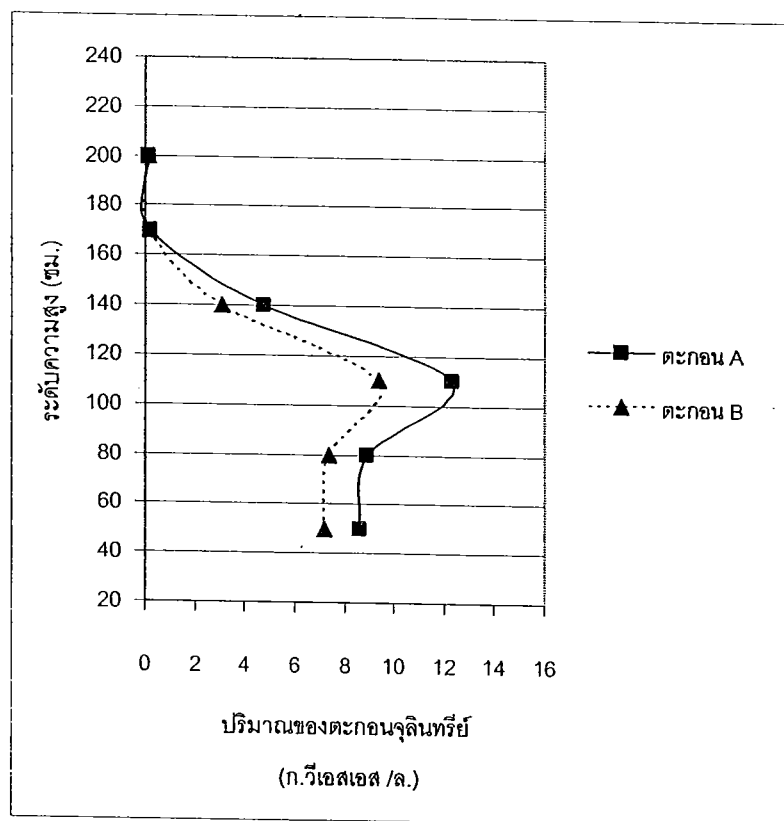
4.3.2.5 ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์

เมื่อสิ้นสุดการทดลองได้ทำการหาปริมาณเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในรูปของค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (VSS) ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ซึ่งมีจุดเก็บตัวอย่างทั้งหมด 6 จุด ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ ได้แก่ที่ระดับความสูง 0.50 0.80 1.10 1.40 1.70 และ 2.00 ม. โดยเก็บตัวอย่างที่สภาวะความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. ทั้งตะกอนชนิด A และ B โดยปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ แสดงดังตารางที่ 4.8 และ รูปที่ 4.32

ตารางที่ 4.8 ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์

ระดับความสูง (ม.)	ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ (ก.วีเอสเอส /ล.)	
	ตะกอนชนิด A	ตะกอนชนิด B
0.50	8.62	7.20
0.80	8.91	7.37
1.10	12.33	9.40
1.40	4.75	3.07
1.70	0.19	0.15
2.00	0.11	0.09

จากผลการทดลอง พบว่าความหนาแน่นของตะกอนมีค่าลดลง ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ที่มีค่ามากขึ้น ซึ่งเป็นผลมาจากความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่มีค่ามากขึ้นเอง และพบว่าบริเวณที่ความสูง 80 -110 ซม. มีความหนาแน่นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากที่สุดคือ 12.33 และ 9.40 ก.วีเอสเอส/ล. ในตะกอน A และ B ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาเปรียบเทียบตะกอนชนิด A และ B พบว่ามีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน



รูปที่ 4.32 ปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังปฏิกรณ์

จากผลการทดลองที่กล่าวไว้ข้างต้น ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบ อีจีเอสบี พบว่าความเร็วไหลขึ้นมีผลโดยตรงต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน ทำให้มีผลต่อ ประสิทธิภาพ ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าโอกาสสัมผัสของจุลินทรีย์และอาหารเป็นปัจจัยที่มีผล ต่อประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารอินทรีย์ละลาย (ซีโอดีและบีโอดี 5 วัน) สูงขึ้น แสดงให้ เห็นว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถทำงานได้ดีขึ้น ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนมีค่าน้อย ทั้งนี้จะเป็น เพราะขีดจำกัดของประสิทธิภาพการใช้นิโตรเจนของกลุ่มจุลินทรีย์ไร้ออกซิเจน ประสิทธิภาพการกำจัดของแ่งแวนลอยลดลง เนื่องมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนที่มากขึ้น จากความเร็วไหลขึ้นที่สูงขึ้นนั้น จะส่งผลให้ของแ่งแวนลอยสามารถหลุดออกจากระบบได้มาก ขึ้น เพราะชั้นตะกอนอยู่ใกล้ GSS ทำให้เอนตกตะกอนน้อยลง ทำให้มีผลต่อการหลุดออกจาก ระบบของของแ่งแวนลอยที่สภาวะความปั่นป่วนสูง ดังนั้นหากพิจารณาจากประสิทธิภาพการ กำจัดสารอินทรีย์กับการขยายตัวของชั้นตะกอน การนำไปใช้งานจริงแนะนำว่าควรใช้ความเร็วไหล ขึ้นประมาณ 7 ม./ชม. เพราะที่ความเร็วไหลขึ้นดังกล่าวสามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความ เข้มข้นต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพคือสามารถลดค่าบีโอดีในน้ำออกให้เหลือเพียง 26-27 มก./ล. ซึ่ง มีค่าใกล้เคียงค่าบีโอดี 20 มก./ล. ซึ่งเป็นค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร

4.4 การศึกษาผลการเติมสารโคบอลต์ แคลเซียมที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

4.4.1 ผลการทดลองเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียมต่อระบบอีจีเอสบี

1) การกำจัดซีไอดี

ค่าซีไอดีเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 162 มก./ล. น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีไอดีเฉลี่ยเท่ากับ 35 และ 42 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีร้อยละ 79 และ 74 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าซีไอดีเฉลี่ยเท่ากับ 38 และ 43 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีร้อยละ 77 และ 74 ตามลำดับ

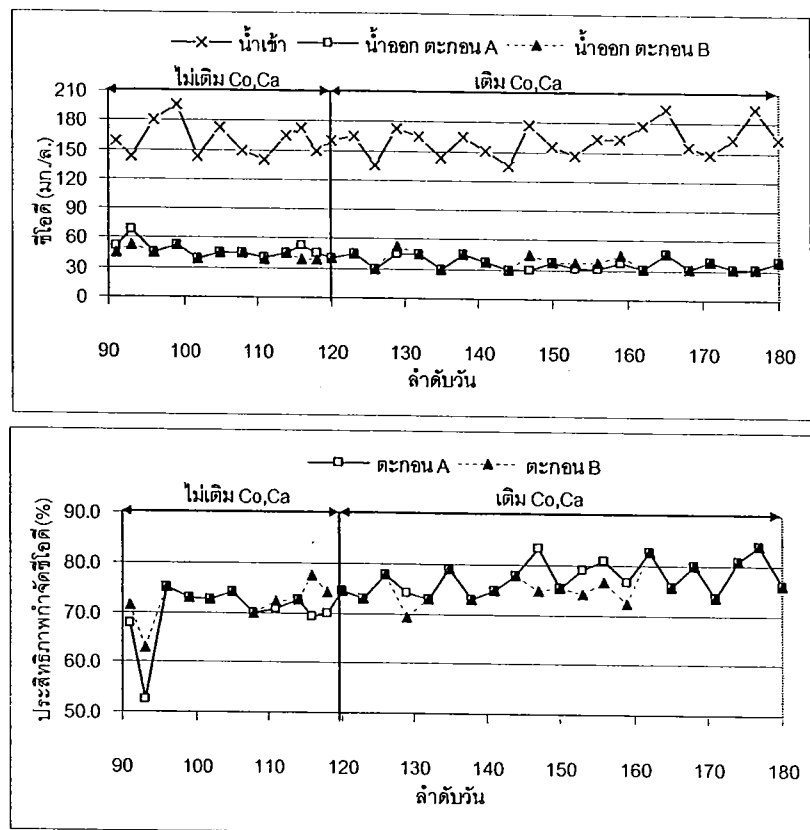
เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.18 พบว่าหลังจากเติม Co, Ca ในถังปฏิกรณ์แล้ว ค่าซีไอดีมีค่าลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพกำจัดซีไอดีลดลงด้วย เนื่องมาจากโคบอลต์ที่เติมลงไปถังปฏิกรณ์จะไปเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนให้สามารถใช้กรดไขมันระเหยได้มากขึ้น โดยค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 3 แสดงในรูปที่ 4.33

จากรูปที่ 4.18 พิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 2

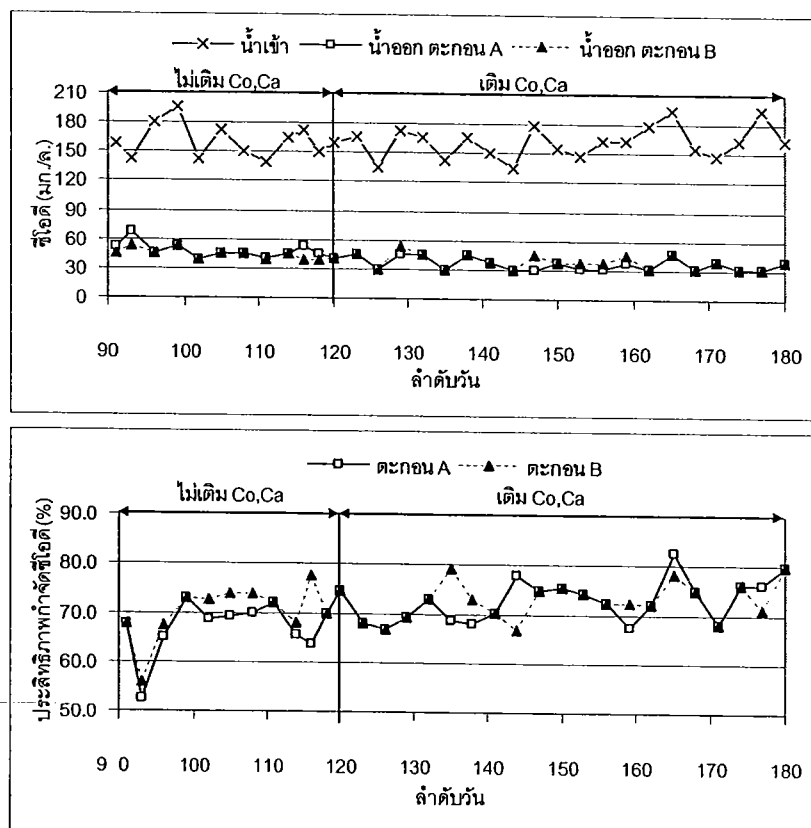
2) การกำจัดบีไอดี 5 วัน

ค่าบีไอดี 5 วันเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 92 มก./ล. น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีไอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 21 และ 24 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดีร้อยละ 76 และ 73 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าบีไอดี 5 วันเฉลี่ยเท่ากับ 22 และ 25 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดีร้อยละ 75 และ 72 ตามลำดับ โดยค่าบีไอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด บีไอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.34

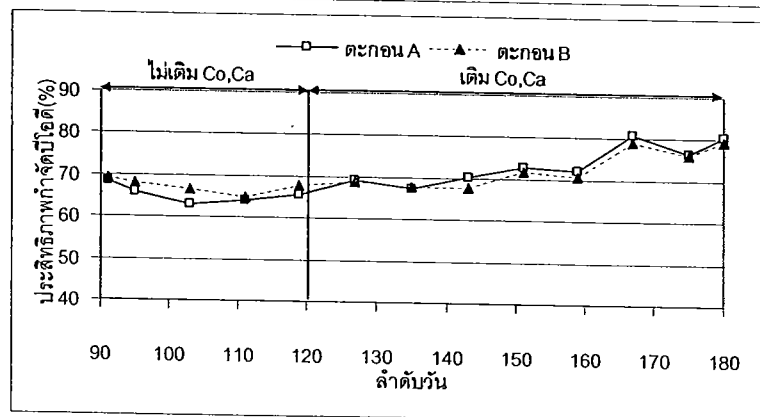
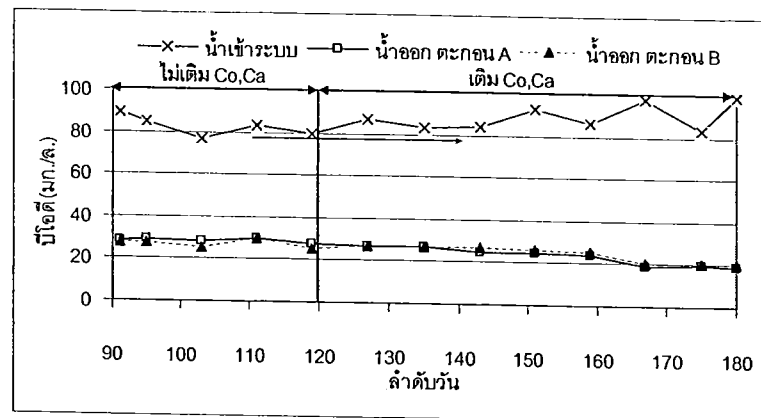


(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

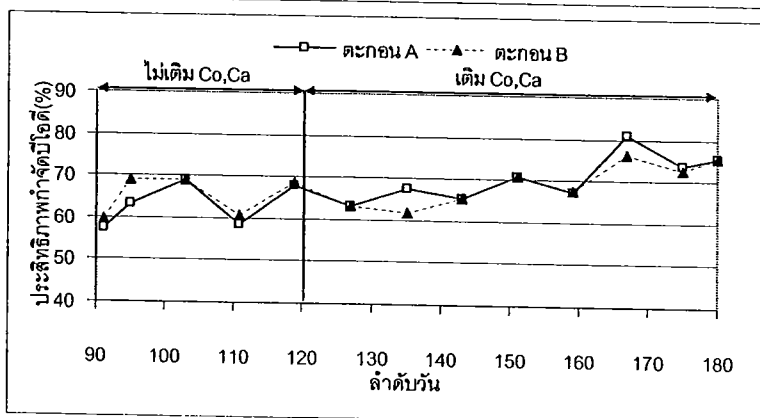
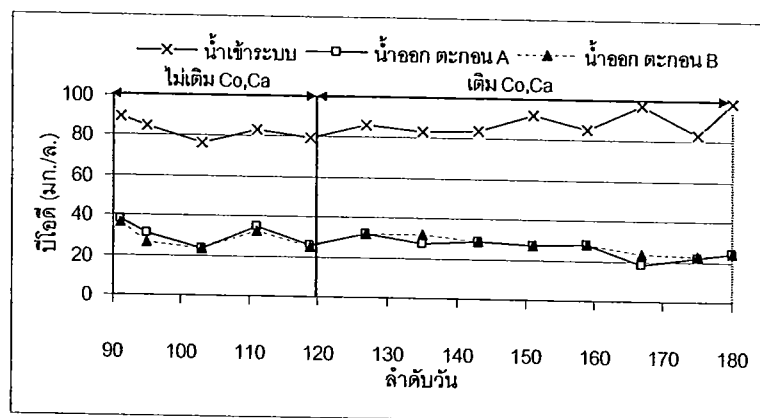


(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.33 ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2)



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.34 บีโอดี 5 วัน และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2)

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่า ค่าบีโอดี 5 วันมีค่าลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วันมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งผลการทดลองสอดคล้องกับผลของค่าซีโอดีที่ลดลงเช่นกัน

เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.34 เปรียบเทียบค่าบีโอดี 5 วันของน้ำออกและประสิทธิภาพการกำจัดระหว่างถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ A กับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงเป็นไปในทิศทางเดียวกันตลอดการทดลองที่ 2

3) การกำจัดของแข็งแขวนลอย

ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 60 มก./ล. น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 17 และ 23 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 71 และ 65 ตามลำดับ

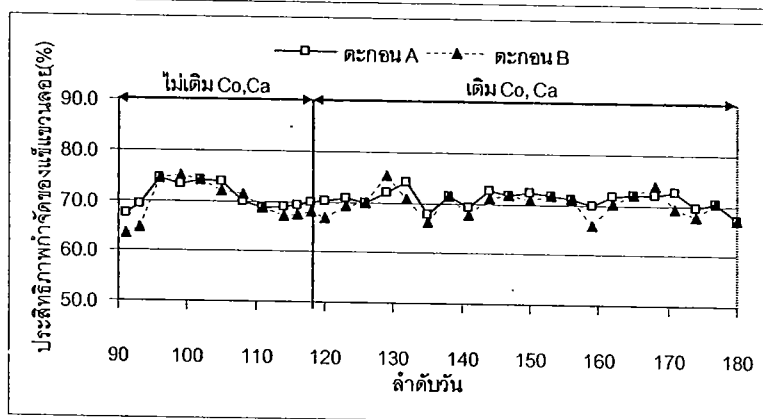
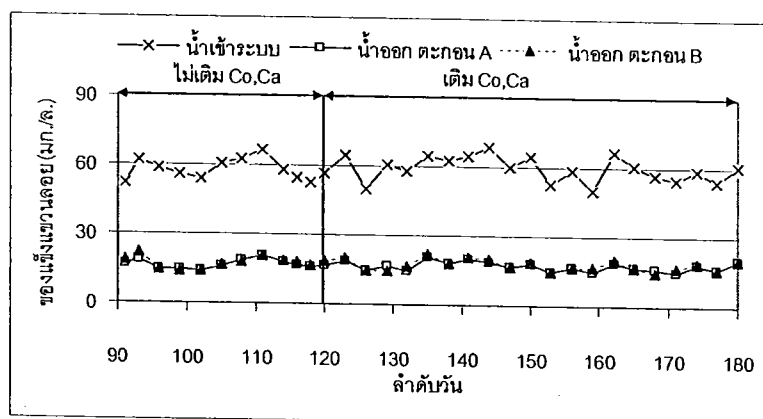
น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ย 18 และ 23 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 70 และ 64 ตามลำดับ โดยค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด เทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.35

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงเมื่อเทียบกับช่วงก่อนทำการเติมสาร Co,Ca เมื่อเปรียบเทียบกับปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอน จุลินทรีย์ A และ B พบว่ามีค่าใกล้เคียงกันรวมไปถึงแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลงตลอดการทดลองที่ 2

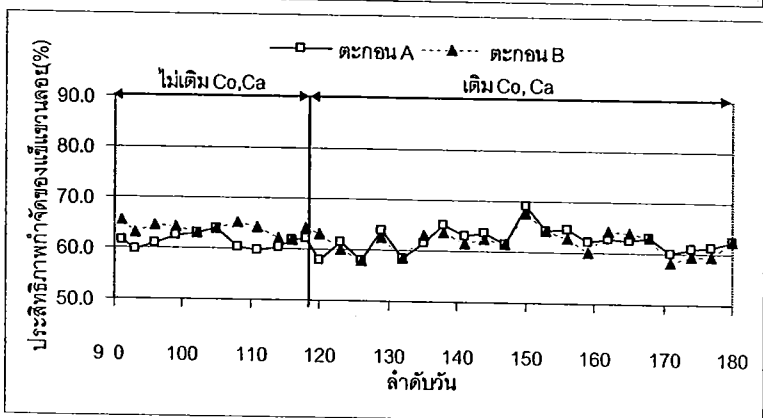
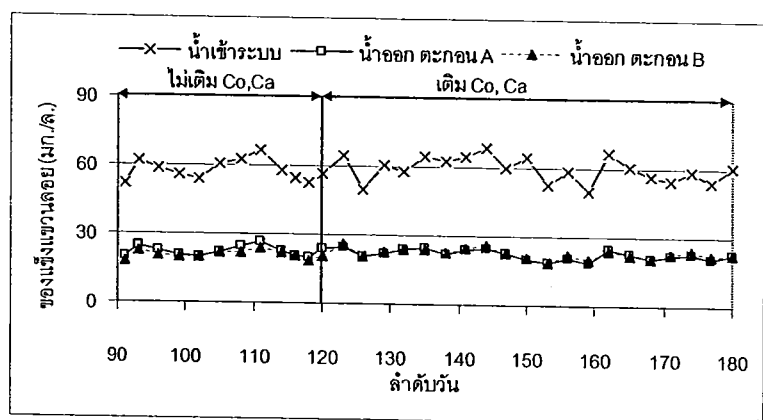
4) อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 35.3 และ 35.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ

ภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 35.3 และ 35.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ โดยค่าอุณหภูมิตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.36 จากรูปดังกล่าวพบหลังการเติม Co,Ca ค่าอุณหภูมิในถังทุกถังปฏิกรณ์ไม่มีการเปลี่ยนแปลงมากนัก ซึ่งมีค่าอุณหภูมิอยู่ในช่วงที่แบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถดำรงชีวิตได้เป็นอย่างดี

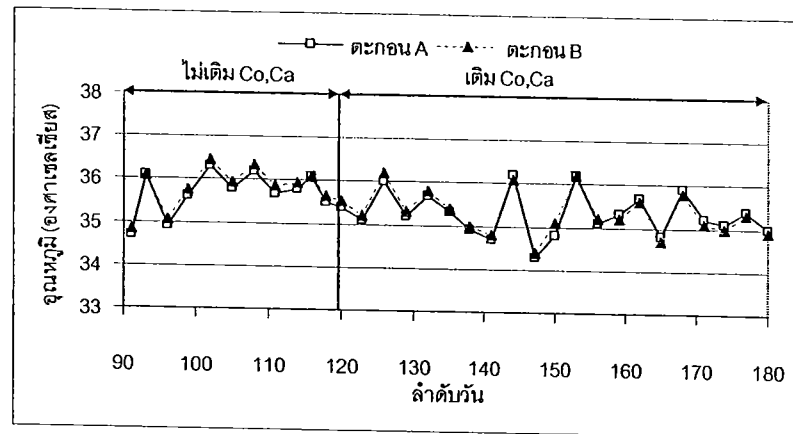


(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.

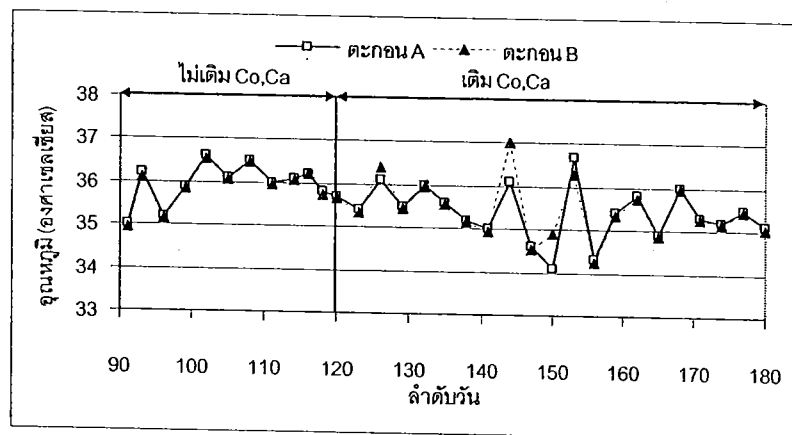


(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.35 ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัด (การทดลองที่ 2)



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

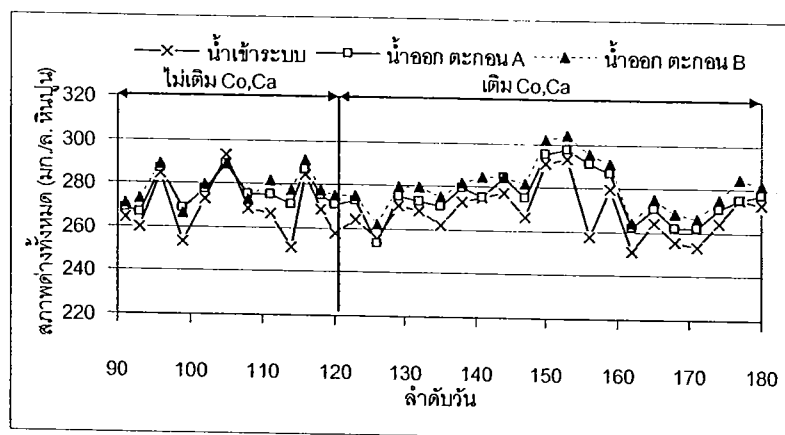
รูปที่ 4.36 อุณหภูมิ (การทดลองที่ 2)

5) สภาพต่างทั้งหมด

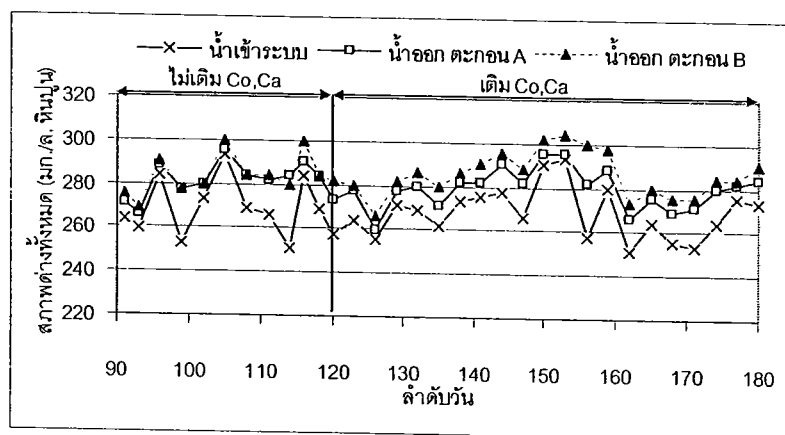
ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 269 มก./ล.หินปูน ตามลำดับน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 277 และ 281 มก./ล. หินปูน ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 282 และ 288 มก./ล.หินปูน ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าสภาพต่างทั้งหมดไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก โดยสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย เมื่อเทียบกับค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบ โดยถังที่มีความเร็วการไหลขึ้น 10 ม./ชม.จะมีสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกจากระบบมากกว่าน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. ซึ่งค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดที่ได้จากการทดลองมีค่าไม่ต่างกันมากนัก โดยสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.37



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

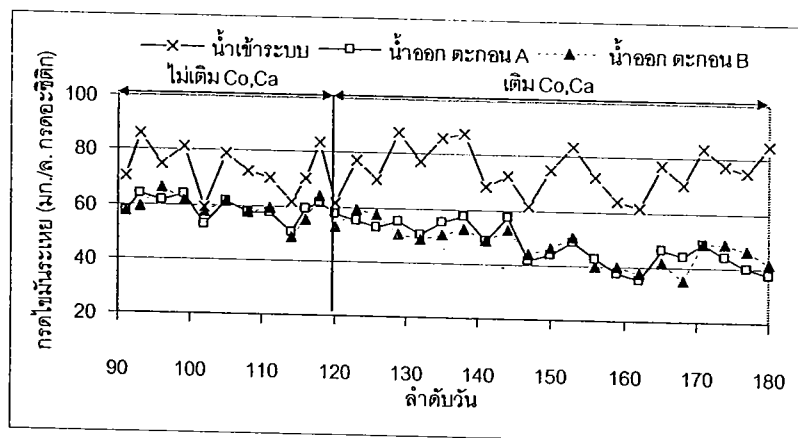
รูปที่ 4.37 ค่าสภาพต่างทั้งหมด (การทดลองที่ 2)

6) กรดไขมันระเหย

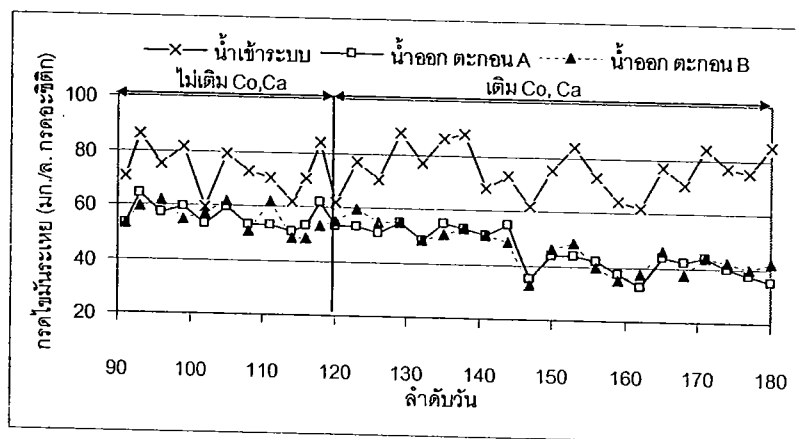
ค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 75 มก./ล.กรดอะซิติก น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 42 และ 40 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 43 และ 41 มก./ล. กรดอะซิติก ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่ากรดไขมันระเหยในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับสภาวะก่อนเติม Co,Ca เนื่องจากโคบอลต์ไปเพิ่มประสิทธิภาพแบคทีเรียประเภทผลิตมีเทนทำให้สามารถใช้กรดไขมันระเหยได้เพิ่มขึ้น ทำให้น้ำออกจากระบบมีค่ากรดไขมันระเหยลดลงไปด้วย โดยกรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 2 แสดงดังรูปที่ 4.38



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

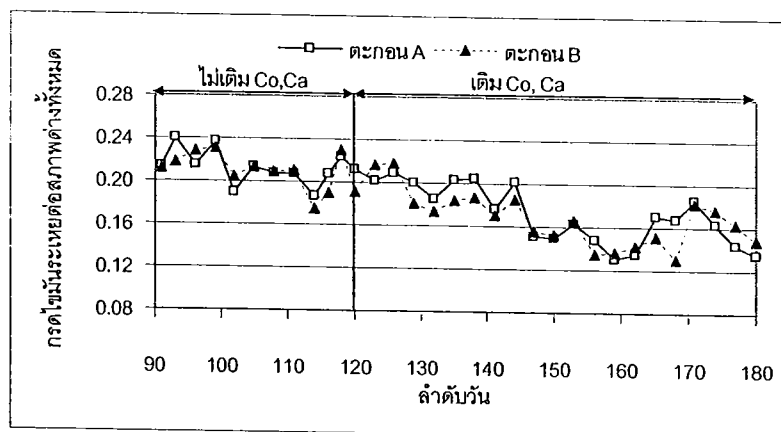
รูปที่ 4.38 กรดไขมันระเหย (การทดลองที่ 2)

7) กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

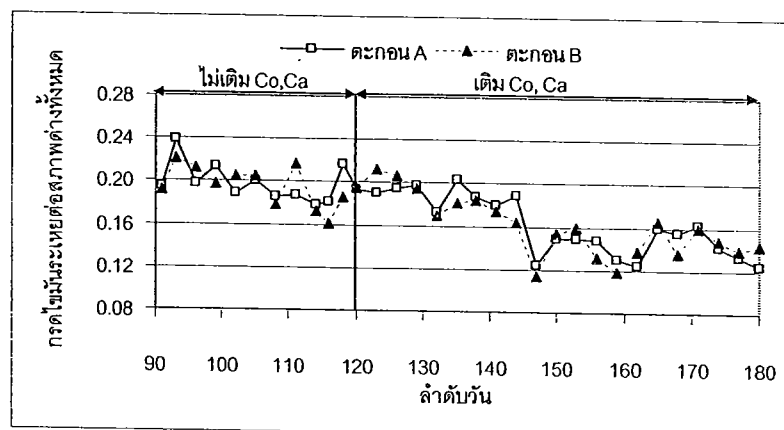
ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.15 และ 0.14 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 0.15 และ 0.14 ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co, Ca จะเห็นได้ว่าค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดมีค่าลดลง เนื่องจากกรดไขมันระเหยในน้ำออกมีค่าลดลง ส่วนค่าสภาพต่างทั้งหมดค่อนข้างคงที่ ซึ่งทุกถังปฏิกรณ์มีค่าต่ำกว่า 0.4 แสดงถึงระบบมีกำลังบำบัดที่เพียงพอ โดยค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 2 แสดงดังรูปที่ 4.39



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

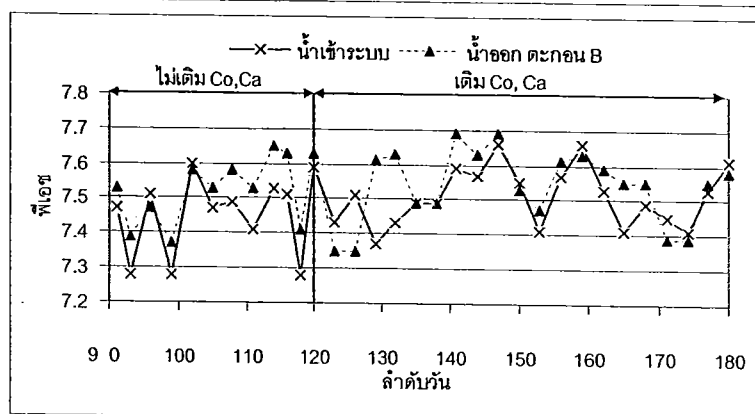
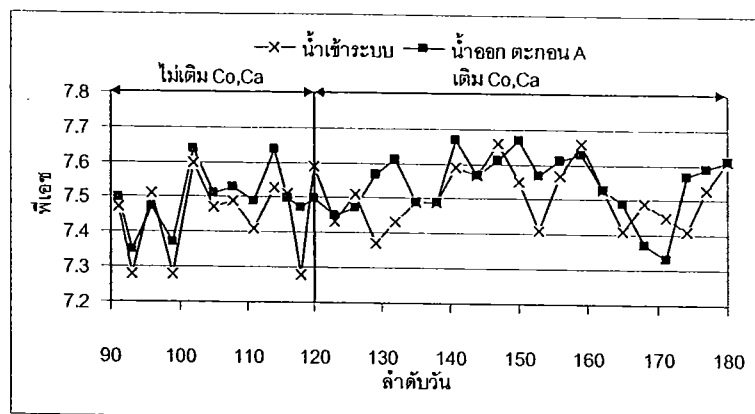
รูปที่ 4.39 กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด (การทดลองที่ 2)

8) พีเอช

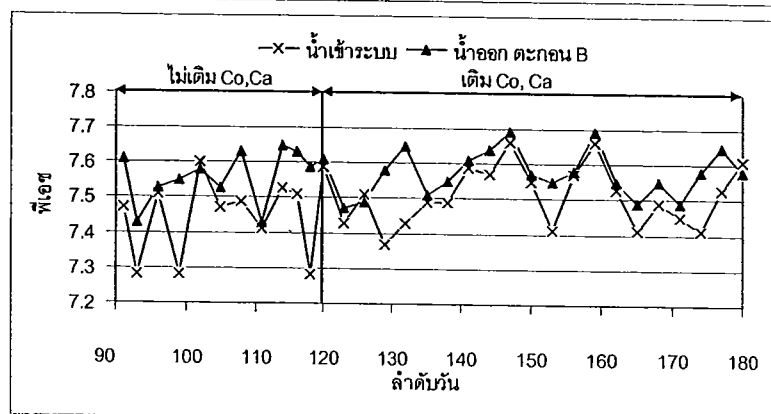
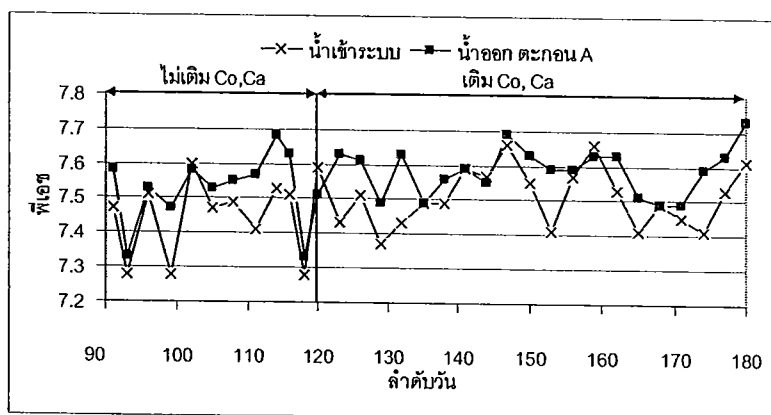
ค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 7.52 โดยน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.55 และ 7.60 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.54 และ 7.58 ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co, Ca พบว่าค่าพีเอชในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อเทียบกับค่าพีเอชก่อนเติม Co, Ca ทั้งนี้เพราะแบคทีเรียแบบไร้อากาศมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้ในปริมาณมากขึ้น ทำให้กรดไขมันระเหยในน้ำออกลดลงจะส่งผลให้พีเอชในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย โดยค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 2 แสดงในรูปที่ 4.40



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

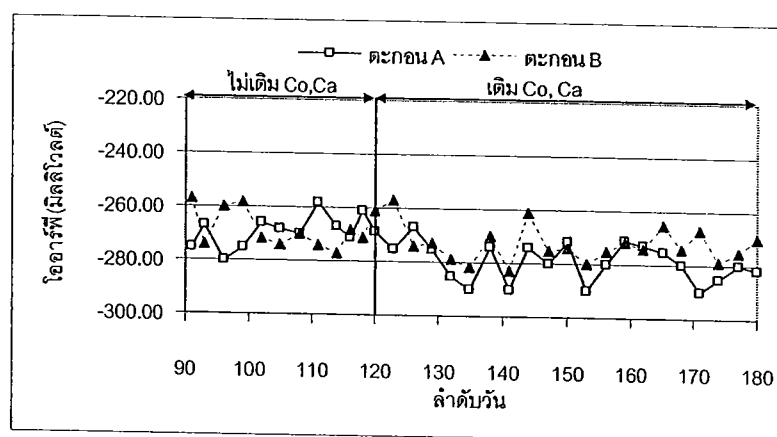
รูปที่ 4.40 พีเอช

9) ไออาร์พี

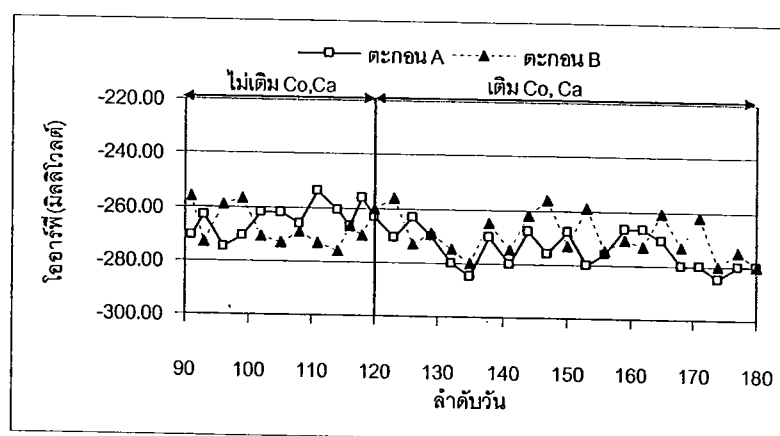
ค่าไออาร์พีเฉลี่ยของน้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -275 และ -270 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

น้ำภายในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าไออาร์พีเฉลี่ยเท่ากับ -273 และ -269 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co,Ca พบว่าค่าไออาร์พีในน้ำออกของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย โดยค่าไออาร์พีที่มีค่าเป็นลบมาก จะแสดงถึงความเหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศได้ดี โดยค่าเหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์ โดยค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 3 แสดงในรูปที่ 4.41



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

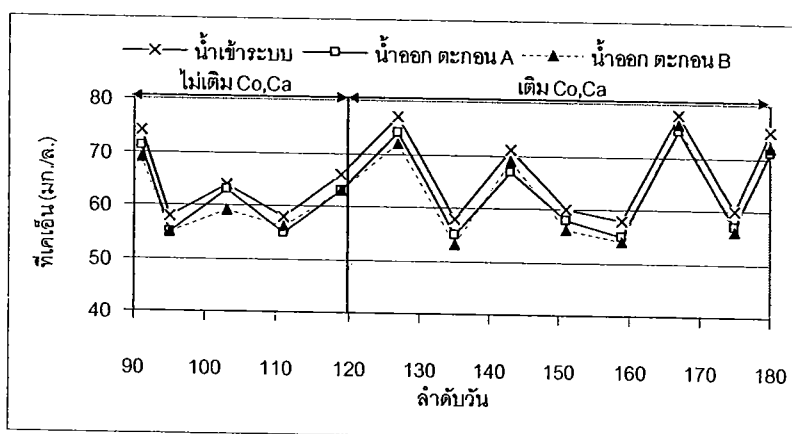
รูปที่ 4.41 ไออาร์พี (การทดลองที่ 2)

10) ที่เคเอ็น

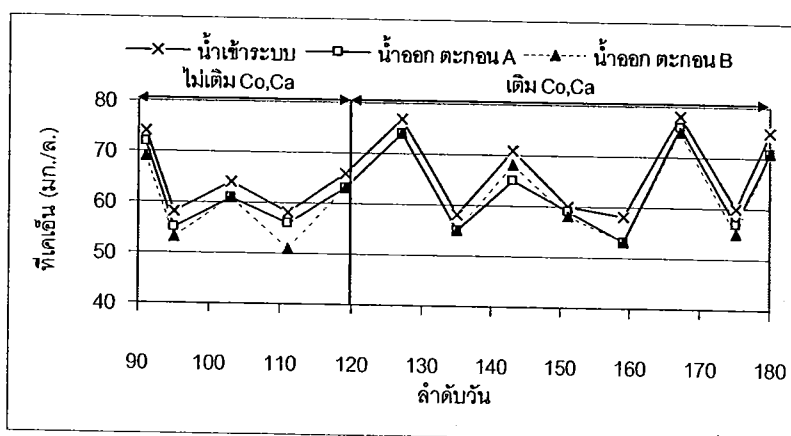
ค่าที่เคเอ็นเฉลี่ยของน้ำเสียในถังพักมีค่าเท่ากับ 67 มก./ล. ตามลำดับ น้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าที่เคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 64 และ 64 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็นร้อยละ 5 และ 5 ตามลำดับ

น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 และ 10 ม./ชม. มีค่าที่เคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 66 และ 65 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็นร้อยละ 5 และ 6 ตามลำดับ

จากผลการทดลองหลังเติม Co, Ca พบว่าระบบไม่สามารถกำจัดค่าที่เคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพเช่นเดียวกันกับระบบก่อนเติม Co, Ca ทำให้ค่าที่เคเอ็นของน้ำออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกับค่าที่เคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบซึ่งปริมาณที่เคเอ็นที่หายไป น่าจะเกิดจากเซลล์แบคทีเรียนำไปใช้ในการดำรงชีวิต ค่าที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 2 แสดงดังรูปที่ 4.42



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.42 ค่าที่เคเอ็น (การทดลองที่ 2)

ตารางที่ 4.9 ผลการทดลองการทดลองที่ 2 (ตะกอนชนิด A)

พารามิเตอร์	ก่อนเติม Co,Ca			หลังเติม Co,Ca		
	น้ำเข้า	น้ำออก		น้ำเข้า	น้ำออก	
		ถังปฏิกรณ์ที่			ถังปฏิกรณ์ที่	
		1	2		1	2
		ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)			ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	
		5	10		5	10
ซีโอดี (มก./ล.) n = 12	161	48	52	162	35	42
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 12	-	70	68	-	79	74
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	83.0	28	30	92	21	24
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5	-	65	63	-	76	73
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 12	58	17	23	60	17	21
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 5	-	71	61	-	71	65
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 12	268	276	281	269	277	281
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 12	73	59	56	75	42	40
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 12	0.27	0.21	0.20	0.28	0.15	0.14
พีเอช n = 12	7.45	7.50	7.52	7.52	7.55	7.60
อุณหภูมิ * n = 12	-	35.7	35.9	-	35.3	35.4
ไออาร์พี * n = 12	-	-269	-264	-	- 275	- 270
ทีเคเอ็น n = 5	64	61	61	66	63	63
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	-	-	-	-	-	-

*พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4.10 ผลการทดลองการทดลองที่ 2 (ตะกอนชนิด B)

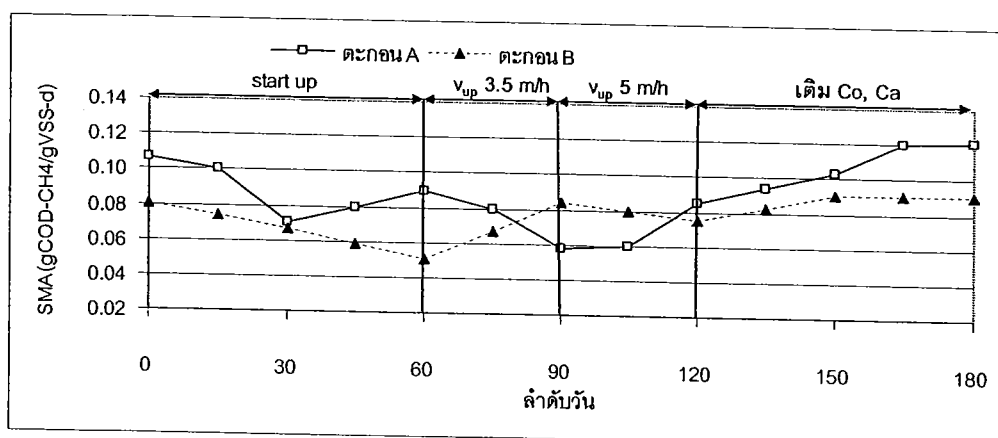
พารามิเตอร์	ก่อนเติม Co,Ca			หลังเติม Co,Ca		
	น้ำเข้า	น้ำออก		น้ำเข้า	น้ำออก	
		ถังปฏิกรณ์ที่			ถังปฏิกรณ์ที่	
		3	4		3	4
		ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)			ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	
	5	10		5	10	
ซีโอดี (มก./ล.) n = 12	161	44	47	162	38	43
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ) n = 12		73	71	-	77	74
บีโอดี (มก./ล.) n = 5	83	27	29	92	22	25
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (ร้อยละ) n = 5		67	65	-	75	72
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 12	58	18	21	60	18	22
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง (ร้อยละ) n = 12	-	69	64	-	70	64
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 12	268	279	284	269	282	288
กรดไขมันระเหย (มก./ล. กรดอะซิติก) n = 12	73	58	55	75	43	41
กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง n = 12	0.27	0.21	0.20	0.28	0.15	0.14
พีเอช n = 12	7.45	7.53	7.56	7.52	7.54	7.58
อุณหภูมิ* n = 12	-	35.8	35.9	-	35.3	35.4
ไออาร์พี* n = 12	-	- 268	- 267	-	- 273	- 269
ทีเคเอ็น n = 5	64	60	59	66	63	62
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	-	-	-	-	-	-

*พารามิเตอร์ที่วัดจากน้ำในถังปฏิกรณ์

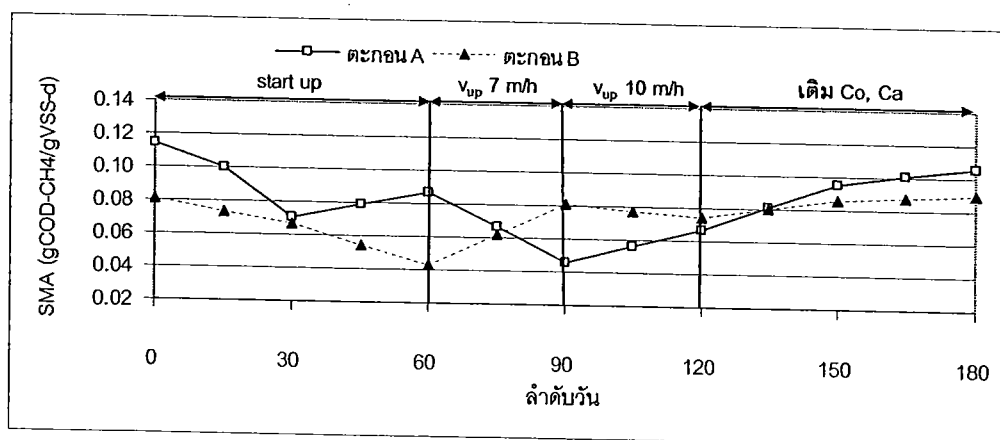
11) ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์ (Specific methanogenic activity, SMA)

ในการทดลอง ได้มีการนำเอาตะกอนจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์มาหาค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA) ตามระยะเวลาที่กำหนด และตามรายละเอียดที่กล่าวไว้ในภาคผนวก ซึ่งได้ผลการทดลองค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) ตลอดการทดลองตั้งแต่ช่วงเริ่มต้นระบบจนถึงสิ้นสุดการทดลอง ได้แสดงดังรูปที่ 4.28

จากรูปดังกล่าว พบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA) ของตะกอนจุลินทรีย์ทั้งชนิด A และ B มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเม็ดตะกอน (SMA) ของตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นระบบ ทั้งนี้เป็นเพราะว่าตะกอนจุลินทรีย์ทั้งชนิด A และ B ในถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วงปรับตัวให้คุ้นเคยกับน้ำเสียที่นำมาบำบัด เนื่องจากเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีต่ำ และย่อยสลายได้ง่ายทำให้เม็ดตะกอน



(ก) ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.



(ข) ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.

รูปที่ 4.43 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) (ช่วงเริ่มต้นระบบถึงสิ้นสุดการทดลอง)

ในถึงปฏิกรณ์ปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวได้ไม่นานนัก โดยใช้เวลาปรับตัวประมาณ 30 วัน หลังจากทำการเริ่มต้นระบบทั้งในตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A และ B หลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์ (SMA) จะค่อนข้างคงที่จนถึงลดลงเล็กน้อย แสดงถึงเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวให้สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาวะที่สารอาหารจากน้ำเสียมีน้อยได้ จากนั้นจึงทำการเติม Co,Ca ในทุกๆ ถึงปฏิกรณ์ ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) เปรียบเทียบระหว่างก่อนและหลังเติม Co,Ca แสดงดังตารางที่ 4.8

เมื่อพิจารณาจากตารางที่ 4.8 และรูปที่ 4.28 พบว่าภายหลังการเติม Co,Ca ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) มีค่าเพิ่มขึ้นในทุกถึงปฏิกรณ์โดยในถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด A มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัดเจนมากกว่า ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนชนิด B ซึ่งผลดังกล่าวสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และบีโอดีที่เพิ่มขึ้นเช่นกัน สาเหตุที่ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) เพิ่มขึ้นเนื่องมาจากโคบอลต์ที่เติมเข้าไป จะไปเพิ่มประสิทธิภาพแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนให้สามารถเปลี่ยนกรดไขมันระเหยให้เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และ มีเทนได้มากขึ้น

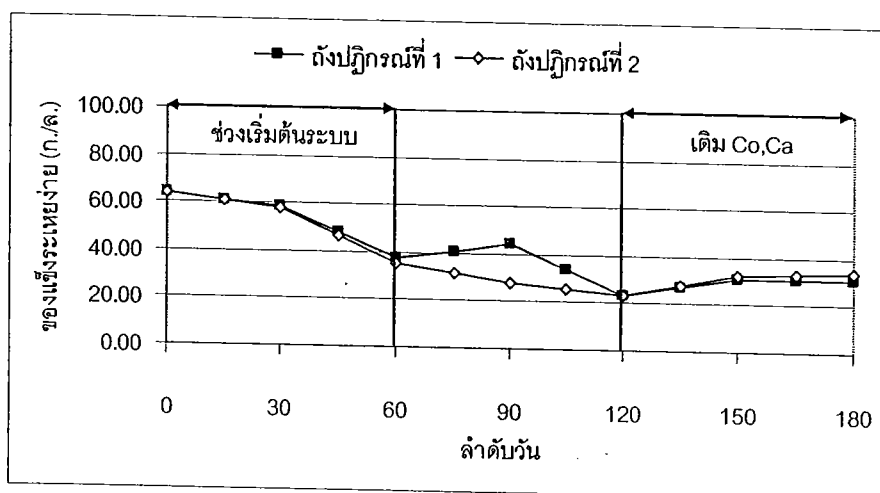
ตารางที่ 4.11 ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) ก่อนและหลังเติมโคบอลต์และแคลเซียม

ถึงปฏิกรณ์ที่	ชนิดตะกอน	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของตะกอนจุลินทรีย์ (SMA) (gCOD-CH ₄ /gVSS.d)	
			ก่อนเติมโคบอลต์และแคลเซียม	หลังเติมโคบอลต์และแคลเซียม
1	A	5	0.070	0.11
2	A	10	0.065	0.10
3	B	5	0.080	0.09
4	B	10	0.075	0.09

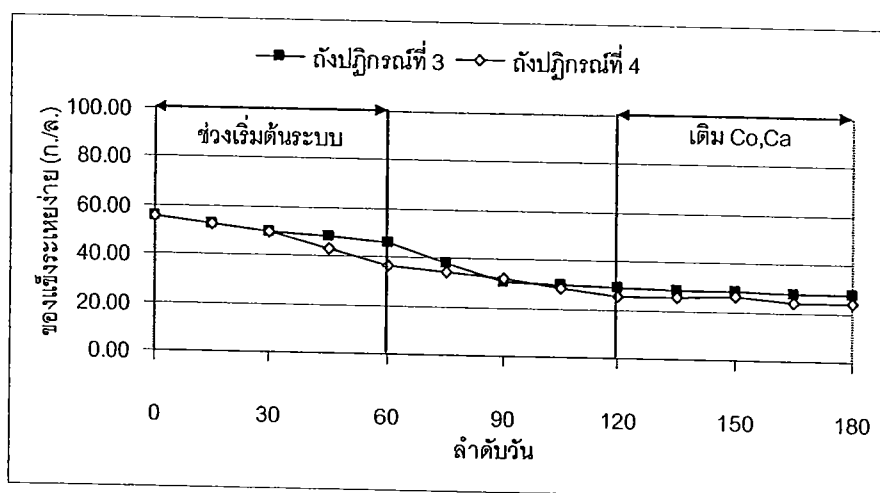
จากตารางที่ 4.11 พิจารณาตะกอนชนิด A ในถึงปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5 และ 10 ม./ชม. หลังการเติม Co, Ca สังเกตได้ว่าค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) ของถึงปฏิกรณ์ทั้ง 2 ถึงมีค่าไม่ต่างกัน แสดงให้เห็นว่าความเร็วไหลขึ้นไม่มีผลต่อค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทนของเมื่อดตะกอน (SMA) ที่เพิ่มขึ้นจากการเติม Co,Ca และในตะกอนชนิด A และ B มีผลการทดลองที่สอดคล้อง และมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกัน

12) ของแข็งแขวนลอยระเหย

ข้อมูลความหนาแน่นของจุลชีพในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งวัดในรูปของของแข็งแขวนลอยระเหยซึ่งแสดงดังรูปที่ 4.44



ก) ตะกอนชนิด A



ข) ตะกอนชนิด B

รูปที่ 4.44 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (ช่วงเริ่มต้นระบบถึงสิ้นสุดการทดลอง)

จากรูปดังกล่าวพบว่าในทุกๆถึงปฏิกรณ์มีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงที่คล้ายกัน โดยในช่วงวันที่ 1-60 ค่าของแข็งแขวนลอยระเหยมีค่าลดลงค่อนข้างมากเนื่องจากอยู่ในช่วงระบบกำลังปรับตัวให้เข้ากับสภาวะคงตัว เนื่องจากน้ำเสียที่นำมาบำบัดเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำคือมีสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ใช้ในการดำรงชีวิต และสร้างเซลล์ต่ำ ดังนั้นในระยะนี้จะเป็นระยะคัดพันธุ์จุลินทรีย์ โดยจุลินทรีย์ที่มีความแข็งแรง และปรับตัวให้อยู่ได้ในสภาพสารอาหารต่ำก็จะสามารถดำรงชีวิตต่อไปได้ โดยเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว (ช่วงวันที่ 30-120) ค่าของแข็ง

แขวนลอยระยะเหยจะมีค่าค่อนข้างคงที่ ตลอดการทดลอง แม้ว่าจะมีการแปรผันความเร็วไหลขึ้นก็ตาม และเมื่อพิจารณาช่วงวันที่ 120-180 หลังทำการเติมสารอาหาร (โคบอลต์ แคลเซียม) พบว่าค่าของแข็งแขวนลอยระยะเหยยังคงมีค่าคงที่จนถึงมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อย ซึ่งสารที่เติมเข้าไปน่าจะเป็นปัจจัยทำให้เกิดผลดังกล่าว

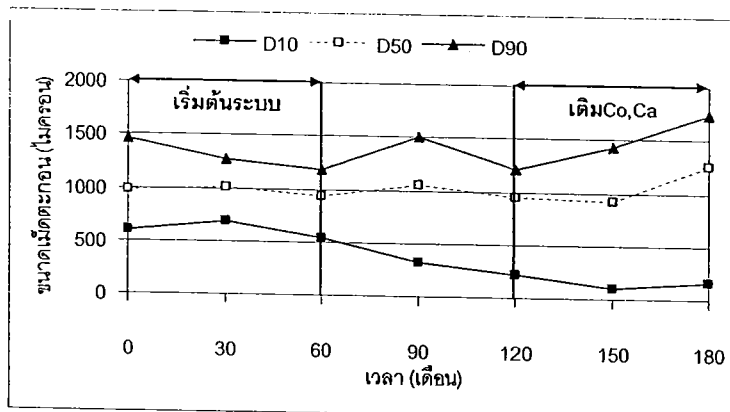
13) การเปลี่ยนแปลงขนาดของเม็ดตะกอน

งานวิจัยนี้ ได้ทำการทดลองเปลี่ยนความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 3.5 – 10 ม./ชม. ในช่วงวันที่ 1 ถึง 120 หลังจากนั้นในช่วงวันที่ 121-180 ของการทดลอง ได้ทำการเดินระบบที่ความเร็วคงที่เท่ากับ 5ม./ชม. ในถังปฏิกรณ์ที่ 1และ3 และความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.ในถังปฏิกรณ์ที่ 2 และ4 ทำการเติมสาร Co,Ca ลงในทุกถังปฏิกรณ์ เพื่อศึกษาผลการเติมแคลเซียมต่อขนาดเม็ดตะกอน โดยที่เม็ดตะกอนเริ่มต้นระบบ (ตะกอนชนิด A และชนิด B) มีขนาดประมาณ 0.5 – 3 มม. จนกระทั่งสิ้นสุดการทดลองพบว่าเม็ดสลัดจ์บางส่วนที่สุกก่อนเป็นสลัดจ์แบบฟลอคที่ส่วนบนของชั้นสลัดจ์ ซึ่งสลัดจ์แบบฟลอคเหล่านี้มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดีพอสมควร เนื่องเม็ดสลัดจ์และฟลอคมีขนาดและปริมาณแตกต่างกัน ดังนั้นการวัดขนาดของเม็ดสลัดจ์จึงได้วิเคราะห์ในรูปแบบของการกระจายขนาด โดยผู้วิจัยได้วัดการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยเครื่อง Particle Size Analyzer ยี่ห้อ Malvern โดยใช้โปรแกรม Masterizer 2000 ในการวิเคราะห์การวัดขนาดอาศัยหลักการวัดพื้นที่ผิวและปริมาตรของเม็ดสลัดจ์ ด้วยระบบเซ็นเซอร์ที่ส่งแสงมากระทบกับอนุภาคขณะที่เม็ดสลัดจ์ถูกสูบลอยผ่านเลนส์ อนุภาคที่มีรูปร่างกลมหรือใกล้เคียงเช่นเม็ดสลัดจ์จะถูกวัดเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับความเป็นจริง ขณะที่อนุภาคที่เป็นฟลอคซึ่งมีรูปร่างที่หลากหลายจะถูกตั้งสมมุติฐานว่ามีรูปทรงกลมและคำนวณกลับเป็นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพื่อเป็นค่าตัวแทนของขนาดฟลอค การเปรียบเทียบการกระจายของขนาดเม็ดสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์ตามระยะเวลาการทดลองแสดงในภาคผนวก

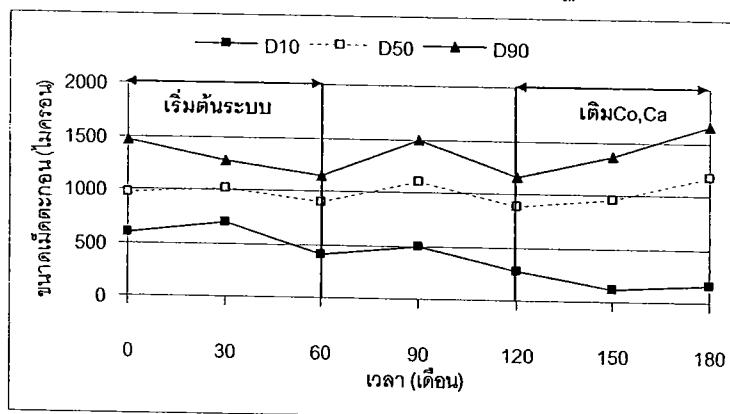
เนื่องจากข้อมูลของขนาดเม็ดตะกอนเป็นการกระจายตามขนาดต่างๆ ดังนั้นในการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงของขนาดเม็ดตะกอนจึงได้เลือกค่า D10,D50 และ D90 ซึ่งเป็นขนาดของเม็ดตะกอนที่ปริมาณร้อยละ10,50 และ90 ของเม็ดตะกอนทั้งหมด โดยหากการเปลี่ยนแปลงของค่า Dที่เปอร์เซ็นต์ใด ๆ ลดลงแสดงว่ามีเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่าในปริมาณสูงขึ้น (เม็ดขนาดใหญ่มีการแตกตัว) การเปลี่ยนแปลงของ D10,D50 และ D90 ของเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์แต่ละถังแสดงในรูปที่ 4.45 ถึง 4.48

ถังปฏิกรณ์ที่ 1(ตะกอนชนิด A) จากรูปที่ 4.45 พบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบจนถึงเดือนที่ 2 ของการทดลอง ค่าDทุก ๆเปอร์เซ็นต์มีขนาดลดลง โดยเฉพาะใน D90 มีค่าลดลงอย่างชัดเจนแม้

ภายในถึงปฏิกรณ์จะมีค่าความเร็วไหลขึ้นต่ำมาก ทั้งนี้คาดว่าอาจเกิดจากการปรับตัวของเม็ดตะกอนในช่วง



รูปที่ 4.45 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอนชนิด A)

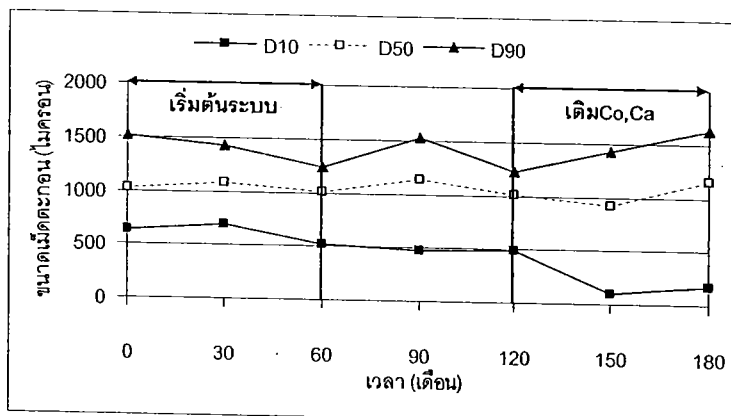


รูปที่ 4.46 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอนชนิด A)

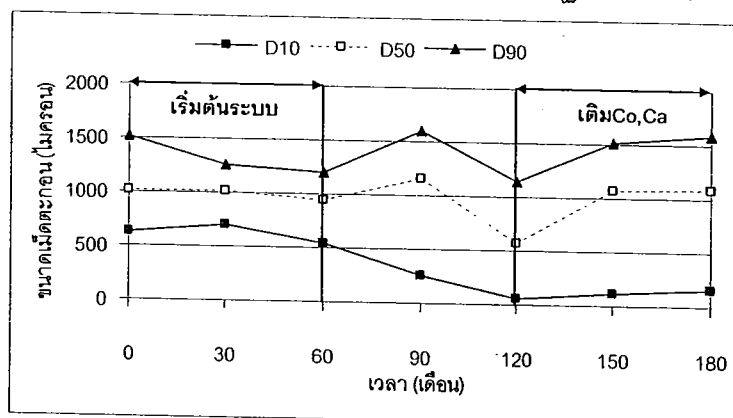
เริ่มต้นระบบเพื่อให้เข้ากับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ และการเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในช่วงเริ่มต้นระบบ จึงเกิดการหลุดของเซลล์จากเม็ดตะกอน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 พบว่าค่า D50 และ D90 มีค่าใกล้เคียงกับเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบแต่ใน D10 มีค่าลดลงเล็กน้อย และที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5 ม./ชม. ค่า D ในทุกเปอร์เซ็นต์มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. ซึ่งความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้นนี้ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์มีค่าเล็กลง จากนั้นได้ทำการเติม Co, Ca ลงในถึงปฏิกรณ์ พบว่าค่า D10 มีค่าลดลง แต่ค่า D50 และ D90 มีค่ามากขึ้นเมื่อเทียบกับก่อนเติม Co, Ca อย่างชัดเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่า D50 และ D90 ของเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบพบว่ามีความมากขึ้นเช่นกัน ซึ่งกล่าวได้ว่าเม็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นเมื่อมีการเติมสารแคลเซียม

พิจารณาเปรียบเทียบรูปที่ 4.45 และ 4.46 พบว่าลักษณะการเปลี่ยนแปลงของกราฟเป็นไปในทิศทางเดียวกัน แต่ค่า D50 และ D90 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 2 มีค่าต่ำกว่าค่า D50 และ D90 ใน

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 เล็กน้อยจึงกล่าวได้ว่าการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์ที่ 2 มีลักษณะแนวโน้มเดียวกันกับเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และมีขนาดเล็กกว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง



รูปที่ 4.47 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอนชนิด B)



รูปที่ 4.48 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ถึงปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอนชนิด B)

ถึงปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอนชนิด B) จากรูปที่ 4.47 พบว่าในช่วงเริ่มต้นระบบจนถึงเดือนที่ 2 ของการทดลอง ค่า D ทุก ๆ เปอร์เซ็นต์มีขนาดลดลง โดยเฉพาะใน D90 มีค่าลดลงอย่างชัดเจนแม้ภายในถึงปฏิกรณ์จะมีค่าความเร็วไหลขึ้นต่ำมาก ทั้งนี้คาดว่าอาจเกิดจากการปรับตัวของเม็ดตะกอนในช่วงเริ่มต้นระบบเพื่อให้เข้ากับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ และการเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในช่วงเริ่มต้นระบบจึงเกิดการหลุดของเซลล์จากเม็ดตะกอน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวที่ความเร็วไหลขึ้น 7 พบว่าค่า D50 และ D90 มีค่าใกล้เคียงกับเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบแต่ใน D10 มีค่าลดลงเล็กน้อย และที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 10 ม./ชม. ค่า D ในทุกเปอร์เซ็นต์มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. ซึ่งความเร็วไหลขึ้นที่มากขึ้นนี้ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนในถึงปฏิกรณ์มีค่าเล็กลง จากนั้นได้ทำการเติม Co, Ca ลงในถึงปฏิกรณ์ พบว่าค่า D10 มีค่าค่อนข้างคงที่ แต่ค่า D50 และ D90 มีค่ามากขึ้นเมื่อเทียบกับก่อนเติม Co, Ca อย่างชัดเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับค่า D50 และ D90 ของเม็ดตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบพบว่ามีค่ามากขึ้นเช่นกัน

พิจารณาเปรียบเทียบรูปที่ 4.47 และ 4.48 พบว่าลักษณะการเปลี่ยนแปลงของกราฟเป็นไปในทิศทางเดียวกัน แต่ค่า D50 และ D90 ในถังปฏิกรณ์ที่ 4 มีค่าต่ำกว่าค่า D50 และ D90 ในถังปฏิกรณ์ที่ 3 เล็กน้อย จึงกล่าวได้ว่าการเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ที่ 3 มีลักษณะแนวโน้มเดียวกันกับเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ที่ 4 และมีขนาดเล็กกว่าเม็ดตะกอนในถังปฏิกรณ์ที่ 3 เมื่อสิ้นสุดการทดลอง

14) ปริมาณก๊าซชีวภาพ

ตลอดระยะเวลาการทดลองไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพได้ ซึ่งอาจมีสาเหตุมาจากการที่แหล่งคาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าน้อยมากการย่อยสลายชีโอดีที่ต่ำมาก จะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ปริมาณน้อยเช่นกัน รวมทั้งก๊าซชีวภาพสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบได้ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพได้ในปริมาณที่อ่านค่าได้ โดยการคำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพทางทฤษฎีจะแสดงไว้ในหัวข้อ 4.5

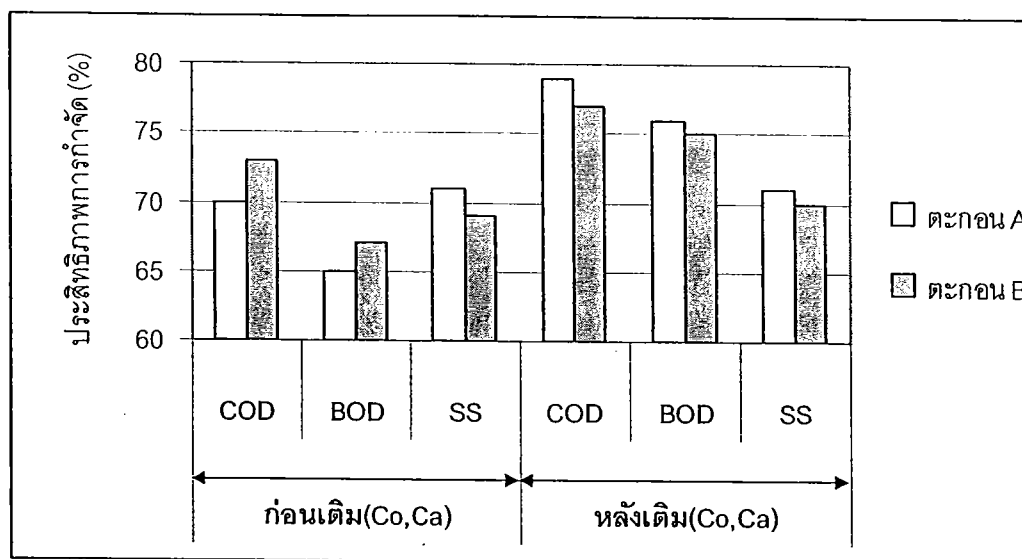
4.4.2 วิจารณ์ผลการเติมโคบอลต์ และแคลเซียมที่มีต่อระบบอีจีเอสบี

4.4.2.1 วิจารณ์ผลการเติมโคบอลต์และแคลเซียมที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ

งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาถึงผลการเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม ที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบหรือไม่ ซึ่งผลที่ได้จากการทดลองนั้นสามารถสรุปได้ว่า การเติมโคบอลต์ แคลเซียม มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ซึ่งสามารถแบ่งประสิทธิภาพของระบบออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลาย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง โดยที่สารละลายได้แก่ ชีโอดี และบีโอดี 5 วัน เป็นต้น ส่วนของแข็ง คือ ของแข็งแขวนลอย ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี บีโอดี 5 วัน และของแข็งแขวนลอยแสดงดังตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.49

ตารางที่ 4.12 ผลของการเติมสารอาหารต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

ชนิดตะกอน	ความเร็วไหลขึ้น	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)					
		ก่อนเติมโคบอลต์ และ แคลเซียม			หลังเติมโคบอลต์ และ แคลเซียม		
		ชีโอดี	บีโอดี 5 วัน	ของแข็งแขวนลอย	ชีโอดี	บีโอดี 5 วัน	ของแข็งแขวนลอย
A	5	70	65	71	79	76	71
	10	68	63	61	74	73	65
B	5	73	67	69	77	75	70
	10	71	65	64	74	72	64



รูปที่ 4.49 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบบิโอสปีก่อน-หลังเติมสารอาหาร
(ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.)

จากรูปที่ 4.49 จะเห็นได้ว่าหลังทำการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ทำให้ประสิทธิภาพของระบบดีขึ้นโดยสามารถวิเคราะห์ตามพารามิเตอร์ ดังนี้

1) ซีโอดีและบีโอดี 5 วัน การเติมสารโคบอลต์และแคลเซียมมีผลต่อซีโอดีและบีโอดี 5 วัน ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลาย เนื่องจากโคบอลต์จะไปกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนให้สามารถทำงานได้ดียิ่งขึ้น โดยแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนสามารถนำกรดไขมันระเหยไปใช้ได้มากขึ้นส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและบีโอดี 5 วันลดลง

นิเกิลและโคบอลต์เป็นส่วนสำคัญของโคเอ็นไซม์ และกลุ่มพรีอสทีติก (prosthetic) ของเอ็นไซม์สำคัญของจุลินทรีย์สร้างมีเทนและจุลินทรีย์สร้างอะซีติก เช่น F420 ในไฮโดรจิเนส F430 ในเมธิลทรานเฟอร์เรส และวิตามินบี 12 เป็นต้น ดังนั้นหากขาดนิเกิลและโคบอลต์ ในสารอาหารของจุลินทรีย์สร้างมีเทนจะไม่สามารถเจริญเติบโตและดำรงชีวิตอยู่ได้ ซึ่งหากปริมาณทั้งสองชนิดมีน้อยเกินไป ก็จะทำให้ปริมาณของโลหะทั้งสองชนิดกลายเป็นปัจจัยจำกัดการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สร้างมีเทน และหากโลหะทั้งสองมีในปริมาณที่พอเหมาะ ก็จะช่วยกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทน (ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์, 2539)

ความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (Specific Methanogenic Activity, SMA) มีค่าเพิ่มขึ้นหลังมีการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม เนื่องจากแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนในเม็دتะกอนได้รับการกระตุ้นการทำงานจากโคบอลต์ (ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์, 2539) ที่เติมลงไป ในถึงปฏิกรณ์ซึ่งค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) ที่เพิ่มขึ้นนี้สอดคล้องกับการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เช่นกัน โดยค่าความสามารถจำเพาะในการสร้าง

มีเทน (SMA) จะเป็นพารามิเตอร์กำหนดประสิทธิภาพสูงสุดของระบบ อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณา ค่าการเพิ่มขึ้นของค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) และประสิทธิภาพการกำจัด สารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นหลังเติมสารอาหารในระบบ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์มีค่า เพิ่มขึ้นน้อย (6-12%) เมื่อเทียบกับ ค่าความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน(SMA) ที่เพิ่มขึ้น (13-57%) หลังเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม เป็นเวลา 60 วัน อธิบายได้ว่าเนื่องจากน้ำที่บำบัด เป็นน้ำเสียชุมชนที่มีซีไอดีต่ำ (ประมาณ 160 มก./ล.) จึงทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์มี ค่าเพิ่มขึ้นไม่ชัดเจน เมื่อเปรียบเทียบกับความสามารถจำเพาะในการสร้างมีเทน (SMA) ที่วัด ปริมาณมีเทนในสภาวะที่น้ำเสียหรือค่าซีไอดีละลายสูง (ประมาณ 2,500 มก./ล.)

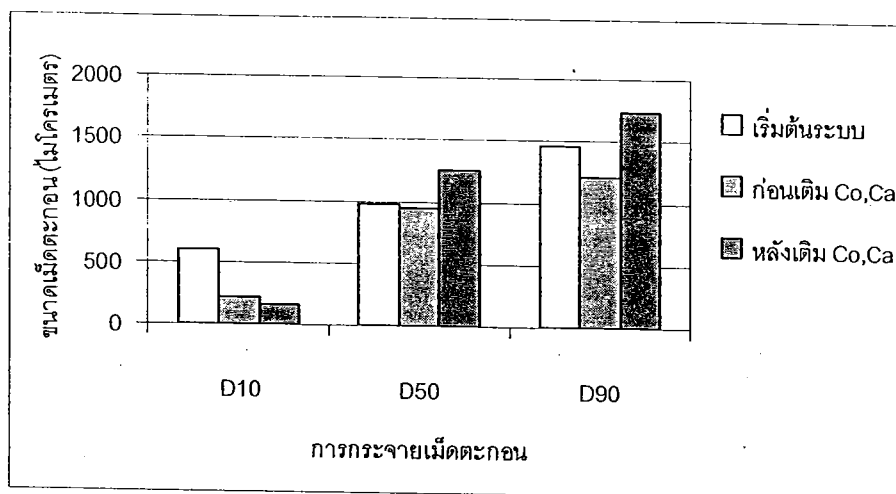
การเติมโคบอลต์ช่วยกระตุ้นการทำงานของระบบอีจีเอสบี โดยอาจดูได้จากสีของชั้น ตะกอน สังเกตจากช่วงก่อนเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ชั้นตะกอนนอน (Sludge bed) มีสี น้ำตาลปนเม็ดสีขาวซึ่งจะมีมากบริเวณก้นถัง และพบว่ายิ่งทดลองเป็นเวลานานมากขึ้นปริมาณ เม็ดสีขาวจะเพิ่มมากขึ้น ซึ่งจะเพิ่มและขยายไปตามความสูงของทุก ๆ ถังปฏิกรณ์(ทั้งตะกอน A และ B) แต่หลังจากมีการเติมสารอาหารพบว่าสีของชั้นตะกอนเริ่มมีสีคล้ำขึ้นอย่างเห็นได้ชัด ใน ทุก ๆ ถังปฏิกรณ์

Thaweessri J.(1994) ได้รายงานความสัมพันธ์ของสีเม็ดตะกอนกับความสามารถจำเพาะ ในการสร้างมีเทน(Specific Methanogenic Activity, SMA) ว่าSMAของเม็ดสีดำ>SMAของเม็ดสี ขาว> SMAของเม็ดสีเทา อีกทั้งยังระบุว่าคุณสมบัติของเม็ดสีดำ >เม็ดสีขาว >เม็ดสีเทา จากที่กล่าวไว้ ข้างต้นว่าในทุก ๆ ถังปฏิกรณ์หลังมีการเติมโคบอลต์ในงานวิจัยนี้ทำให้เม็ดตะกอนมีสีดำคล้ำขึ้น อย่างชัดเจน จึงอาจจะสรุปได้ว่าโคบอลต์ช่วยกระตุ้นให้เม็ดตะกอนมีความสามารถจำเพาะในการ สร้างมีเทน (SMA) ดีขึ้นหรือมีประสิทธิภาพกำจัดสารอินทรีย์ดีขึ้น

2) ของแข็งแขวนลอย จากผลการทดลองพบว่าหลังเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งไม่เปลี่ยนแปลงแต่อย่างใด ซึ่งของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกจาก ระบบมาจาก ความปั่นป่วนภายในถังปฏิกรณ์ที่เกิดจากความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสียที่เวียนกลับเข้า สู่ระบบนั่นเอง

4.4.2.2 วิจารณ์ผลของการเติมสารอาหารต่อขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้ ได้ทำการวัดขนาดของเม็ดตะกอนในรูปของการกระจาย ขนาด (D10,D50 และD90) พบว่าการเปลี่ยนแปลงของการกระจายขนาดเม็ดตะกอนมีลักษณะ และมีแนวโน้มใกล้เคียงกัน ดังนั้นจึงเลือกพิจารณาถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ดังแสดงในรูปที่ 4.50



รูปที่ 4.50 เปรียบเทียบการกระจายขนาดเมล็ดตะกอน ก่อน-หลังเติมสารอาหาร
(ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.)

หลังเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม พบว่าเมล็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นเมื่อเทียบกับขนาดของเมล็ดตะกอนช่วงก่อนเติมสารอาหารและในช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Hulshoff Pol และคณะ(1983) ได้ศึกษากระบวนการเกิดเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์พบว่าแคลเซียมที่ความเข้มข้น 150 มก./ล. ทำให้การตกตะกอนของเมล็ดตะกอนของเมล็ดตะกอนดีขึ้นเนื่องจากเมล็ดตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้น

4.4.2.3 วิจัยผลของการเติมสารอาหารที่มีต่อโครงสร้างเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์

เมื่อได้ทำการตรวจสอบลักษณะโครงสร้างของเมล็ดตะกอนด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) โดยหลังทำการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม พบว่าลักษณะผิวภายนอกของเมล็ดตะกอนไม่เปลี่ยนแปลงอย่างชัดเจน เมื่อเทียบกับช่วงก่อนเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม ทั้งนี้เนื่องจากเมล็ดตะกอนอยู่ในสภาวะที่ความเร็วไหลขึ้นคงที่ และประกอบกับที่บริเวณโครงสร้างผิวชั้นนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ประกอบด้วยแบคทีเรียกลุ่มเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งสารโคบอลต์และแคลเซียม ที่เติมเข้าไปในระบบจะมีผลเด่นชัดในแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนเท่านั้น ดังนั้นสภาพลักษณะผิวภายนอกของเมล็ดตะกอนจึงไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

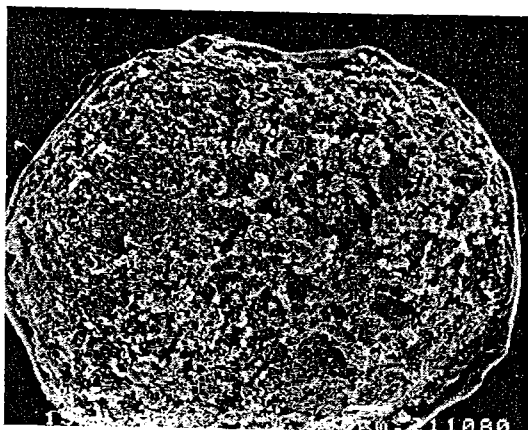
และเมื่อพิจารณาโครงสร้างชั้นใน(ผ่าตามขวาง) พบว่ามีโพรงช่องว่างภายในเมล็ดตะกอนน้อยลง เมื่อเปรียบเทียบกับโครงสร้างของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ช่วงก่อนเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม โครงสร้างชั้นในมีความหนาแน่นมากขึ้นแสดงถึงเมล็ดมีความหนาแน่นของแบคทีเรียสูง

ทั้งนี้อาจเป็นเพราะสารโคบอลต์และแคลเซียม ที่เติมเข้าสู่ระบบส่งผลให้แบคทีเรียมีประสิทธิภาพการทำงาน และดำรงชีวิตได้ดีขึ้น

เมื่อพิจารณาการจัดเรียงตัวของเซลล์และกลุ่มจุลินทรีย์ของตะกอนชนิด A และ B พบว่ามีลักษณะไม่ต่างจากตอนเริ่มต้นระบบมากนัก คือในตะกอนชนิด A ยังคงมีการเรียงตัวเป็นชั้นเหมือนช่วงเริ่มต้นระบบ ส่วนตะกอนชนิด B พบว่าการเรียงตัวของเซลล์และกลุ่มจุลินทรีย์ยังกระจายตัวอยู่ทั่วเม็ดตะกอนเหมือนช่วงเริ่มต้นระบบเช่นกัน

โดยทั้งนี้เม็ดตะกอนที่นำมาส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนนี้ เป็นการสุ่มเลือกเม็ดที่เป็นตัวแทนจากเม็ดตะกอนทั้งหมดซึ่งมีปริมาณมาก โดยรูปที่ 4.51 ถึง 4.54 แสดงโครงสร้างของเม็ดตะกอนทั้งก่อนและหลังเติมสารอาหาร

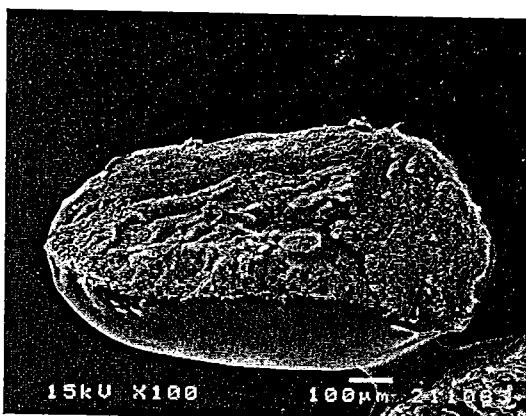
จากผลการทดลองที่กล่าวไว้ข้างต้น ผลของการเติมสารโคบอลต์ และแคลเซียม ต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี พบว่าสารโคบอลต์ และแคลเซียม ที่เติมเข้าสู่ระบบมีผลโดยตรงต่อการเพิ่มขึ้นของความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทน (SMA) ของเม็ดตะกอนซึ่งเป็นพารามิเตอร์กำหนดประสิทธิภาพของระบบ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้น แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถทำงานได้ดีขึ้น ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนไม่แตกต่างจากเดิม ทั้งนี้ น่าจะเป็นเพราะขีดจำกัดของประสิทธิภาพการใช้ไนโตรเจนของกลุ่มจุลินทรีย์ไร้ออกซิเจน ในส่วนประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ก็ไม่มีการเปลี่ยนแปลงจากสภาวะก่อนการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียม เช่นกัน เพราะระบบมีความเร็วไหลขึ้นคงที่ตลอดการทดลองในช่วงนี้ ส่งผลให้การขยายตัวของชั้นตะกอนคงที่และประกอบกับขนาดของเม็ดตะกอนที่ใหญ่ขึ้น ส่งผลให้มีการตกตะกอนที่ดี ดังนั้นประสิทธิภาพกำจัดของแข็งแขวนลอยจึงไม่แตกต่างกัน จากงานวิจัยที่กล่าวว่าจุลินทรีย์ในระบบไร้ออกซิเจนทั่วไปนอกจากความต้องการอาหารจำพวก คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส แล้ว ยังต้องการธาตุอาหารเสริมเล็กน้อยแต่ขาดไม่ได้ เช่น เหล็ก นิเกิล โคบอลต์ กำมะถัน เพราะฉะนั้นงานวิจัยนี้ซึ่งเลือกเติมเฉพาะโคบอลต์และแคลเซียม เป็นอาหารเสริมให้กับระบบ ซึ่งมีผลต่อระบบสูงสุด จึงเป็นแนวทางที่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพของระบบรวมไปถึงการฟื้นฟูสภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบอีจีเอสบีที่นำมาบำบัดน้ำเสียชุมชนความเข้มข้นต่ำ ซึ่งมีสารอาหารต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ



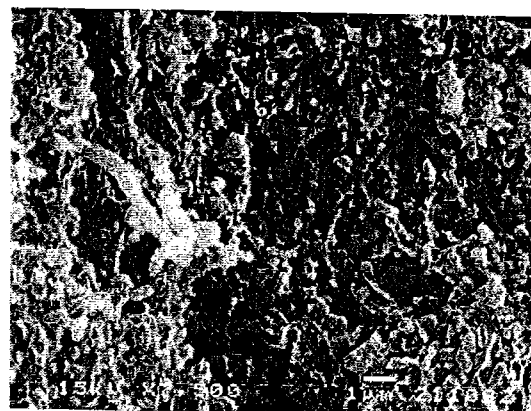
ก)



ข)



ค)



ง)

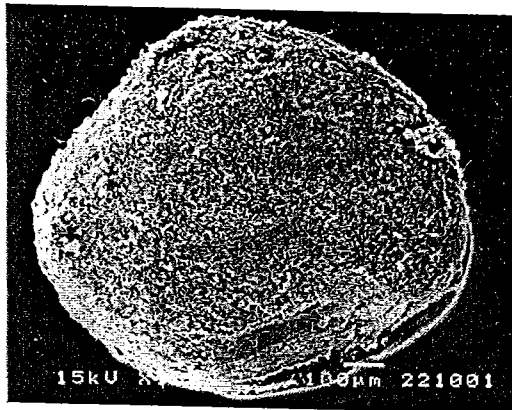
รูปที่ 4.51 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A (ช่วงก่อนเดิม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

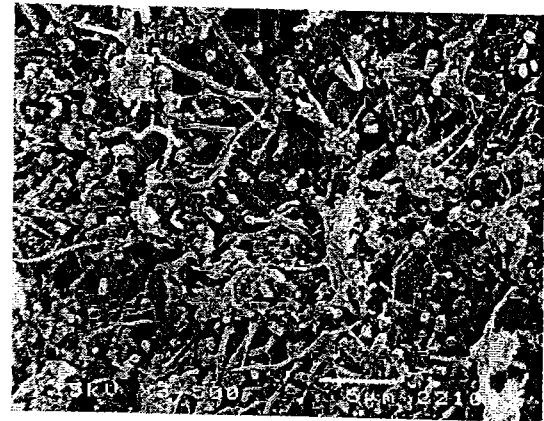
ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

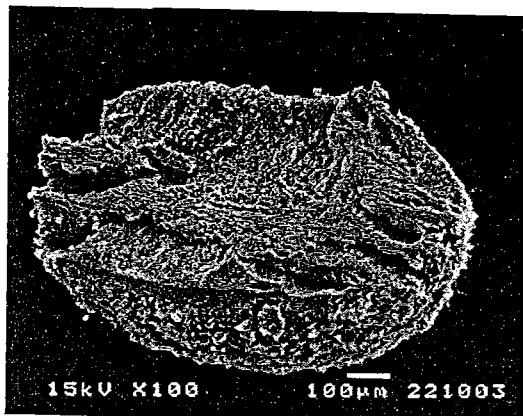
ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



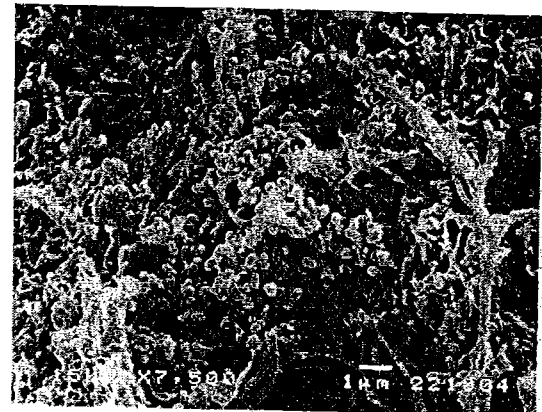
ก)



ข)



ค)



ง)

รูปที่ 4.52 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM)

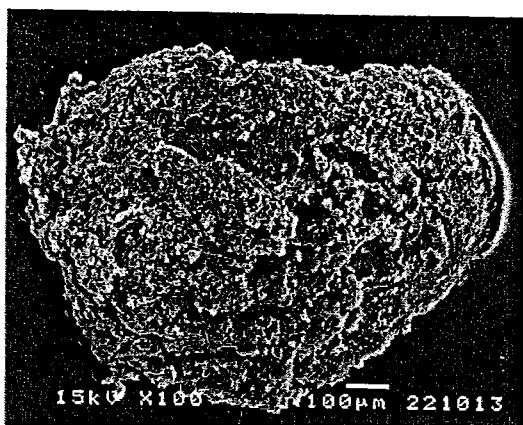
ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด A (ช่วงหลังเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

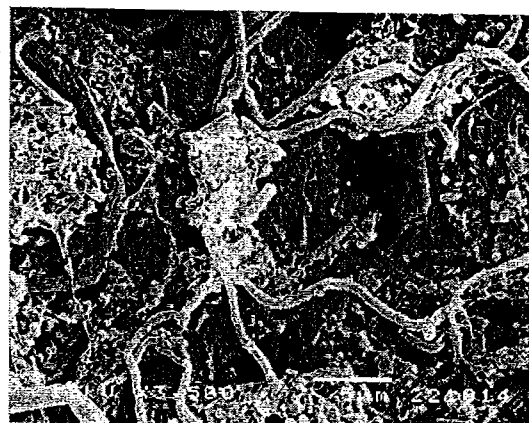
ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 2000 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

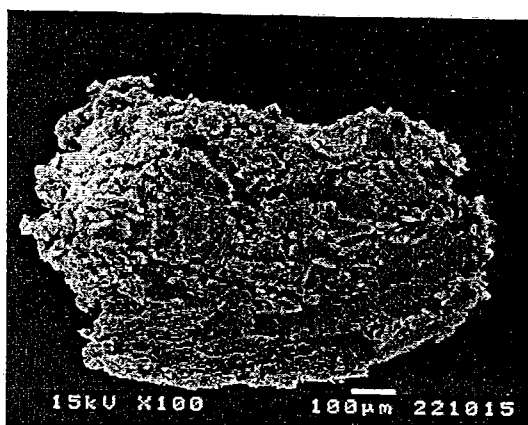
ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



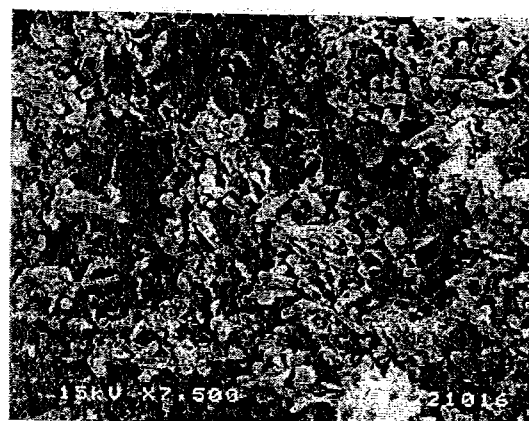
ก)



ข)



ค)



ง)

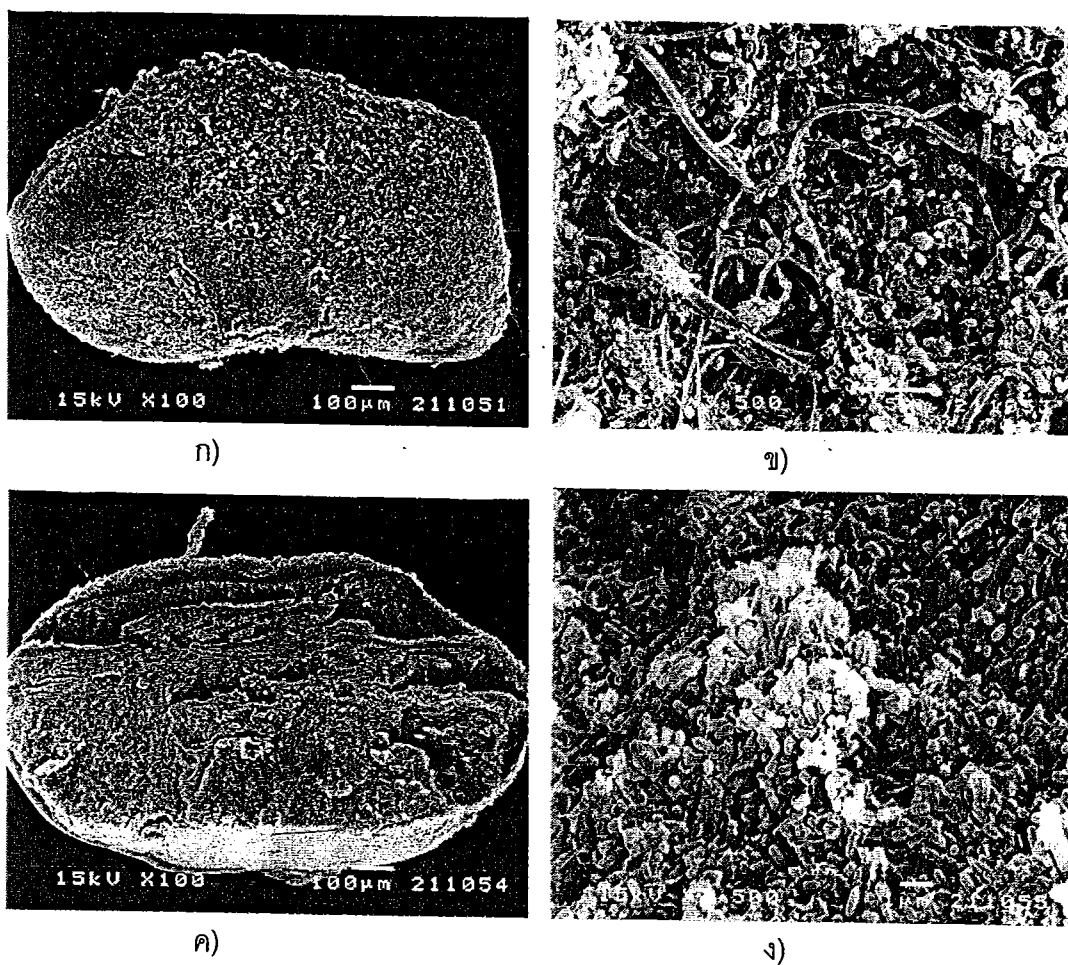
รูปที่ 4.53 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B (ช่วงก่อนเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า



รูปที่ 4.54 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscopy, SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิด B (ช่วงหลังเติม Co,Ca ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.)

ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 3500 เท่า

ค) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 100 เท่า

ง) บริเวณผิวในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ผ่าตามขวาง) ที่กำลังขยาย 7500 เท่า

4.5 วิเคราะห์ก๊าซชีวภาพ

จากผลการทดลองที่ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบได้ซึ่งมีสาเหตุมาจากค่าซีไอดีที่ถูกกำจัดมีน้อยมาก ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นละลายอยู่ในน้ำเป็นส่วนใหญ่ ประกอบกับการเวียนน้ำกลับในอัตราที่สูง ทำให้ก๊าซชีวภาพละลายน้ำได้มากขึ้น และไม่เกิดการแยกตัวออกจากน้ำในระบบ ระบบเก็บก๊าซจึงไม่สามารถวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นได้

ในการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนทำให้เกิดก๊าซชีวภาพขึ้นในระบบ ก๊าซที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่ คือ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนที่เกิดขึ้นจากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณซีไอดีที่ถูกจำกัด เพื่อเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ดังกล่าว จึงใช้กฎของเฮนรี (Henry's Law) มาอธิบาย โดยมีข้อกำหนดดังนี้

ข้อกำหนด

- กำหนดให้น้ำเสียที่ถูกย่อยสลายทั้งหมดมีปริมาตร 1 ลิตร
- ก๊าซที่เกิดขึ้นมี 2 ชนิด คือ มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์
- อุณหภูมิของระบบฯ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35 องศาเซลเซียส
- เนื่องจากการคำนวณที่เกี่ยวข้องกับการถ่ายเทมวลสารระหว่างวัฏภาคน้ำและวัฏภาคก๊าซ ดังนี้ ในการพิจารณาหน่วยของปริมาณสารที่เปลี่ยนแปลงรูปไปอยู่ในแต่ละวัฏภาคจะพิจารณาในหน่วยมวลของสารนั้นๆ ซึ่งจะทำให้ง่ายต่อการคำนวณ

- ให้
- M_T = จำนวนโมลของมีเทนทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ
 - C_T = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ
 - M_L = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ
 - C_L = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ
 - M_G = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ
 - C_G = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ
 - ค่าคงที่ของเฮนรีที่อุณหภูมิเท่ากับ 35 องศาเซลเซียส
 - K_{CH_4} = 1.16 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ
 - K_{CO_2} = 26.5 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะได้ก๊าซเกิดขึ้น 2 ชนิด คือ ก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งจะละลายอยู่ในน้ำและอีกส่วนหนึ่งจะหนีออกไปอยู่ในบรรยากาศเหนือน้ำ ดังนั้นผลรวมของก๊าซที่เกิดขึ้นทั้งหมดในรูปมวลจะเท่ากับมวลก๊าซที่ละลายอยู่ในน้ำรวมกับมวลของก๊าซที่อยู่เหนือน้ำ จากความสัมพันธ์นี้สามารถเขียนออกมาเป็นสมการได้ดังนี้

ก๊าซมีเทน

$$\begin{aligned} M_T &= M_L + M_G \\ M_L &= M_T - M_G \end{aligned} \quad (4.1)$$

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

$$\begin{aligned} C_T &= C_L + C_G \\ C_L &= C_T - C_G \end{aligned} \quad (4.2)$$

และจากความสัมพันธ์ของก๊าซในบรรยากาศเมื่อคิดในรูปของความดันพาร์เซียจะได้ว่า

$$\text{ความดันพาร์เซียของมีเทน, } P_{CH_4} = M_G / (M_G + C_G) \quad (4.3)$$

$$\text{ความดันพาร์เซียของคาร์บอนไดออกไซด์, } P_{CO_2} = C_G / (M_G + C_G) \quad (4.4)$$

จากกฎของเฮนรี่ ที่กล่าวว่า “ความเข้มข้นของก๊าซที่ละลายน้ำจะเท่ากับค่าคงที่ของการละลายคูณด้วยความดันพาร์เซียของก๊าซนั้น” จะได้ว่า

$$\text{ความเข้มข้นของมีเทนละลายน้ำ, } M_L = K_{H,CH_4} \times P_{CH_4} \quad (4.5)$$

แทนค่าสมการ (4.1) และ (4.3) ลงในสมการที่ (4.5) แล้วจัดรูปใหม่

$$\begin{aligned} M_T - M_G &= K_{H,CH_4} \times M_G / (M_G + C_G) \\ C_G &= [(K_{H,CH_4} \times M_G) / (M_T - M_G)] - M_G \end{aligned} \quad (4.6)$$

$$\text{ความเข้มข้นของคาร์บอนไดออกไซด์ละลายน้ำ, } C_L = K_{H,CO_2} \times P_{CO_2} \quad (4.7)$$

แทนค่าสมการ (4.2) และ (4.4) ลงในสมการ (4.7) แล้วจัดรูปใหม่

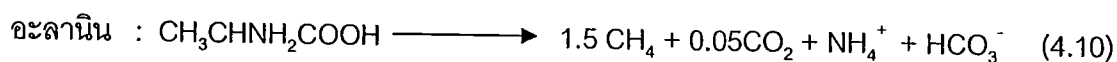
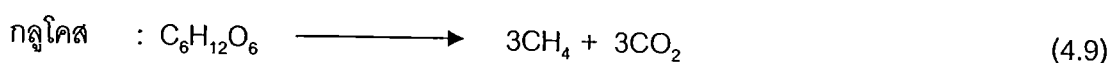
$$\begin{aligned} C_T - C_G &= K_{H,CO_2} \times C_G / (M_G + C_G) \\ C_G &= [(K_{H,CO_2} \times C_G) / (C_T - C_G)] - C_G \end{aligned} \quad (4.8)$$

จากข้อกำหนดและสมการที่ 4.1 – 4.8 สามารถนำไปใช้หาคำนวณปริมาณก๊าซได้

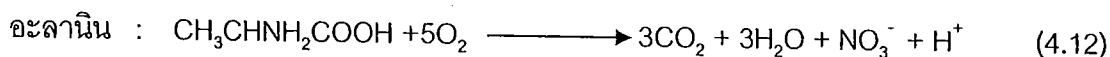
น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากอาคารสูง ซึ่งน้ำเสียดังกล่าวเป็นน้ำเสียที่มีธาตุไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนสูง จึงกำหนดให้น้ำเสียดังกล่าวมีคุณสมบัติเป็นน้ำเสียประเภทโปนดิน โดยน้ำเสียประเภทนี้เมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะถูกไฮโดรไลซ์ให้โมเลกุลมีขนาดเล็กลง กลายเป็นกรดอะมิโนและถูกแบคทีเรียสร้างกรดย่อยสลายให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย อะมิโน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจน และสุดท้ายจะถูกย่อยโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนให้เป็นมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย โดยแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นให้เป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต เป็นผลให้สภาพต่างในระบบสูงขึ้น

สำหรับน้ำเสียประเภทโปนดินโดยทั่วไปจะไม่พบว่ามีเฉพาะโปรตีนทั้งหมด แต่จะมีส่วนผสมของคาร์โบไฮเดรตปนอยู่ด้วย ในปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นกับลักษณะน้ำเสีย แต่ในการทดลองนี้สมมติว่า ในน้ำเสียมีคาร์โบไฮเดรตอยู่ 50 เปอร์เซ็นต์ โดยสูตรทางเคมีที่ใช้เป็นตัวแทนคือ อะลานีน (Alanine) ซึ่งมีสูตรทางเคมีว่า CH_3CHNH_2COOH มีสมการการย่อยสลายและสมการออกซิไดส์สารอินทรีย์ ดังนี้

- สมการย่อยสลายสารอินทรีย์



- สมการออกซิไดซ์สารอินทรีย์



จากสมการทั้ง 4 ข้างต้น จะได้ว่า การย่อยสลายกลูโคส 1 โมล จะใช้ออกซิเจน 6 โมล หรือกล่าวได้ว่า ซีไอดีของกลูโคสเท่ากับ 6 โมล ต่อ 1 โมลของกลูโคส และในการย่อยสลายกลูโคสแบบไม่ใช้อากาศ 1 โมล จะเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่า ซีไอดี 6 โมล จะเกิดเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล

ในการย่อยสลายอะลานิน 1 โมล จะใช้ออกซิเจนทั้งหมด 5 โมล หรือ ซีไอดีของอะลานินเท่ากับ 5 โมล ต่อ 1 โมลของอะลานิน และในการย่อยสลายอะลานินแบบไม่ใช้อากาศ 1 โมล จะเกิดเป็นมีเทน 1.5 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 0.5 โมล แอมโมเนีย และไบคาร์บอเนตอย่างละ 1 โมล ดังนั้นจะกล่าวได้ว่า ซีไอดี 5 โมล จะเกิดเป็นมีเทน 1.5 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 0.5 โมล ให้แอมโมเนีย และไบคาร์บอเนตอย่างละ 1 โมล จากการตั้งสมมติฐานว่า น้ำเสียประเภทโปรตีนประกอบด้วยกลูโคส และอะลานินอย่างละ 50 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้น

$$\begin{aligned} \text{ซีไอดี 1 โมล จะเป็นซีไอดีจากกลูโคส 0.5 โมล และเกิด} \quad & \text{CH}_4 = 0.5 \times 0.5 = 0.25 \quad \text{โมล} \\ & \text{CO}_2 = 0.5 \times 0.5 = 0.25 \quad \text{โมล} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{เป็นซีไอดีจากอะลานิน 0.5 โมล และเกิด} \quad & \text{CH}_4 = 0.5 \times (1.5/5) = 0.15 \quad \text{โมล} \\ & \text{CO}_2 = 0.5 \times (0.5/5) = 0.05 \quad \text{โมล} \\ & \text{HCO}_3 = 0.50 \times (1/5) = 0.10 \quad \text{โมล} \end{aligned}$$

มีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ มีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส และมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายอะลานิน $= 0.25 + 0.15 = 0.40$ มิลลิโมล ในขณะที่คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส และคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายอะลานิน $= 0.25 + 0.05 = 0.30$ มิลลิโมล

ซีไอดีที่ถูกกำจัด C มก./ล. เท่ากับ C/32 มิลลิโมล/ล.

จะให้ มีเทน, $M_T = (C/32) \times 0.40$ มิลลิโมล/ล.

คาร์บอนไดออกไซด์, $C_T = (C/32) \times 0.30$ มิลลิโมล/ล.

การคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นสามารถทำได้โดยการ Trial & error ดังนี้

1. กำหนดค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด (C), มก./ล.
2. คำนวณค่า M_T และ C_T
3. สมมติ ค่ามีเทนก๊าซที่เกิดขึ้น (M_G), มิลลิโมล/ล. แทนลงในสมการที่ (4.6) จะได้ค่าคาร์บอนไดออกไซด์ก๊าซ (C_G), มิลลิโมล/ล.
4. แทนค่า C_G ลงในสมการ (4.8) จะได้ค่า M_G
5. Trial & error ต่อไปจนกว่าจะได้ค่า M_G ที่สมมติเท่ากับค่าที่ได้จากการคำนวณในสมการ (4.8)
6. คำนวณค่า P_{CH_4} และ P_{CO_2} จากสมการ (4.3) และ (4.4)
7. คำนวณหา M_L และ C_L หน่วย มิลลิโมล/ล. จากสมการ (4.1) และ (4.2)

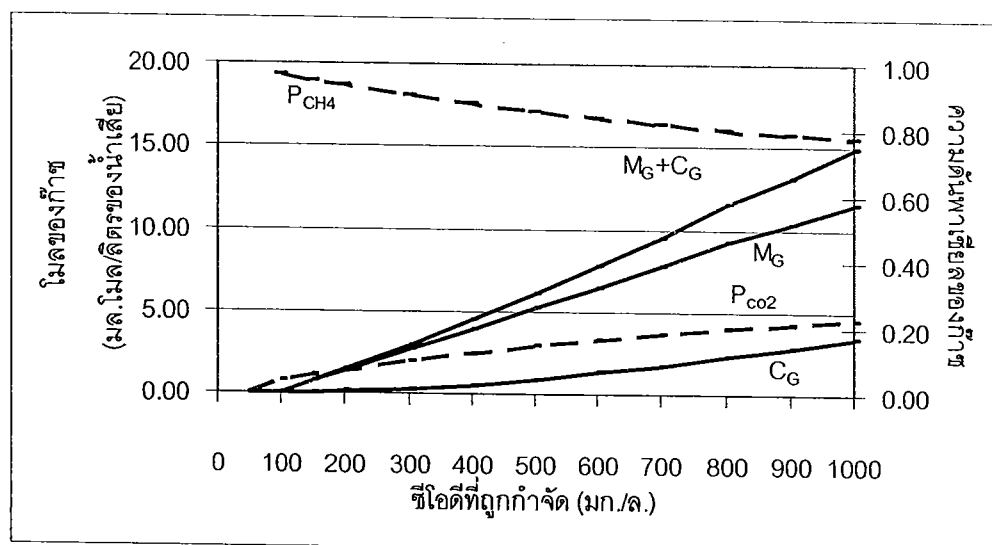
จากการคำนวณโดยการ Trial & error ซึ่งกำหนดซีไอดีที่ถูกกำจัดของน้ำเสียตั้งแต่ 50 ถึง 1000 มก./ล. จะได้ผลดังตาราง ที่ 4.12 และนำความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด และ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมาสร้างเป็นกราฟได้ดังรูป 4.55

ตารางที่ 4.13 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด

ซีไอดีที่ถูกกำจัด		จำนวนโมลของก๊าซ (มิลลิโมล/ล.)		จำนวนโมลของก๊าซเหนือผิวน้ำ (มิลลิโมล/ล.)		จำนวนโมลของก๊าซที่ละลายน้ำ (มิลลิโมล/ล.)		ความดันพาร์เชียลของก๊าซ		ปริมาณก๊าซเหนือผิวน้ำ	
มก./ล.	มิลลิโมล/ล.	M_T	C_T	M_G	C_G	M_L	C_L	P_{CH_4}	P_{CO_2}	มิลลิโมล/ล.	ลิตร
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
50.00	1.56	0.63	0.47	0.00	0.00	0.63	0.47	0.00	0.00	0.00	0.00
100.00	3.13	1.25	0.94	0.05	0.00	1.25	0.94	0.96	0.04	0.05	0.00
150.00	4.69	1.88	1.41	0.71	0.04	1.84	1.37	0.95	0.05	0.75	0.02
200.00	6.25	2.50	1.88	1.34	0.10	2.40	1.78	0.93	0.07	1.44	0.03
300.00	9.38	3.75	2.81	2.64	0.28	3.47	2.53	0.90	0.10	2.92	0.07
400.00	12.50	5.00	3.75	3.90	0.54	4.46	3.21	0.88	0.12	4.44	0.10
500.00	15.63	6.25	4.69	5.21	0.88	5.37	3.81	0.86	0.14	6.09	0.14
600.00	18.75	7.50	5.63	6.48	1.27	6.23	4.35	0.84	0.16	7.75	0.17
700.00	21.88	8.75	6.56	7.72	1.72	7.03	4.84	0.82	0.18	9.44	0.21
800.00	25.00	10.00	7.50	9.26	2.28	7.72	5.22	0.80	0.20	11.54	0.26
900.00	28.13	11.25	8.44	10.32	2.79	8.46	5.64	0.79	0.21	13.11	0.29
1000.00	31.25	12.50	9.38	11.57	3.38	9.12	5.99	0.77	0.23	14.95	0.33

หมายเหตุ

- (1) กำหนด
- (2) เท่ากับ (1) / 32
- (3) เท่ากับ (2) $\times$ 0.40 (มิลลิโมล/ล.)
- (4) เท่ากับ (2) $\times$ 0.30 (มิลลิโมล/ล.)
- (5) และ (6) ได้จากการ trial & error จากสมการ (4.6) และ (4.8) (มิลลิโมล/ล.)
- (7) และ (8) ได้จากสมการ (4.1) และ (4.2) (มิลลิโมล/ล.)
- (9) และ (10) ได้จากสมการ (4.3) และ (4.4) (มิลลิโมล/ล.)
- (11) เท่ากับ (5) + (6) (มิลลิโมล/ล.)
- (12) เท่ากับ (11) $\times$ 22.4 / 1000 (ลิตร)



รูปที่ 4.55 ความสัมพันธ์ระหว่างซีโอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

จากผลการคำนวณในตารางที่ 4.12 และรูปที่ 4.55 จะเห็นได้ว่า ระบบบิโอสปีทที่ทำการทดลองในงานวิจัยนี้ สามารถกำจัดค่าซีโอดีได้ประมาณ 100 – 120 มก./ล. เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ทดลองเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถละลายน้ำได้ทั้งหมด ซึ่งเป็นสาเหตุให้ไม่สามารถตรวจสอบปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น โดยอุปกรณ์วัดก๊าซที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ได้

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

การศึกษาลักษณะการนำเอาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากแหล่งน้ำเสียต่างกันคือ เม็ดตะกอนจากน้ำเสียคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนจากน้ำเสียโปรตีนมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำร่วมกับระบบอีจีเอสบี และการศึกษาลักษณะของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และผลการเติมสารโคบอลต์และแคลเซียมต่อประสิทธิภาพระบบและสมรรถภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ได้ข้อสรุปดังนี้

1) เม็ดตะกอนจากน้ำเสียคาร์โบไฮเดรต และเม็ดตะกอนจากน้ำเสียโปรตีน มีความเหมาะสมในการนำมาใช้ร่วมกับระบบอีจีเอสบี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำได้เหมาะสมเช่นเดียวกัน โดยในช่วงเริ่มต้นระบบชุดการทดลองทั้งสองใช้เวลาในการปรับตัวเข้าสู่สภาวะคงตัวประมาณ 30 วันหลังจากเริ่มต้นระบบ และเมื่อเดินระบบต่อไปพบว่าชุดที่ใช้เม็ดตะกอนจากน้ำเสียคาร์โบไฮเดรต มีประสิทธิภาพของระบบโดยเฉลี่ยใกล้เคียงกับชุดที่ใช้เม็ดตะกอนจากน้ำเสียโปรตีน ในรูปของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในสภาวะคงตัวเท่ากับร้อยละ 66.0 และ 70.0 ตามลำดับ และในรูปของประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วัน ในสภาวะคงตัวเท่ากับร้อยละ 61.0 และ 62.0 ตามลำดับ ที่ความเร็วไหลขึ้นคงที่ 3.5 ม./ชม.

2) ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม. มีประสิทธิภาพของระบบโดยเฉลี่ยสูงกว่าถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วไหลขึ้น 5 และ 3.5 ม./ชม. ในรูปของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในสภาวะคงตัวเท่ากับร้อยละ 72, 70 และ 66 ตามลำดับ (ในถึงปฏิกรณ์ที่ใช้เม็ดตะกอนจากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต) เนื่องจากถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ความเร็วไหลขึ้นสูงจะมีการเวียนน้ำกลับในอัตราที่สูงกว่า ทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอน เป็นการเพิ่มโอกาสสัมผัสระหว่างสารอาหารในน้ำเสีย และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทำให้สารอาหารสามารถเกิดการถ่ายเทได้ดีกว่า

แต่ที่ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม. พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลงเนื่องจากความปั่นป่วนภายในถึงปฏิกรณ์ที่มีค่ามากทำให้เกิดการหลุดออกของจุลินทรีย์ในระบบ

3) การกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบอีจีเอสบีมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น เมื่อความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีค่าลดลง เนื่องจากการลดอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับเข้าระบบและลดความปั่นป่วนทางกลศาสตร์ ส่งผลให้เกิดการตกตะกอนของของแข็งแขวนลอยได้ง่ายขึ้น

4) ความเร็วไหลขึ้นที่มีค่าสูงจะทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนมาก และส่งผลให้ขนาดเม็ดตะกอนมีขนาดลง ทั้งนี้เม็ดขนาดเล็กและตกตะกอนไม่ดีจะลอยหลุดออกไปจากระบบเนื่องจากความเร็วการไหลขึ้นที่มีค่าสูง ส่วนในเม็ดขนาดใหญ่มีขนาดเล็กลง เนื่องมาจากการขัดสีระหว่างกระแสที่เวียนกลับเข้าระบบในอัตราสูง กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และการขัดสีกันเองระหว่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

5) การเติมโคบอลต์และแคลเซียมให้กับระบบอีจีเอสบีที่บำบัดน้ำเสียชุมชนความเข้มข้นต่ำจะช่วยให้ความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทน (SMA) และประสิทธิภาพของระบบเพิ่มขึ้น โดยที่ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม. (ในถังปฏิกรณ์ที่ใช้เม็ดตะกอนจากน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต) เมื่อเติมโคบอลต์และแคลเซียมให้กับระบบเป็นระยะเวลา 60 วัน ทำให้ค่าความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทน (SMA) เพิ่มขึ้นจาก 0.07 gCOD-CH₄/gVSS.d เป็น 0.11 gCOD-CH₄/gVSS.d และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี 5 วัน เพิ่มขึ้นจากร้อยละ 65 เป็นร้อยละ 76

6) ความเร็วไหลขึ้นไม่มีผลต่อค่าความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทน (SMA) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีค่าเพิ่มขึ้นเนื่องจากการเติมโคบอลต์และแคลเซียม

7) การเติมโคบอลต์และแคลเซียมให้กับระบบอีจีเอสบี สามารถช่วยทำให้ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่ขึ้น ภายหลังทำการเติมโคบอลต์และแคลเซียมเป็นเวลา 60 วัน

8) ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากจนไม่สามารถตรวจวัดได้เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีต่ำ และปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัดมีค่าน้อย และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถละลายน้ำอยู่ในน้ำเสียในระบบและออกไปกับน้ำทิ้งได้

5.2 ข้อเสนอแนะ

- 1) ควรมีการศึกษานำตะกอนจุลินทรีย์ในรูปแบบฟลอค มาใช้กับระบบอีจีเอสบีเพื่อศึกษาการสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
- 2) ควรมีการศึกษากการกระตุ้นการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วยการเติมสารต่างๆ เช่น โพลีเมอร์
- 3) ควรมีการศึกษากการนำระบบอีจีเอสบีไปใช้กับน้ำเสียอื่นๆ ที่ไม่ใช่ น้ำเสียชุมชน เช่น น้ำเสียจากโรงงานผลิตอาหารที่มาจากพืช

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- กรณีการ สิริสิงห. (2522). เคมีของน้ำ น้ำโสโครกและการวิเคราะห์. ภาควิชาสาขาวิชา
วิศวกรรม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล. อ้างถึงใน นันทชัย ศรีนภางค์.
2543. การบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบรวมเยื่อแผ่น-ถังโปรยกรอง. วิทยานิพนธ์
ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. ภาควิชาเคมีเทคนิค คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
ควบคุมมลพิษ, กรม. (2544). โครงการพัฒนาระบบการจัดการน้ำเสียที่มีความเค็ม. กรม
ควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
ไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์. (2536). ข้อพิจารณาเกี่ยวกับปริมาณน้ำทิ้งในประเทศไทย. สถาบันวิจัย
วิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย:121-171.
ชำนาญ ภายประสิทธิ์. (2538). การใช้ยูเอเอสพีบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูง. วิทยานิพนธ์ปริญญา
โทบริหารธุรกิจ. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์. (2539). ผลกระทบของไฮดรอนของนิกเกิลและโคบอลต์ต่อการทำงานของ
ยูเอเอสพี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
ตุลชัย แจ่มใส. 2545. ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบขึ้นเม็ดตะกอนขยายตัวสำหรับบำบัดน้ำ
เสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
ธงชัย พรรณสวัสดิ์, มีนา พิทยโสภณกิจ, ปราณี พันธมสินชัย และ อินจิรา นิยมธูร. (2536).
เทคโนโลยีการควบคุมมลพิษ. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์ไฟฟาร์ท.
นันทชัย ศรีนภางค์. (2543). การบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบรวมเยื่อแผ่น-ถังโปรยกรอง.
วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. ภาควิชาเคมีเทคนิค คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์
มหาวิทยาลัย.
พูนศิริ สินธุรัตน์. (2543). การปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้
กระบวนการกรองที่มีเยื่อคองกรีตเป็นสารกรอง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ.
ภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
ภูคำ พิมพ์จักร. (2546). การใช้กระบวนการยูเอเอสพี-แอนอซิติก-แอโรบิก ในการบำบัดน้ำเสีย
ที่มีความเค็มและไนโตรเจนสูงจากน้ำเสียสะพานปลา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ.
ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

- มันสิน ดันทุลเวศน์. (2542). เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่ม2. พิมพ์ครั้งที่ 1.
กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สมพงษ์ นิลประยูร. (2536). การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอัปโฟลว์แอนแอโรบิก
สลัดจ์เบลลงเกิด. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.

ภาษาอังกฤษ

- Batstone, D.J., Keller, J., Blackall, L.L. (2003). The influence of substrate kinetic on the microbial community structure in granular anaerobic biomass. Water research. n.p.
- Barbosa, R.A. and Sant' Anna, G.L. (1989). Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. Water research 23: 1483-1490.
- Dolfing, J. (1985). Kinetics of methane formation by granulation sludge at low substrate concentration. Appl. Microbial. Biotechnol. 22: 77-81.
- Fang, H.H., Chui, H.K. and Li, Y.Y. (1994). Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewaters. Water Science and Technology. 30: 87-96.
- Guiot, S.R., Pauss, A and Corterton, J.W. (1992). A structure model of the anaerobic granule consortium. Wat.Sci.Tech. 25: 1-7.
- Hulshoff Pol, L.W., de Zeew, W.J., Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G. (1983). Granulation in UASB reactors. Wat. Sci.Tech. 15: 291-304.
- Kato, M.T., Field, J.A., Versteeg, P. and Lettinga, G. (1994). Feasibility of Expanded Granular Sludge Bed reactors for the anaerobic treatment of low-strength soluble wastewaters. Biotechnology and Bioengineering 44: 469-479.
- Kato, M. T. Field J. A. and Lettinga, G. (1997). The anaerobic treatment of low strength wastewaters in UASB and EGSB reactors. Wat.Sci.Tech. 36: 375-382.
- Kato, M.T., Florencio, L. and Arantes, R.F.M. (2003): Post treatment of UASB effluent in an Expanded Granular Sludge Bed reactor type using flocculent sludge. Wat.Sci.Tech. 48: 279-284.

- Krispa, S.S.(1992) Low strength (Domestic) Wastewater Treatment by Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor. A.I.T.Master's Thesis.
- Lalit, K.A. (1991). Highrate treatment of low strength (Domestic) wastewater treatment by modified Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor, A.I.T.Master's Thesis Asian institutes of Technology.
- Lettinga, G. and Hulshoff Pol, L.W. (1986) Advance reactor design, operation and economy.Water Science and Technology. 18: 99-108.
- Lettinga, G. and Hulshoff Pol, L.W. (1991). UASB-Process Design for Various Types of Wastewater. Wat.Sci.Tech. 24, 8: 87-107.
- Lettinga, G. Roersma, R. and Grin, P. (1983): Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactors. Biotechnology and Bioengineering. 25: 1701-1723.
- Pollution Control Department. (1994). Law and Standard on Pollution Control in Thailand. 3rd ed. (n.p.).
- Rebec, S., Ruskova, J. and Gerbens, S. (1995). High rate anaerobic treatment of wastewater under psychrophilic conditions. Journal of Fermentation and Bioengineering 80: 499-506.
- Rinzema, A., Van veen, H. and Lettinga, G. (1993). Anaerobic digestion of triglyceride emulsions in Expanded Granular Sludge Bed reactors with modified sludge separators. Environmental Technology 14: 423-432.
- Ruiz, I., Soto, M., Veiga, M.C., Ligerio, P., Vega, A. and Blazquez, R. (1998). Performance of and biomass charcterisation in a UASB treating domestic wasterwater at ambient temperature. Water SA. 24: 215-222.
- Sam-soon, P.A.L.N.S., Loewenthal, R.E., Wentzel, M.C. and Marais, G.V.R. (1987). Growth of Biopellets on Glucose in Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB) System. Water SA.16,13: 151-164.
- Sawyer, C.N. and McCarty, P.L. Chemistry for environmental engineering. 3 rd ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co-Singapore, 1978.
- Seghezzo, L., Zeeman, G., Van Lier, J.B., Hamelers, H.V.M. and Lettinga, G. (1998) A review : The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology 65: 175-190.

- Schellinkhout, A. and Collazos, C.J. (1992). Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. Wat.Sci.Tech. 25: 159-166.
- Schmidt, J.E. and Ahring, B.K. (1995). Granular sludge formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors. Biotechnology and Bioengineering. 49: 229-246.
- van der Last, A.R.M. and Lettinga, G. (1992). Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities. Wat.Sci.Tech. 25: 167-178.
- van Haandel, A.C. and Lettinga, G. (1994). Anaerobic Sewage Treatment. : Chichester John Wiley&Sons.
- Wiegant, W.M. and Lettinga, G. (1985). Thermophilic Anaerobic Digestion of Sugar in up-flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. Biotech and Bioengineering. 27: 1603-1607.
- Wiegant, W.M. AND de Man, A.W.A. (1985). Granulation of Biomass in Thermophilic up-flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Treating Acidified Wastewater. Biotech and Bioengineering. 28: 718-722.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

ผลการทดลองในงานวิจัย

ตารางที่ ก-1 ค่าซีไอดีตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ชุดที่ 1		ชุดที่ 3		ชุดที่ 2		ชุดที่ 4	
		ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)		ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)		ถึงปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)		ถึงปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (%)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (%)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (%)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (%)
7/5/2547	155	93	40.0	93	40.0	27.7	27.7	112	27.7
10/5/2547	140	78	44.3	78	44.3	35.0	35.0	90	35.7
12/5/2547	120	64	46.7	72	40.0	20.0	20.0	88	26.7
14/5/2547	145	55	62.1	69	52.4	41.4	41.4	80	44.8
17/5/2547	127	44	65.6	66	48.4	36.9	36.9	58	54.1
19/5/2547	137	64	53.3	72	47.4	29.9	29.9	88	35.8
21/5/2547	155	47	70.0	39	75.0	80.0	80.0	39	75.0
24/5/2547	147	56	61.5	49	66.7	61.5	61.5	41	71.8
26/5/2547	143	53	63.2	45	68.4	73.7	73.7	53	63.2
31/5/2547	131	44	66.7	58	55.6	44.4	44.4	58	55.6
3/6/2547	102	36	64.3	36	64.3	57.1	57.1	44	57.1
7/6/2547	112	47	58.0	47	58.0	65.2	65.2	39	65.2
9/6/2547	101	47	53.4	47	53.8	61.5	61.5	39	61.5
14/6/2547	116	54	53.3	39	66.7	40.0	40.0	39	66.7
16/6/2547	132	47	64.7	39	70.6	64.7	64.7	39	70.6
18/6/2547	169	47	72.2	47	72.2	69.8	69.8	51	69.8
21/6/2547	157	41	73.9	49	68.8	68.8	68.8	49	68.8
23/6/2547	136	47	65.4	50	62.9	65.4	65.4	43	68.6
28/6/2547	157	43	72.6	50	68.2	68.8	68.8	47	70.1
30/6/2547	145	47	67.6	41	71.7	67.6	67.6	47	67.6
n	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	135	46	65	45	66	48	63	44	67
S.D.	22.35	4.18	7.60	4.82	6.04	8.55	8.70	4.82	3.46

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-2 ค่าของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ชุดที่ 1		ชุดที่ 3		ชุดที่ 2		ชุดที่ 4	
		ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)		ถึงปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)		ถึงปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)		ถึงปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (%)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (%)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (%)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (%)
7/5/2547	52	23	55.0	24	53.1	27	49.0	28	47.1
10/5/2547	46	20	57.0	21	54.8	21	55.0	23	50.0
12/5/2547	61	27	55.0	28	53.4	31	49.0	28	54.1
14/5/2547	54	16	70.0	22	59.3	22	60.0	25	53.7
17/5/2547	56	22	60.0	23	58.2	11	80.0	25	55.4
19/5/2547	59	15	75.0	14	76.3	27	55.0	24	59.3
21/5/2547	62	18	71.0	20	67.7	20	67.0	21	65.4
24/5/2547	52	16	69.0	17	67.1	10	80.0	11	78.1
26/5/2547	58	26	55.0	27	53.3	15	75.0	16	73.3
31/5/2547	49	10	80.0	22	55.1	10	80.0	11	78.0
3/6/2547	56	13	76.0	14	74.2	18	67.9	19	66.1
7/6/2547	62	27	56.5	24	61.3	22	64.5	27	56.5
9/6/2547	59	15	74.0	16	72.3	14	76.3	15	74.6
14/6/2547	64	25	60.9	15	76.6	22	65.6	17	73.4
16/6/2547	50	12	76.0	11	78.0	14	72.0	15	70.0
18/6/2547	47	13	72.0	13	72.3	13	72.3	13	72.3
21/6/2547	57	14	75.0	17	70.2	15	73.7	19	66.7
23/6/2547	52	12	77.0	15	71.2	15	71.2	16	69.2
28/6/2547	61	16	73.0	19	68.9	17	72.1	22	63.9
30/6/2547	58	15	74.0	18	69.0	17	70.7	20	65.5
n	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	57	17	71	16	71	17	71	17	68
S.D.	5.79	5.51	7.18	4.25	4.84	3.36	3.71	5.01	5.65

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-3 ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มก./ล. หินปูน)	ชุดที่ 1	ชุดที่ 3	ชุดที่ 2	ชุดที่ 4
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)	ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)
		น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)
7/5/2547	262	269	269	266	266
10/5/2547	253	251	251	253	253
12/5/2547	269	271	269	271	269
14/5/2547	266	269	271	271	273
17/5/2547	266	266	266	266	266
19/5/2547	271	275	273	273	273
21/5/2547	273	275	275	275	278
24/5/2547	275	280	282	280	282
26/5/2547	271	273	273	273	275
31/5/2547	289	291	289	293	289
3/6/2547	291	293	293	295	295
7/6/2547	284	286	286	286	286
9/6/2547	278	282	282	282	284
14/6/2547	249	258	260	255	260
16/6/2547	262	266	266	266	266
18/6/2547	253	258	260	260	262
21/6/2547	251	258	262	258	262
23/6/2547	262	266	271	266	271
28/6/2547	273	275	280	275	282
30/6/2547	271	273	275	273	278
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	265	269	271	269	272
S.D.	12.50	10.81	10.04	10.86	10.41

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-4 ค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มก./ล. หินปูน)	ชุดที่ 1	ชุดที่ 3	ชุดที่ 2	ชุดที่ 4
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)	ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)
		น้ำออก (มก./ล.อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)
7/5/2547	75	64	64	72	70
10/5/2547	70	57	57	64	59
12/5/2547	86	70	73	84	79
14/5/2547	77	66	70	75	75
17/5/2547	86	64	62	79	79
19/5/2547	79	68	68	73	73
21/5/2547	73	66	68	64	66
24/5/2547	70	62	62	65	65
26/5/2547	62	55	57	65	65
31/5/2547	75	70	70	75	73
3/6/2547	84	64	66	65	64
7/6/2547	73	57	57	57	55
9/6/2547	64	59	59	62	59
14/6/2547	66	51	53	51	51
16/6/2547	75	55	55	55	55
18/6/2547	73	51	53	48	48
21/6/2547	81	48	51	48	46
23/6/2547	57	53	55	55	53
28/6/2547	75	53	53	52	53
30/6/2547	66	55	57	57	55
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	70	54	55	54	53
S.D.	7.28	3.48	2.79	4.47	3.97

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-5 ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ชุดที่ 1	ชุดที่ 3	ชุดที่ 2	ชุดที่ 4
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)	ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
7/5/2547	0.29	0.24	0.24	0.27	0.26
10/5/2547	0.28	0.23	0.23	0.25	0.23
12/5/2547	0.32	0.26	0.27	0.31	0.29
14/5/2547	0.29	0.25	0.26	0.28	0.27
17/5/2547	0.32	0.24	0.23	0.30	0.30
19/5/2547	0.29	0.25	0.25	0.27	0.27
21/5/2547	0.27	0.24	0.25	0.23	0.24
24/5/2547	0.26	0.22	0.22	0.23	0.23
26/5/2547	0.23	0.20	0.21	0.24	0.24
31/5/2547	0.26	0.24	0.24	0.26	0.25
3/6/2547	0.29	0.22	0.23	0.22	0.22
7/6/2547	0.26	0.20	0.20	0.20	0.19
9/6/2547	0.23	0.21	0.21	0.22	0.21
14/6/2547	0.27	0.20	0.20	0.20	0.19
16/6/2547	0.29	0.21	0.21	0.21	0.21
18/6/2547	0.29	0.20	0.20	0.19	0.18
21/6/2547	0.32	0.19	0.19	0.19	0.18
23/6/2547	0.22	0.20	0.20	0.19	0.19
28/6/2547	0.27	0.19	0.19	0.19	0.19
30/6/2547	0.24	0.21	0.21	0.20	0.20
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	0.26	0.22	0.22	0.23	0.23
S.D.	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-6 ค่าพีเอชตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ชุดที่ 1	ชุดที่ 3	ชุดที่ 2	ชุดที่ 4
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)	ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
7/5/2547	7.61	7.42	7.42	7.49	7.49
10/5/2547	7.71	7.45	7.45	7.35	7.33
12/5/2547	7.69	7.32	7.37	7.23	7.23
14/5/2547	7.71	7.43	7.63	7.43	7.43
17/5/2547	7.42	7.45	7.51	7.33	7.31
19/5/2547	7.58	7.37	7.39	7.47	7.47
21/5/2547	7.23	7.42	7.43	7.55	7.53
24/5/2547	7.24	7.47	7.49	7.55	7.53
26/5/2547	7.45	7.51	7.53	7.49	7.47
31/5/2547	7.27	7.47	7.47	7.47	7.43
3/6/2547	7.21	7.43	7.49	7.38	7.41
7/6/2547	7.48	7.51	7.51	7.49	7.51
9/6/2547	7.81	7.63	7.55	7.47	7.47
14/6/2547	7.47	7.55	7.55	7.55	7.55
16/6/2547	7.21	7.49	7.51	7.53	7.53
18/6/2547	7.21	7.51	7.53	7.55	7.53
21/6/2547	7.5	7.57	7.59	7.55	7.55
23/6/2547	7.83	7.63	7.61	7.53	7.53
28/6/2547	7.22	7.49	7.49	7.55	7.59
30/6/2547	7.45	7.51	7.55	7.59	7.53
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	7.46	7.54	7.54	7.53	7.53
S.D.	0.24	0.06	0.04	0.04	0.03

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-7 ค่าไออาร์พีตลอดการทดลอง (ช่วงเริ่มต้นระบบ)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มิลลิโวลต์)	ชุดที่ 1	ชุดที่ 3	ชุดที่ 2	ชุดที่ 4
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 (ตะกอน A)	ถังปฏิกรณ์ที่ 3 (ตะกอน B)	ถังปฏิกรณ์ที่ 4 (ตะกอน B)
		น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)
7/5/2547	-	-222	-229	-223	-231
10/5/2547	-	-231	-242	-232	-244
12/5/2547	-	-248	-260	-249	-262
14/5/2547	-	-257	-272	-259	-274
17/5/2547	-	-261	-267	-262	-269
19/5/2547	-	-255	-278	-256	-280
21/5/2547	-	-274	-276	-270	-278
24/5/2547	-	-263	-268	-265	-270
26/5/2547	-	-258	-265	-249	-267
31/5/2547	-	-267	-272	-267	-274
3/6/2547	-	-260	-265	-260	-267
7/6/2547	-	-258	-264	-264	-266
9/6/2547	-	-266	-271	-268	-273
14/6/2547	-	-269	-277	-260	-265
16/6/2547	-	-260	-265	-265	-267
18/6/2547	-	-267	-272	-270	-274
21/6/2547	-	-263	-268	-265	-270
23/6/2547	-	-261	-266	-265	-268
28/6/2547	-	-266	-271	-265	-273
30/6/2547	-	-273	-278	-275	-268
n	-	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	-	-270	-266	-269	-269
S.D.	-	4.74	4.99	4.24	3.32

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-8 ค่าซีไอดีตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)
2/7/2547	112	41	63.4	37	67.0	41	63.4	39	65.2
5/7/2547	163	47	71.4	39	76.1	43	73.6	31	81.0
7/7/2547	186	55	70.4	43	76.9	51	72.6	41	78.0
12/7/2547	147	53	64.2	47	68.2	47	68.2	43	70.7
14/7/2547	178	41	77.0	39	78.1	43	75.8	41	77.0
16/7/2547	132	43	67.4	35	73.5	35	73.5	35	73.5
19/7/2547	147	53	63.9	41	72.1	43	70.7	37	74.8
21/7/2547	177	57	67.8	45	74.6	57	67.8	45	74.6
23/7/2547	147	51	65.3	41	72.1	41	72.1	39	73.5
26/7/2547	124	47	62.1	47	62.1	47	62.1	47	62.1
28/7/2547	155	57	63.3	41	73.6	51	67.1	31	80.0
30/7/2547	147	51	65.3	41	72.1	41	72.1	31	78.9
n	9	-	-	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	150	50	66	42	72	45	70	39	74
S.D.	17.94	5.63	4.41	3.83	4.48	6.39	4.10	5.78	5.28

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-9 ค่าซีไอดีตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)
2/8/2547	158	51	67.7	51	67.7	45	71.5	51	67.7
4/8/2547	143	68	52.4	68	52.4	53	62.9	63	55.9
6/8/2547	180	45	75.0	63	65.0	45	75.0	59	67.2
9/8/2547	196	53	73.0	53	73.0	53	73.0	53	73.0
11/8/2547	143	45	68.5	45	68.5	39	72.7	39	72.7
13/8/2547	173	45	74.0	53	69.4	45	74.0	45	74.0
16/8/2547	150	45	70.0	45	70.0	45	70.0	39	74.0
18/8/2547	140	53	62.1	53	62.1	39	72.1	53	62.1
20/8/2547	165	45	72.7	53	67.9	45	72.7	53	67.9
23/8/2547	173	53	69.4	63	63.6	39	77.5	39	77.5
25/8/2547	150	45	70.0	45	70.0	39	74.0	45	70.0
27/8/2547	160	45	71.9	45	71.9	41	74.4	45	71.9
n	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	161	48	70	51	68	43	73	46	71
S.D.	17.81	4.00	3.53	6.15	3.56	4.74	2.01	6.08	4.40

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-10 ค่าบีโอดีตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)
2/7/2547	82.7	29.0	64.9	25.4	69.3	28.9	65.1	25.3	69.5
12/7/2547	81.0	34.6	57.3	29.4	63.7	31.5	61.1	27.0	66.6
19/7/2547	85.9	34.8	59.5	27.5	68.0	30.5	64.5	24.8	71.1
23/7/2547	76.4	33.1	68.3	26.6	65.2	31.0	59.4	25.3	66.9
30/7/2547	79.8	35.8	55.2	28.1	64.8	33.3	58.3	26.8	66.4
ก	5	5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	81	33	61	27	66	31	62	26	68
S.D.	3.51	2.66	5.45	1.53	2.35	1.60	3.01	1.00	2.06

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก- 11 ค่าบีโอดีตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)
6/8/2547	89.5	28.3	68.3	38.1	57.4	27.6	69.2	36.2	59.6
13/8/2547	85.1	29.1	65.8	31.3	63.2	27.3	68.0	26.5	68.8
18/8/2547	76.50	28	63.0	24	69.1	26	66.5	24	69.1
20/8/2547	83.2	29.9	64.0	34.6	58.5	29.4	64.7	32.9	60.5
27/8/2547	79.6	27.3	65.7	25.6	67.8	25.6	67.9	24.9	68.7
n	5	5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	70	25	55	26	54	23	57	25	55
S.D.	32.06	9.67	24.72	11.78	24.23	9.12	25.46	10.87	25.02

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-12 ค่าของแรงแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
2/7/2547	58	12	79.3	16	72.4	14	75.9	17	70.7
5/7/2547	61	13	78.7	19	68.9	13	78.7	19	68.9
7/7/2547	51	11	78.4	16	68.6	12	76.5	21	58.8
12/7/2547	57	13	77.2	18	68.4	13	77.2	17	70.2
14/7/2547	47	11	76.6	16	66.0	12	74.5	15	68.1
16/7/2547	50	12	76.0	18	64.0	14	72.0	18	64.0
19/7/2547	64	14	78.1	20	68.8	16	75.0	21	67.2
21/7/2547	59	13	78.0	19	67.8	12	79.7	16	72.9
23/7/2547	62	13	79.0	20	67.7	16	74.2	22	64.5
26/7/2547	56	11	80.4	18	67.9	11	80.4	19	66.1
28/7/2547	49	13	73.5	17	65.3	13	73.5	16	67.3
30/7/2547	58	14	75.9	19	67.2	15	74.1	22	62.1
n	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	56	13	77	18	67	14	76	18	67
S.D.	5.91	1.12	2.01	1.32	1.58	1.81	2.85	2.70	3.28

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-13 ค่าของแรงแ้งแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ดังปฏิกิริยาที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ดังปฏิกิริยาที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ดังปฏิกิริยาที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ดังปฏิกิริยาที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
2/8/2547	52	17	67.3	20	61.5	19	63.5	18	65.4
4/8/2547	62	19	69.4	25	59.7	22	64.5	23	62.9
6/8/2547	59	15	74.6	23	61.0	15	74.6	21	64.4
9/8/2547	56	15	73.2	21	62.5	14	75.0	20	64.3
11/8/2547	54	14	74.1	20	63.0	14	74.1	20	63.0
13/8/2547	61	16	73.8	22	63.9	17	72.1	22	63.9
16/8/2547	63	19	69.8	25	60.3	18	71.4	22	65.1
18/8/2547	67	21	68.7	27	59.7	21	68.7	24	64.2
20/8/2547	58	18	69.0	23	60.3	19	67.2	22	62.1
23/8/2547	55	17	69.1	21	61.8	18	67.3	21	61.8
25/8/2547	53	16	69.8	20	62.3	17	67.9	19	64.2
27/8/2547	57	17	70.2	24	57.9	19	66.7	21	63.2
ก	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	58	17	71	23	61	18	69	21	64
S.D.	4.60	2.12	2.19	2.40	1.88	2.30	3.17	1.48	1.09

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-14 ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มก./ล. หินปูน)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.
		น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)
2/7/2547	258	266	278	278	278
5/7/2547	273	275	271	278	284
7/7/2547	255	264	269	278	275
12/7/2547	295	286	291	286	291
14/7/2547	271	278	284	282	289
16/7/2547	258	266	273	266	280
19/7/2547	266	269	278	278	300
21/7/2547	253	266	266	271	271
23/7/2547	266	278	271	282	280
26/7/2547	291	293	295	284	300
28/7/2547	262	275	273	275	278
30/7/2547	258	273	278	284	278
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	269	276	279	279	285
S.D.	14.79	9.02	9.56	6.76	10.29

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-15 ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มก./ล. หินปูน)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)
2/8/2547	264	269	271	271	275
4/8/2547	260	266	266	273	269
6/8/2547	284	286	289	289	291
9/8/2547	253	269	278	266	278
11/8/2547	273	278	280	280	280
13/8/2547	293	289	295	289	300
16/8/2547	269	275	284	273	284
18/8/2547	266	275	282	282	284
20/8/2547	251	271	284	278	280
23/8/2547	284	286	291	291	300
25/8/2547	269	275	284	278	284
27/8/2547	258	271	273	275	282
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	268	277	283	279	286
S.D.	13.88	6.85	6.66	7.53	8.37

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-16 ค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสียเข้าระบบ (มก./ล. อะซิติก)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.
		น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)
2/7/2547	75	59	59	55	53
5/7/2547	57	48	48	51	51
7/7/2547	70	51	48	53	51
12/7/2547	73	57	59	57	51
14/7/2547	81	59	55	55	59
16/7/2547	57	53	53	53	55
19/7/2547	81	57	57	62	57
21/7/2547	64	53	51	53	48
23/7/2547	62	53	48	51	51
26/7/2547	81	66	55	57	59
28/7/2547	66	55	55	55	55
30/7/2547	62	54	51	53	51
n	9	-	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	70	56	54	55	54
S.D.	9.71	4.32	3.50	3.30	4.13

หมายเหตุ: n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-17 ค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสียเข้าระบบ (มก./ล. อะซิติก)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)
2/8/2547	70	57	53	57	53
4/8/2547	86	64	64	59	59
6/8/2547	75	62	57	66	62
9/8/2547	81	64	59	62	55
11/8/2547	59	53	53	57	57
13/8/2547	79	62	59	62	62
16/8/2547	73	57	53	57	51
18/8/2547	70	57	53	59	62
20/8/2547	62	51	51	48	48
23/8/2547	70	59	53	55	48
25/8/2547	84	62	62	64	53
27/8/2547	62	57	53	53	55
ก	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	71	58	55	57	55
S.D.	9.00	4.26	3.97	4.85	5.01

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-18 ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
2/7/2547	0.29	0.22	0.21	0.20	0.19
5/7/2547	0.21	0.18	0.18	0.18	0.18
7/7/2547	0.28	0.19	0.18	0.19	0.18
12/7/2547	0.25	0.20	0.20	0.20	0.17
14/7/2547	0.30	0.21	0.19	0.20	0.21
16/7/2547	0.22	0.20	0.19	0.20	0.20
19/7/2547	0.31	0.21	0.21	0.22	0.19
21/7/2547	0.25	0.20	0.19	0.19	0.18
23/7/2547	0.23	0.19	0.18	0.18	0.18
26/7/2547	0.28	0.23	0.19	0.20	0.20
28/7/2547	0.25	0.20	0.20	0.20	0.20
30/7/2547	0.24	0.20	0.18	0.19	0.18
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	0.26	0.20	0.19	0.20	0.19
S.D.	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-19 ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
2/8/2547	0.27	0.21	0.19	0.21	0.19
4/8/2547	0.33	0.24	0.24	0.22	0.22
6/8/2547	0.26	0.22	0.20	0.23	0.21
9/8/2547	0.32	0.24	0.21	0.23	0.20
11/8/2547	0.22	0.19	0.19	0.20	0.20
13/8/2547	0.27	0.21	0.20	0.21	0.21
16/8/2547	0.27	0.21	0.19	0.21	0.18
18/8/2547	0.26	0.21	0.19	0.21	0.22
20/8/2547	0.25	0.19	0.18	0.17	0.17
23/8/2547	0.25	0.21	0.18	0.19	0.16
25/8/2547	0.31	0.22	0.22	0.23	0.19
27/8/2547	0.24	0.21	0.19	0.19	0.20
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	0.27	0.21	0.19	0.21	0.19
S.D.	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-20 ค่าอุณหภูมิภายในระบบตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.
	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)
2/7/2547	35.1	35.4	35.2	35.4
5/7/2547	36.0	36.1	36.2	36.4
7/7/2547	35.2	35.5	35.3	35.5
12/7/2547	35.7	36.0	35.8	36.0
14/7/2547	35.3	35.6	35.4	35.6
16/7/2547	34.9	35.2	35.0	35.2
19/7/2547	34.7	35.0	34.8	35.0
21/7/2547	36.2	36.1	36.1	37.0
23/7/2547	34.3	34.6	34.4	34.6
26/7/2547	34.8	34.1	35.1	34.9
28/7/2547	36.2	36.7	36.2	36.3
30/7/2547	35.1	34.3	35.2	34.3
n	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	35.2	35.3	35.3	35.4
S.D.	0.67	0.88	0.60	0.88

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-21 ค่าอุณหภูมิภายในระบบตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิภายในถัง ปฏิกรณ์ (องศาเซลเซียส)
2/8/2547	34.7	35.00	34.85	34.95
4/8/2547	36.1	36.20	36.10	36.10
6/8/2547	34.9	35.20	35.05	35.15
9/8/2547	35.6	35.90	35.75	35.85
11/8/2547	36.3	36.60	36.45	36.55
13/8/2547	35.8	36.10	35.95	36.05
16/8/2547	36.2	36.50	36.35	36.45
18/8/2547	35.7	36.00	35.85	35.95
20/8/2547	35.8	36.10	35.95	36.05
23/8/2547	36.1	36.20	36.10	36.20
25/8/2547	35.5	35.80	35.65	35.75
27/8/2547	35.4	35.70	35.55	35.65
n	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	35.8	36.1	35.9	36.1
S.D.	0.32	0.30	0.30	0.30

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-22 ค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
2/7/2547	7.43	7.48	7.63	7.53	7.55
5/7/2547	7.68	7.59	7.60	7.60	7.51
7/7/2547	7.47	7.55	7.58	7.57	7.53
12/7/2547	7.49	7.51	7.43	7.53	7.68
14/7/2547	7.38	7.47	7.53	7.47	7.47
16/7/2547	7.63	7.51	7.55	7.53	7.53
19/7/2547	7.33	7.49	7.38	7.42	7.55
21/7/2547	7.49	7.51	7.51	7.58	7.57
23/7/2547	7.55	7.55	7.58	7.60	7.55
26/7/2547	7.43	7.41	7.53	7.53	7.51
28/7/2547	7.49	7.51	7.43	7.55	7.51
30/7/2547	7.53	7.55	7.60	7.57	7.58
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	7.48	7.50	7.50	7.53	7.55
S.D.	0.09	0.04	0.07	0.06	0.06

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-23 ค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
2/8/2547	7.47	7.5	7.58	7.53	7.61
4/8/2547	7.28	7.35	7.33	7.39	7.43
6/8/2547	7.51	7.47	7.53	7.47	7.53
9/8/2547	7.28	7.37	7.47	7.37	7.55
11/8/2547	7.6	7.64	7.58	7.58	7.58
13/8/2547	7.47	7.51	7.53	7.53	7.53
16/8/2547	7.49	7.53	7.55	7.58	7.63
18/8/2547	7.41	7.49	7.57	7.53	7.43
20/8/2547	7.53	7.64	7.68	7.65	7.65
23/8/2547	7.51	7.5	7.63	7.63	7.63
25/8/2547	7.28	7.47	7.33	7.41	7.59
27/8/2547	7.59	7.5	7.51	7.63	7.61
n	9	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	7.46	7.52	7.54	7.55	7.58
S.D.	0.12	0.08	0.10	0.10	0.07

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-24 ค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มิลลิโวลต์)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.
		น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)
2/7/2547	-	-259	-264	-275	-278
5/7/2547	-	-267	-271	-277	-280
7/7/2547	-	-257	-253	-269	-274
12/7/2547	-	-263	-266	-265	-266
14/7/2547	-	-269	-267	-270	-273
16/7/2547	-	-264	-268	-263	-269
19/7/2547	-	-261	-257	-274	-277
21/7/2547	-	-265	-267	-269	-271
23/7/2547	-	-257	-261	-258	-261
26/7/2547	-	-270	-272	-271	-278
28/7/2547	-	-261	-265	-277	-280
30/7/2547	-	-267	-275	-271	-275
ก	-	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	-	-266	-269	-272	-264
S.D.	-	5.34	5.81	6.14	4.17

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-25 ค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มิลลิโวลต์)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)
2/8/2547	-	-275	-271	-257	-256
4/8/2547	-	-267	-263	-274	-273
6/8/2547	-	-280	-275	-260	-259
9/8/2547	-	-275	-271	-258	-257
11/8/2547	-	-266	-262	-272	-271
13/8/2547	-	-268	-262	-274	-273
16/8/2547	-	-270	-266	-270	-269
18/8/2547	-	-258	-254	-274	-273
20/8/2547	-	-267	-261	-277	-276
23/8/2547	-	-271	-267	-268	-267
25/8/2547	-	-261	-256	-271	-270
27/8/2547	-	-269	-263	-261	-260
n	-	9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย	-	-267	-262	-269	-268
S.D.	-	5.14	5.27	6.25	6.25

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-26 ค่าที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 1)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 7 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
2/7/2547	60	57	5.0	57	5.0	54	10.0	53	11.7
12/7/2547	54	51	5.6	48	11.1	49	9.3	48	11.1
19/7/2547	65	58	10.8	58	10.8	58	10.8	58	10.8
23/7/2547	58	56	3.4	54	6.9	58	0.0	56	3.4
30/7/2547	54	51	5.6	49	9.3	53	1.9	50	7.4
n	5	5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	58	55	6	53	9	54	6	53	9
S.D.	4.60	3.36	2.77	4.55	2.61	3.78	5.05	4.12	3.46

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก- 27 ค่าที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 1 (ช่วงที่ 2)

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการ กำจัด (ร้อยละ)
6/8/2547	74	71	4.1	72	2.7	69	6.8	69	6.8
13/8/2547	58	55	5.2	55	5.2	55	5.2	53	8.6
18/8/2547	64	63	1.6	61	4.7	59	7.8	61	4.7
20/8/2547	58	55	5.2	56	3.4	56	3.4	51	12.1
27/8/2547	66	63	4.5	63	4.5	63	4.5	63	4.5
n	5	5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	64	61	4	61	4	60	6	59	7
S.D.	6.63	6.69	1.49	6.80	1.01	5.73	1.74	7.40	3.13

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-28 ค่าซีไอดีตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
6/9/2547	165	45	72.8	53	68.0	45	72.8	53	68.0
8/9/2547	135	30	77.8	45	66.8	30	77.8	45	66.8
10/9/2547	173	45	74.0	53	69.4	53	69.4	53	69.4
13/9/2547	165	45	72.8	45	72.8	45	72.8	45	72.8
15/9/2547	143	30	79.0	45	68.5	30	79.0	30	79.0
17/9/2547	165	45	72.8	53	68.0	45	72.8	45	72.8
20/9/2547	150	38	74.7	45	70.1	38	74.7	45	70.1
22/9/2547	135	30	77.8	30	77.8	30	77.8	45	66.8
24/9/2547	178	30	83.1	45	74.7	45	74.7	45	74.7
27/9/2547	155	38	75.5	38	75.5	38	75.5	38	75.5
29/9/2547	147	31	78.9	38	74.1	38	74.1	38	74.1
4/10/2547	163	31	81.0	45	72.4	38	76.7	45	72.4
6/10/2547	163	38	76.7	53	67.5	45	72.4	45	72.4
8/10/2547	178	31	82.6	31	72.2	31	82.6	39	72.2
11/10/2547	194	47	75.8	54	82.6	47	75.8	54	78.1
13/10/2547	155	31	80.0	39	74.8	31	80.0	39	74.8
15/10/2547	147	39	73.5	47	68.1	39	73.5	47	68.1
18/10/2547	163	31	81.0	39	76.1	31	81.0	39	76.1
22/10/2547	194	31	84.0	39	76.1	31	84.0	39	71.2
27/10/2547	163	39	76.1	39	79.9	39	76.1	47	79.9
n	12	12	12	12	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	35	42	79	38	74	38	77	43	74
S.D.	5.34	6.72	3.44	5.85	4.27	5.85	3.77	5.04	3.17

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-29 ค่าบีโอดีตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
6/9/2547	87	27	69.3	32	63.1	27	68.8	32	63.1
13/9/2547	84	27	67.5	27	67.4	27	67.7	32	61.7
17/9/2547	84	25	70.2	29	65.5	27	67.8	29	65.5
24/9/2547	92	25	73.0	27	70.8	26	71.9	27	70.8
4/10/2547	86	24	72.0	28	67.0	25	70.7	28	67.4
8/10/2547	98	19	81.0	19	80.5	21	79.0	23	76.1
13/10/2547	84	20	76.4	24	71.3	20	76.1	23	72.5
22/10/2547	99	20	79.4	24	75.7	21	79.2	24	75.7
n	5	5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	92	22	76	24	73	22	75	25	72
S.D.	6.84	2.83	3.92	3.59	5.18	2.89	3.94	2.27	3.59

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ใช้ทำการทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-30 ค่าของแรงแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ดังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ดังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ดังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ดังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
6/9/2547	65	19	70.77	25	61.54	20	69.23	26	60.00
8/9/2547	50	15	70.00	21	58.00	15	70.00	21	58.00
10/9/2547	61	17	72.13	22	63.93	15	75.41	23	62.30
13/9/2547	58	15	74.14	24	58.62	17	70.69	24	58.62
15/9/2547	65	21	67.69	25	61.54	22	66.15	24	63.08
17/9/2547	63	18	71.43	22	65.08	18	71.43	23	63.49
20/9/2547	65	20	69.23	24	63.08	21	67.69	25	61.54
22/9/2547	69	19	72.46	25	63.77	20	71.01	26	62.32
24/9/2547	60	17	71.67	23	61.67	17	71.67	23	61.67
27/9/2547	65	18	72.31	20	69.23	19	70.77	21	67.69
29/9/2547	53	15	71.70	19	64.15	15	71.70	19	64.15
4/10/2547	59	17	71.19	21	64.41	17	71.19	22	62.71
6/10/2547	50	15	70.00	19	62.00	17	66.00	20	60.00
8/10/2547	67	19	71.64	25	62.69	20	70.15	24	64.18
11/10/2547	61	17	72.13	23	62.30	17	72.13	22	63.93
13/10/2547	57	16	71.93	21	63.16	15	73.68	21	63.16
15/10/2547	55	15	72.73	22	60.00	17	69.09	23	58.18
18/10/2547	59	18	69.49	23	61.02	19	67.80	24	59.32
22/10/2547	54	16	70.37	21	61.11	16	70.37	22	59.26
27/10/2547	61	20	67.21	23	62.30	20	67.21	23	62.30
n	12	12	12	12	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	58	17	71.03	22	62.83	17	70.15	22	62.21
S.D.	4.93	1.62	1.54	1.83	2.38	1.73	2.24	1.54	2.70

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-31 ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ (มก./ล. หินปูน)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)	น้ำออก (มก./ล. หินปูน)
6/9/2547	264	273	278	275	280
8/9/2547	255	253	260	262	266
10/9/2547	271	275	278	280	282
13/9/2547	269	273	280	280	286
15/9/2547	262	271	271	275	280
17/9/2547	273	280	282	282	286
20/9/2547	275	275	282	284	291
22/9/2547	278	284	291	284	295
24/9/2547	266	275	282	282	289
27/9/2547	291	295	295	302	302
29/9/2547	293	297	295	304	304
4/10/2547	258	291	282	295	300
6/10/2547	280	286	289	291	297
8/10/2547	251	262	266	264	273
11/10/2547	264	271	275	275	280
13/10/2547	255	262	269	269	275
15/10/2547	253	262	271	266	275
18/10/2547	264	271	280	275	284
22/10/2547	275	275	282	284	284
27/10/2547	273	278	284	282	291
n	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	269	277	281	282	288
S.D.	14.07	12.76	9.44	13.39	11.01

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-32 ค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสียเข้าระบบ (มก./ล. อะซิติก)	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)	น้ำออก (มก./ล. อะซิติก)
6/9/2547	77	55	53	59	59
8/9/2547	70	53	51	57	55
10/9/2547	88	55	55	51	55
13/9/2547	77	51	48	48	48
15/9/2547	86	55	55	51	51
17/9/2547	88	57	53	53	53
20/9/2547	68	48	51	48	51
22/9/2547	73	57	55	53	48
24/9/2547	62	42	35	44	33
27/9/2547	75	44	44	46	46
29/9/2547	84	48	44	51	48
4/10/2547	73	43	42	40	40
6/10/2547	64	37	37	40	35
8/10/2547	62	35	33	37	37
11/10/2547	77	46	44	42	46
13/10/2547	70	44	42	35	37
15/10/2547	84	48	44	48	44
18/10/2547	77	44	40	48	42
22/10/2547	75	40	37	46	40
27/10/2547	85	37	35	42	42
n	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	74	42	40	43	41
S.D.	8.26	4.31	4.03	4.81	4.73

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-33 ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
6/9/2547	0.29	0.20	0.19	0.22	0.21
8/9/2547	0.28	0.21	0.19	0.22	0.21
10/9/2547	0.32	0.20	0.20	0.18	0.20
13/9/2547	0.29	0.19	0.17	0.17	0.17
15/9/2547	0.33	0.20	0.20	0.18	0.18
17/9/2547	0.32	0.20	0.19	0.19	0.18
20/9/2547	0.25	0.18	0.18	0.17	0.17
22/9/2547	0.26	0.20	0.19	0.19	0.16
24/9/2547	0.23	0.15	0.12	0.16	0.11
27/9/2547	0.26	0.15	0.15	0.15	0.15
29/9/2547	0.29	0.16	0.15	0.17	0.16
4/10/2547	0.28	0.15	0.15	0.13	0.13
6/10/2547	0.23	0.13	0.13	0.14	0.12
8/10/2547	0.25	0.13	0.12	0.14	0.14
11/10/2547	0.29	0.17	0.16	0.15	0.17
13/10/2547	0.28	0.17	0.16	0.13	0.14
15/10/2547	0.33	0.18	0.16	0.18	0.16
18/10/2547	0.29	0.16	0.14	0.18	0.15
22/10/2547	0.27	0.14	0.13	0.16	0.14
27/10/2547	0.31	0.13	0.12	0.15	0.14
n	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	0.28	0.15	0.14	0.15	0.14
S.D.	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-34 ค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก	น้ำออก
6/9/2547	7.43	7.45	7.63	7.35	7.47
8/9/2547	7.51	7.47	7.61	7.35	7.49
10/9/2547	7.37	7.57	7.49	7.61	7.58
13/9/2547	7.43	7.61	7.63	7.63	7.65
15/9/2547	7.49	7.49	7.49	7.49	7.51
17/9/2547	7.49	7.49	7.56	7.49	7.55
20/9/2547	7.59	7.67	7.59	7.69	7.61
22/9/2547	7.57	7.57	7.55	7.63	7.64
24/9/2547	7.66	7.61	7.69	7.69	7.69
27/9/2547	7.55	7.67	7.63	7.53	7.57
29/9/2547	7.41	7.57	7.59	7.47	7.55
4/10/2547	7.57	7.61	7.59	7.61	7.58
6/10/2547	7.66	7.63	7.63	7.63	7.69
8/10/2547	7.53	7.53	7.63	7.59	7.55
11/10/2547	7.41	7.49	7.51	7.55	7.49
13/10/2547	7.49	7.37	7.49	7.55	7.55
15/10/2547	7.45	7.33	7.49	7.39	7.49
18/10/2547	7.41	7.57	7.59	7.39	7.58
22/10/2547	7.53	7.59	7.63	7.55	7.65
27/10/2547	7.61	7.61	7.73	7.58	7.58
n	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	7.52	7.55	7.60	7.54	7.58
S.D.	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-35 ค่าที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสีย เข้า ระบบ (มก./ล.)	ตะกอนชนิด A				ตะกอนชนิด B			
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 3 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.		ถังปฏิกรณ์ที่ 4 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	
		น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)	น้ำออก (มก./ล.)	ประสิทธิภาพ กำจัด (ร้อยละ)
6/9/2547	77	74	3.90	74	3.90	72	6.49	74	3.90
13/9/2547	58	55	5.17	55	5.17	53	8.62	55	5.17
17/9/2547	71	67	5.63	65	8.45	69	2.82	68	4.23
24/9/2547	60	58	3.33	59	1.67	56	6.67	58	3.33
4/10/2547	58	55	5.17	53	8.62	54	6.90	53	8.62
8/10/2547	78	75	3.85	76	2.56	76	2.56	75	3.85
13/10/2547	60	57	5.00	57	5.00	56	6.67	55	8.33
22/10/2547	75	71	5.33	71	5.33	72	4.00	71	5.33
ก	5	5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	66	63	5	63	5	63	5	62	6
S.D.	9.50	9.12	0.89	9.81	2.72	10.35	1.96	9.94	2.47

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-36 ค่าไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 2

วันที่	น้ำเสียเข้า ระบบ	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
		ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 1 ความเร็วไหลขึ้น 5 ม./ชม.	ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ความเร็วไหลขึ้น 10 ม./ชม.
		น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)	น้ำออก (มิลลิโวลต์)
6/9/2547	-	-269	-263	-261	-260
8/9/2547	-	-275	-271	-257	-256
10/9/2547	-	-267	-263	-274	-273
13/9/2547	-	-275	-270	-273	-269
15/9/2547	-	-280	-275	-279	-275
17/9/2547	-	-285	-280	-282	-280
20/9/2547	-	-269	-265	-270	-265
22/9/2547	-	-285	-275	-283	-275
24/9/2547	-	-269	-263	-261	-262
27/9/2547	-	-275	-271	-275	-256
29/9/2547	-	-267	-263	-274	-273
4/10/2547	-	-285	-275	-280	-259
6/10/2547	-	-275	-271	-275	-275
8/10/2547	-	-266	-262	-272	-271
11/10/2547	-	-268	-262	-274	-273
13/10/2547	-	-270	-266	-265	-261
15/10/2547	-	-275	-275	-274	-273
18/10/2547	-	-285	-275	-267	-262
22/10/2547	-	-280	-280	-279	-280
27/10/2547	-	-275	-275	-275	-275
n	-	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย	-	-274	-270	-273	-268
S.D.	-	6.55	6.35	5.58	7.81

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-37 ค่า SMA ตลอดการทดลองทั้งหมด (เริ่มต้นระบบถึงสิ้นสุดการทดลอง)

วันที่	ตะกอนชนิด A		ตะกอนชนิด B	
	ถังปฏิกรณ์ที่ 1	ถังปฏิกรณ์ที่ 2	ถังปฏิกรณ์ที่ 3	ถังปฏิกรณ์ที่ 4
	SMA (gCOD-CH ₄ /gVSS-d)	SMA (gCOD-CH ₄ /gVSS-d)	SMA (gCOD-CH ₄ /gVSS-d)	SMA (gCOD-CH ₄ /gVSS-d)
17/5/2547	0.10	0.10	0.07	0.07
31/5/2547	0.07	0.07	0.07	0.07
16/6/2547	0.08	0.08	0.06	0.05
30/6/2547	0.09	0.09	0.05	0.04
15/7/2547	0.08	0.07	0.07	0.06
30/7/2547	0.06	0.05	0.08	0.08
16/8/2547	0.06	0.06	0.08	0.08
31/8/2547	0.08	0.07	0.08	0.07
15/9/2547	0.09	0.08	0.08	0.08
29/9/2547	0.10	0.10	0.09	0.09
15/10/2547	0.12	0.10	0.09	0.09
29/10/2547	0.12	0.11	0.09	0.09
n	-	-	-	-
ค่าเฉลี่ย	-	-	-	-
S.D.	-	-	-	-

หมายเหตุ ก คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ภาคผนวก ข

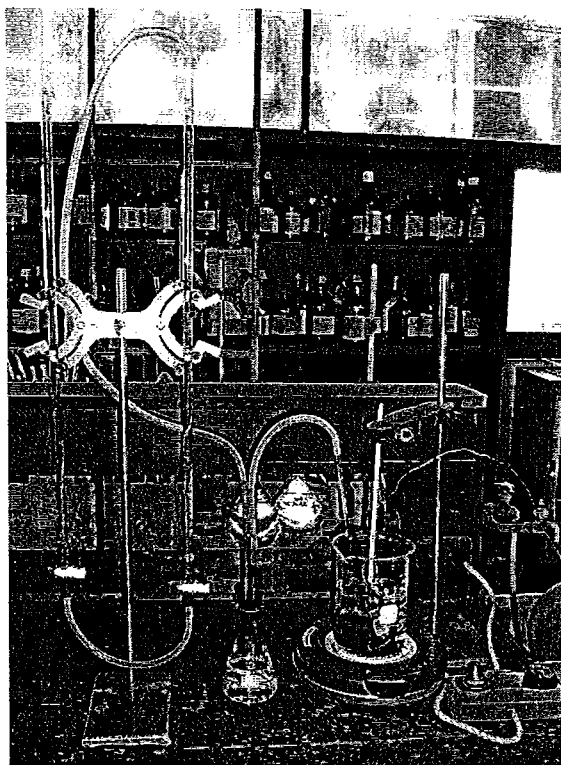
ค่าความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอน
(Specific methanogenic activity, SMA)

การหาค่าความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอน (Specific methanogenic activity, SMA)

การหาค่า SMA ของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบอีจีเอสบี ทำโดยใช้แบบจำลองแบบแบตช์ โดยการนำเมื่อดตะกอนจากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีมาทำการทดลองกับสารอาหารที่เตรียมไว้ และวัดปริมาตรก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น โดยเติมอาหารเพียงครั้งเดียว และไม่มีการเติมสารอาหารเพิ่ม การทดลองควบคุมให้อุณหภูมิอยู่ในช่วง 35 ± 1 องศาเซลเซียส การทดลองทั้งหมดทำที่ห้องปฏิบัติการ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

อุปกรณ์และการทดลอง

ในการทดลองใช้ขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มล. จำนวน 1 ขวด สำหรับใส่เมื่อดตะกอนจากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี ด้านบนมีจุกยางปิดและติดตั้งท่อนำก๊าซพร้อมสายยางเพื่อนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นลำเลียงไปยังขวดรูปชมพู่อีกใบหนึ่งซึ่งบรรจุ NaOH 1 N เพื่อทำหน้าที่ดักก๊าซอื่นๆ ที่ไม่ใช่ก๊าซมีเทน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ให้ละลายอยู่ในสารละลายดังกล่าว ส่วนก๊าซมีเทนจะแยกตัวและลอยขึ้นด้านบนผ่านท่อนำก๊าซ และสายยางเพื่อลำเลียงก๊าซมีเทนไปยังอุปกรณ์วัดก๊าซแบบแทนทีน้ำ ดังรูปที่ ข.1



รูปที่ ข.1 การติดตั้งอุปกรณ์การทดลองหาค่าความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอน(SMA)

สารอาหารที่ใช้คือกรดอะซิติก ผสมกับน้ำกลั่นให้ได้ซีไอดีประมาณ 2,500 มก/ล. ปรับพีเอชให้อยู่ในช่วง 7.2-7.5 ด้วยสารละลาย NaHCO_3 ใช้เมล็ดตะกอนจุลินทรีย์ปริมาตร 25 มล. (ที่สภาวะตกตะกอน) ผสมกับสารอาหารปริมาตร 125 มล. รวมเป็นปริมาตรทั้งหมด 150 มล. นำขวดไปวางบนอุปกรณ์ควบคุมอุณหภูมิ ซึ่งควบคุมอุณหภูมิในช่วง 30-35 องศาเซลเซียส ทำการบันทึกปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นตลอดการทดลอง แล้วนำไปเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาตรก๊าซมีเทนสะสมกับเวลาทำการทดลอง เพื่อหาความชันของกราฟสำหรับคำนวณค่า SMA ($\text{gCOD-CH}_4/\text{gVSS-d}$)

การคำนวณค่า SMA จะใช้อัตราการเกิดก๊าซสูงสุดในช่วงการทดลองซึ่งก็คือค่าความชันสูงสุดของกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาตรก๊าซมีเทนสะสมกับเวลา โดยสามารถคำนวณได้จากสูตร ดังนี้

$$\text{SMA} = R * 24 / (\text{CF} * V * \text{VSS})$$

โดยที่

SMA	คือ	ค่า Specific methanogenic activity ($\text{gCOD-CH}_4/\text{gVSS-d}$)
R	คือ	อัตราการเกิดก๊าซมีเทน (ml/hr) หรือค่าความชันของกราฟระหว่างปริมาตรก๊าซมีเทนสะสมกับเวลา
CF	คือ	Conversion Factor ($\text{mlCH}_4/\text{gCOD}$) แสดงในตารางที่ ๑.1
V	คือ	Effective liquid volume digester (L)
VSS	คือ	Volatile Suspended Solid (gVSS/l)

ตารางที่ ๑.1 ค่า Conversion Factor

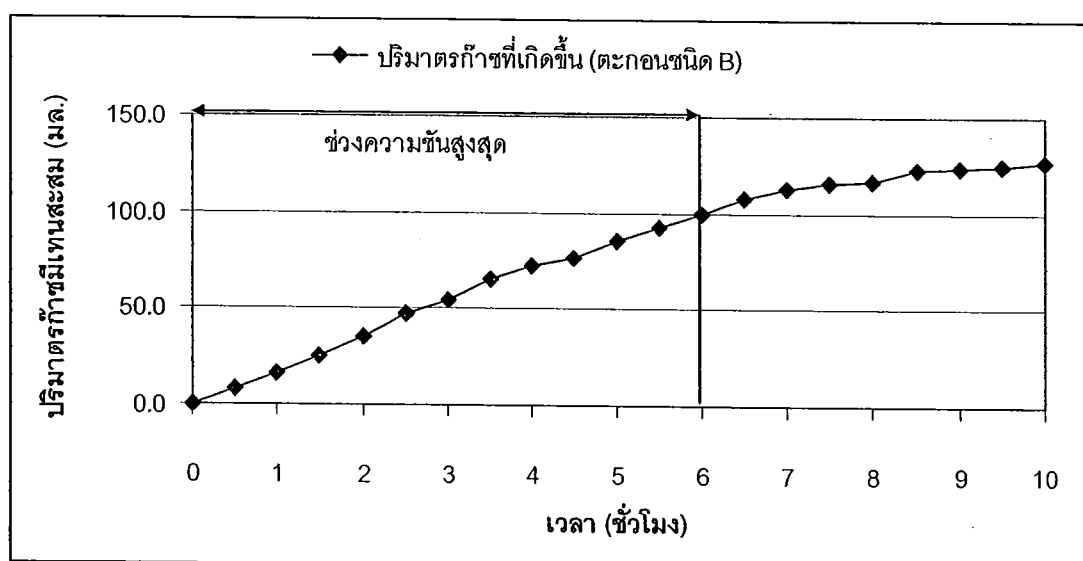
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Conversion Factor ($\text{ml-CH}_4/\text{gCOD}$)
10	363
15	369
20	376
25	382
30	388
35	395
40	401
45	408

ตัวอย่างการคำนวณหาค่า SMA

กำหนดใช้ข้อมูลดิบจากการหาค่า SMA ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ชนิด B) ในช่วงก่อนเริ่มต้นระบบ ซึ่งมีข้อมูลดังตารางที่ ข.2

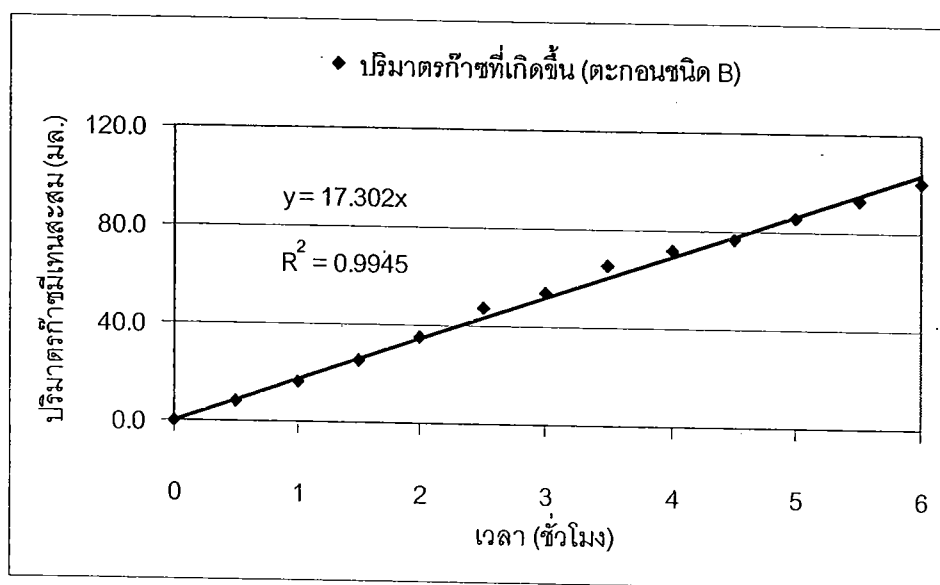
ตารางที่ ข.2 ข้อมูลดิบ

เวลา (ชม.)	ปริมาตร ก๊าซมีเทน (มล.)	ปริมาตรก๊าซ มีเทนสะสม (มล.)	เวลา (ชม.)	ปริมาตร ก๊าซมีเทน (มล.)	ปริมาตรก๊าซ มีเทนสะสม (มล.)
0	0	0	-	-	-
0.5	9.0	9.0	5.5	8.5	95.0
1.0	11.5	20.5	6.0	10.5	105.5
1.5	11.0	31.5	6.5	2.5	108.0
2.0	11.5	43.0	7.0	5.0	113.0
2.5	9.0	52.0	7.5	3.0	116.0
3.0	7.5	59.5	8.0	1.0	117.0
3.5	5.5	65.0	8.5	5.5	122.5
4.0	7.0	72.0	9.0	1.0	123.5
4.5	7.5	79.5	9.5	1.5	125.0
5.0	7.0	86.5	10.0	1.5	126.5



รูปที่ ข.2 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาตรก๊าซมีเทนสะสมกับเวลาทำการทดลอง

นำข้อมูลจากตาราง ข.2 มาเขียนกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาตรก๊าซมีเทนสะสมกับ เวลาที่ทำการทดลองเพื่อหาช่วงที่มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนสูงสุด โดยจะได้ดังรูปที่ ข.2 ซึ่งจากรูปดังกล่าวเลือกช่วงเวลา 0-6 ชม. เพื่อหาความชันของกราฟ หรืออัตราการเกิดก๊าซมีเทนแสดง ดังรูป ข.3



รูปที่ ข.3 การหาความชันจากกราฟช่วงที่เกิดความชันสูงสุด

จากรูปที่ ข.2 จะได้อัตราการเกิดก๊าซมีเทนเท่ากับ 17.30 มล.มีเทน/ชม.

ค่า CF จากตาราง ข.1 ที่อุณหภูมิ 35 เท่ากับ 395

Effective liquid volume digester เท่ากับ 225 มล.

VSS เท่ากับ 55.2 gVSS/l

แทนค่าในสูตรดังนี้

$$\begin{aligned}
 \text{SMA} &= (R * 24) / (CF * V * VSS) \\
 \text{SMA} &= (17.30 * 24) / (395 * 225 * 55.2) \\
 \text{ดังนั้น} \quad \text{SMA} &= 0.084 \quad \text{gCOD-CH}_4 / \text{gVSS-d}
 \end{aligned}$$