

การใช้เซลล์ตรึงในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี



นายรองเพชร บุญช่วยดี

สถาบันวิทยบริการ

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

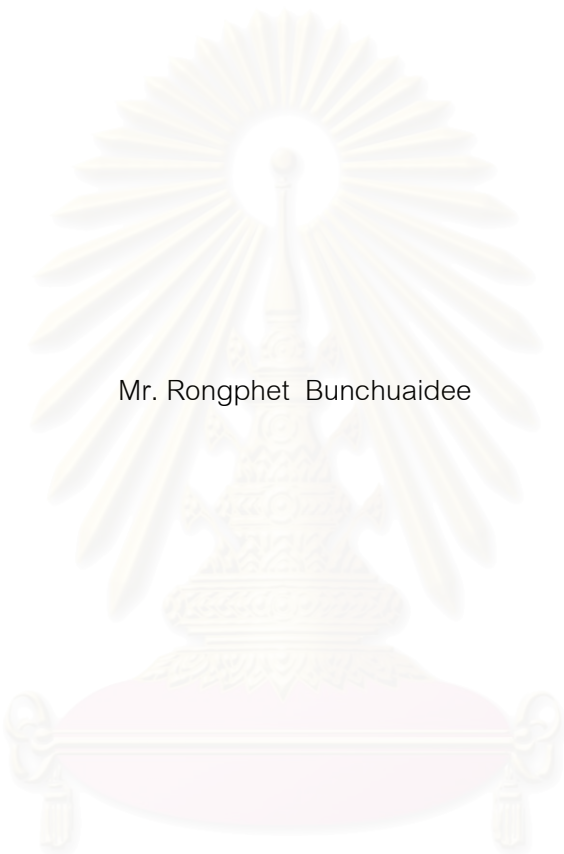
ปีการศึกษา 2546

ISBN 974-17-4663-6

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

THE USE OF IMMOBILIZED CELL IN TREATING LOW STRENGTH
DOMESTIC SEWAGE WITH EGSB SYSTEM

Mr. Rongphet Bunchuaidee



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering

Chulalongkorn University

Academic Year 2003

ISBN 974-17-4663-6

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การใช้เซลล์ตรึงในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี
โดย	นายรองเพชร บุญช่วยดี
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัย
เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

..... คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.ดิเรก ลาวัณย์ศิริ)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.สุรพล สายพานิช)

..... อาจารย์ที่ปรึกษา
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม
(รองศาสตราจารย์ ดร.ศิริรัตน์ เร่งพิพัฒน์)

..... กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุธา ชาวเขียว)

..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ อรรถัย ชวาลภาฤทธิ์)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รองเพชร บุญช่วยดี : การใช้เซลล์ตรึงในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี (THE USE OF IMMOBILIZED CELL IN TREATING LOW STRENGTH DOMESTIC SEWAGE WITH EGSB SYSTEM) อ.ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล, อ.ที่ปรึกษาร่วม : รองศาสตราจารย์ ดร.ศิริรัตน์ เร่งพิพัฒน์, 129 หน้า. ISBN 974-17-4663-6.

งานวิจัยนี้เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีร่วมกับเม็ดเซลล์ตรึงจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยศึกษาถึงความเหมาะสมของความเข้มข้นของจุลินทรีย์ และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจินเตตต่อสภาพของเม็ดเซลล์ตรึง โดยทำการแปรค่าความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ที่ 10,000 20,000 และ 30,000 มก./ล. และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจินเตตที่ร้อยละ 2.0 2.5 และ 3.0 ตามลำดับ รวมทั้งผลของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบอีจีเอสบี โดยให้ระบบอีจีเอสบีรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 และ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน คิดเป็นเวลากักน้ำเสียเท่ากับ 4 และ 2 ชั่วโมง ตามลำดับ ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ชุดที่ 1 และ 2 ซึ่งมีความเร็วไหลขึ้น 3 และ 6 ม./ชม. ตามลำดับ เช่นกัน

ผลการทดลองเพื่อหาความเหมาะสมของเซลล์ตรึงจุลินทรีย์ ได้เลือกความเข้มข้นของเซลล์ตรึงที่ 30,000 มก./ล. และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจินเตตที่ร้อยละ 3.0 โดยสร้างเป็นเม็ดเซลล์ตรึงที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ 3.0 มม. มีความเร็วในการตกตะกอนเท่ากับ 102 ม./ชม.

ผลการทดลอง พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากักน้ำเสีย 4 ชั่วโมง ถึงปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.) และถึงปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.) มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 68 และ 75 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 61 และ 66 ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยร้อยละ 37 และ 25 ตามลำดับ

ขณะที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากักน้ำเสีย 2 ชั่วโมงถึงปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.) และถึงปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.) มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 64 และ 68 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 47 และ 54 ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยร้อยละ 36 และ 26 ตามลำดับ ตลอดจนการทดลองทั้งหมดไม่มีฟองก๊าซชีวภาพเกิดขึ้น เนื่องจากน้ำเสียมีค่าซีโอดีต่ำทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นละลายอยู่ในน้ำเกือบทั้งหมด

หลังจากการทดลองเดินระบบอีจีเอสบีผ่านไปเป็นระยะเวลา 4 เดือน พบว่า เม็ดเซลล์ตรึงมีการผุกร่อนเกิดขึ้น จึงได้ทำการทดลองเพื่อหาสาเหตุการผุกร่อน ซึ่งพบว่าเกิดจากการที่จุลินทรีย์ของระบบได้ย่อยสลายโครงสร้างของแคลเซียมอัลจินเตต ทำให้โครงสร้างดังกล่าวไม่สามารถกักเซลล์จุลินทรีย์ไว้ในขอบเขตของเม็ดเซลล์ตรึงได้

ภาควิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อมลายมือชื่อ.....
สาขาวิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อมลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....
ปีการศึกษา.....2546ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม.....

4470432421 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEY WORD : EGSB / IMMOBILIZED CELL

RONGPHET BUNCHUAIDEE : THE USE OF IMMOBILIZED CELL IN TREATING LOW STRENGTH DOMESTIC SEWAGE WITH EGSB SYSTEM. THESIS ADVISOR : ASST.PROF.CHAVALIT RATANATAMSKUL, Ph.D., THESIS COADVISOR ASSOC.PROF.SIRIRAT RENGPIPAT, Ph.D., 129 pp. ISBN 974-17-4663-6.

The aim of this research is to study an efficiency of applying "Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) system in association with immobilized microorganism cells" in the treatment of low concentrated domestic wastewater. First, the appropriated immobilized cell will be found by examining the proper concentration of microorganism cells and sodium alginate which the concentration of microorganism cells varied by 10,000 20,000 and 30,000 mg/l and the concentration of sodium alginate varied by 2.0, 2.5 and 3 percent were used, respectively. Subsequently, the organic loading rate and the upflow velocity levels of the reactor which result in the efficiency of COD removal in EGSB system were investigated by using organic loading rate at 1 and 2 kgCOD/m³-day (equivalent to Hydraulic Retention Time, HRT 4 and 2 hours, respectively), and the upflow velocity at 3 and 6 m/hr, respectively.

From the experiment, the concentration of microorganism cells at 30,000 mg/l and the concentration of sodium alginate at 3 percent were chosen to produce immobilized cell at diameter 3 mm. which lead to settling velocity rate at 102 m/hr.

At organic loading rates 1 kgCOD/m³-day and HRT 4 hours. In reactor 1 (upflow velocity 3 m/hr) and reactor 2 (upflow velocity 6 m/hr), The efficiency of COD removal were 68 and 75 percent, efficiency of BOD removal were 61 and 66 percent, efficiency of suspended solid removal were 37 and 25 percent, respectively.

At organic loading rates 2 kgCOD/m³-day and HRT 2 hours. In reactor 1 (upflow velocity 3 m/hr) and reactor 2 (upflow velocity 6 m/hr), The efficiency of COD removal were 64 and 68 percent, efficiency of BOD removal were 47 and 54 percent, efficiency of suspended solid removal were 36 and 26 percent, respectively. There was no biogas in all experiments since low COD in wastewater resulted in the dissolve of all produced biogas.

Nevertheless, After running the EGSB system for 4 months, there was an erosion of immobilized cell was eroded. Therefore, an additional experiment was done to find reason. The finding shows that microorganism had decomposed the structure of calcium alginate. The structure, thus, could not hold the microorganism cells.

Department..... Environmental Engineering Student's signature.....

Field of StudyEnvironmental Engineering Advisor's signature.....

Academic year...2003 CoAdvisor's signature.....

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล อาจารย์ที่ปรึกษา และรองศาสตราจารย์ ดร.ศิริรัตน์ เร่งพิพัฒน์ อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม ซึ่งให้ความรู้ คำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย ตลอดจนให้การสนับสนุน และช่วยเหลือในด้านต่างๆ

ขอขอบพระคุณอาจารย์อาวุธ ยิ้มแต่ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น ที่ได้มอบความรู้ และคำแนะนำอันมีค่ายิ่งให้กับผู้วิจัยตลอดระยะเวลาในการศึกษาระดับปริญญาโทเสมอมา

ขอขอบพระคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ทุกท่าน ที่กรุณาให้คำแนะนำ รวมทั้งตรวจทานวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์

ขอขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้มอบความรู้ซึ่งเป็นประโยชน์กับตัวผู้ทำวิจัย และทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จได้

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการและเจ้าหน้าที่ธุรการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้ช่วยเหลือสนับสนุนด้วยดีตลอดงานวิจัย

ขอขอบพระคุณบัณฑิตวิทยาลัย ที่ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยนี้

ขอขอบคุณเพื่อน ๆ นิสิตปริญญาโท ที่ช่วยเหลือ ให้คำแนะนำ ให้กำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์ด้วยดีตลอดมา

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยกราบขอบพระคุณพ่อ คุณแม่ ที่คอยอบรมสั่งสอน และเป็นกำลังใจที่สำคัญที่สุด ที่ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฅ
สารบัญรูป.....	ญ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 คำนำ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตของงานวิจัย.....	3
บทที่ 2 เอกสาร และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 น้ำเสียชุมชน.....	4
2.2 ลักษณะทางชีวเคมีของกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	5
2.3 ขั้นตอนของปฏิกิริยาเคมีของการย่อยแบบไร้ออกซิเจน.....	8
2.4 ความด้อยเสถียรภาพของกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	12
2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	13
2.6 ระบบอีจีเอสบี.....	19
2.7 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	28
2.8 การตรึงเซลล์จุลินทรีย์.....	34
2.9 การศึกษาที่ผ่านมา.....	39
บทที่ 3 แผนการทดลอง.....	45
3.1 แผนการทดลอง.....	45
3.2 การเตรียมน้ำเสีย.....	47
3.3 เครื่องมือ และอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....	48
3.4 การติดตั้งเครื่องมือ และหลักการทำงาน.....	48
3.5 การเก็บตัวอย่าง และการวิเคราะห์.....	52

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 4 ผลการทดลอง และการวิจารณ์.....	54
4.1 การดำเนินการทดลอง.....	54
4.2 การศึกษาความเหมาะสมของเซลล์ตรึง.....	55
4.3 การศึกษาการเดินระบบอ็อกซิเจนโดยใช้เม็ดเซลล์ตรึง.....	63
4.4 วิเคราะห์เม็ดเซลล์ตรึงที่ผ่านการบำบัดน้ำเสีย.....	86
4.5 วิเคราะห์การย่อยสลายแคลเซียมอัลจินเตของเซลล์จุลินทรีย์.....	87
4.6 วิเคราะห์ก๊าซชีวภาพ.....	89
4.7 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน.....	95
4.8 ผลของภาวะบรรจุสารอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน.....	96
4.9 การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตรึง.....	98
4.10 การประเมินราคาที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง.....	99
บทที่ 5 สรุปผลการทดลอง และข้อเสนอแนะ.....	100
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	100
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	101
บทที่ 6 ความสำคัญของงานวิจัยทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม.....	102
รายการอ้างอิง.....	103
ภาคผนวก.....	107
ภาคผนวก ก.....	108
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	129

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 แสดงลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่าง ๆ ของชุมชนในประเทศไทย.....	4
2.2 แสดงค่าไออาร์พีของปฏิกริยานำบัดน้ำเสียประเภทต่าง ๆ.....	15
2.3 แสดงผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน.....	18
2.4 แสดงกลไกการเกิดเจลโดยพหุชนิดต่าง ๆ เมื่อใช้วิธีการกักขังเซลล์.....	36
3.1 แสดงแผนการทดลองระบบอีจีเอสบี.....	46
3.2 แสดงลักษณะของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง.....	47
3.3 แสดงค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลองขั้นที่ 1.....	52
3.4 แสดงค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลองขั้นที่ 2.....	52
3.5 แสดงค่าความถี่การเก็บตัวอย่างในการทดลองขั้นที่ 2.....	53
4.1 ขั้นตอนการทำวิจัย.....	54
4.2 แสดงผลการทดลองหาค่าซีโอดีที่ระยะเวลาต่าง ๆ จากการเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง.....	55
4.3 แสดงผลการทดลองหาค่าของแข็งแขวนลอยจากการเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง.....	57
4.4 แสดงผลการทดลองชุดที่ 1 ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน.....	64
4.5 แสดงผลการทดลองชุดที่ 2 ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน.....	65
4.6 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด.....	94
4.7 ประสิทธิภาพของระบบที่ความเร็วไหลขึ้น และค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ต่าง ๆ.....	95
4.8 การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตรึง.....	98

สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	ปฏิบัติการรีดักซ์ในการบำบัดน้ำเสีย..... 5
2.2	ลักษณะขั้นตอนของปฏิริยาไร้ออกซิเจน..... 7
2.3	ขั้นตอนการย่อยสลายไขมัน โปรตีน และคาร์โบไฮเดรต แบบไร้ออกซิเจน..... 8
2.4	ปฏิริยาการสร้างกรดไขมันระเหยภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน ที่มีค่าสูง และค่าต่ำ..... 10
2.5	แสดงการเคลื่อนย้ายของพลังงานในกระบวนการไร้ออกซิเจน..... 12
2.6	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนที่รับภาระบรรทุกสูงประเภทต่าง ๆ..... 20
2.7	แสดงลักษณะ และส่วนประกอบถึงปฏิกรณของระบบยูเอเอสบีเปรียบเทียบกับ ถึงปฏิกรณของระบบอีจีเอสบี..... 22
2.8	ลักษณะของอุปกรณ์แยกสามสถานะที่ใช้ในระบบยูเอเอสบี..... 23
2.9	ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิริยา (μ) และความเข้มข้นของสารอาหาร (S)..... 27
2.10	โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียกลูโคส..... 29
2.11	บทบาทของประจุไฟฟ้า และ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของจุลินทรีย์..... 30
2.12	กลไกการเคลื่อนไหวต่าง ๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย..... 31
2.13	กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์..... 32
2.14	ลักษณะการตรึงเซลล์ด้วยวิธีต่าง ๆ..... 37
2.15	สูตรโครงสร้างของอัลจิเนต..... 38
2.16	สูตรโครงสร้างของคาร์ราจีแนน..... 39
3.1	รายละเอียดของถึงปฏิกรณระบบอีจีเอสบี..... 49
3.2	อุปกรณ์เก็บก๊าซแบบแทนที่น้ำ..... 50
3.3	ระบบอีจีเอสบี..... 50
3.4	แผนผังแสดงการทำงานของระบบอีจีเอสบี..... 51
4.1	ค่าซีไอดีที่ลดลงตามระยะเวลาต่าง ๆ จากการทดลองเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง..... 56
4.2	ค่าของแข็งแขวนลอยจากการเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง..... 57
4.3	ภาพถ่าย SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 10,000 มก./ล. 58
4.4	ภาพถ่าย SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 20,000 มก./ล. 59
4.5	ภาพถ่าย SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 30,000 มก./ล. 60
4.6	ภาพถ่าย SEM เปรียบเทียบเม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนตที่ไม่มีจุลินทรีย์ และมีจุลินทรีย์..... 61

สารบัญญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.7 ลักษณะเม็ดเซลล์ตรึงที่นำมาใช้กับระบบอีจีเอสบี.....	62
4.8 ผลการทดลองค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี.....	67
4.9 ผลการทดลองค่าบีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดี.....	69
4.10 ผลการทดลองค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย.....	70
4.11 ผลการทดลองอุณหภูมิ.....	71
4.12 ผลการทดลองค่าพีเอช.....	73
4.13 ผลการทดลองค่าสภาพต่างทั้งหมด.....	74
4.14 ผลการทดลองค่ากรดไขมันระเหย.....	75
4.15 ผลการทดลองค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด.....	76
4.16 ผลการทดลองค่าไออาร์พี.....	77
4.17 ผลการทดลองค่าทีเคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็น.....	78
4.18 เปรียบเทียบค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี.....	79
4.19 เปรียบเทียบค่าบีไอดีเฉลี่ย และประสิทธิภาพการกำจัดบีไอดี.....	80
4.20 เปรียบเทียบค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย.....	81
4.21 เปรียบเทียบอุณหภูมิ.....	82
4.22 เปรียบเทียบค่าพีเอช.....	83
4.23 เปรียบเทียบค่าสภาพต่างทั้งหมด.....	83
4.24 เปรียบเทียบค่ากรดไขมันระเหย.....	84
4.25 เปรียบเทียบค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด.....	85
4.26 เปรียบเทียบค่าไออาร์พี.....	85
4.27 เปรียบเทียบค่าทีเคเอ็นเฉลี่ย และประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็น.....	86
4.28 ภาพ SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงหลังสิ้นสุดการเดินระบบอีจีเอสบี.....	86
4.29 เซลล์ตรึงก่อน และหลังเข้าตู้ปม.....	87
4.30 ความสัมพันธ์ระหว่างซีไอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น.....	93
4.31 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี.....	96
4.32 ผลของภาวะบรรทุสารอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี.....	97
4.33 การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตรึงในถังปฏิกรณ์.....	98

บทที่ 1

บทนำ

1.1 คำนำ

สถานการณ์ในปัจจุบันพลังงานเป็นสิ่งที่มีค่ามาก การบำบัดน้ำเสียจึงต้องมีการออกแบบให้ระบบสามารถประหยัดพลังงานได้มากที่สุด ส่งผลให้ระบบบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนเข้ามามีบทบาทสำคัญในยุคปัจจุบัน เนื่องจากสามารถลดพลังงานที่ต้องใช้ในการเติมออกซิเจนให้กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการใช้ออกซิเจน และยังสามารถได้ก๊าซชีวภาพเป็นผลผลิตจากระบบ และสามารถนำก๊าซชีวภาพเป็นแหล่งพลังงานอีกทางหนึ่งได้ ดังนั้นจึงมีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการไร้ออกซิเจนอย่างต่อเนื่อง โดยเน้นการสร้างระบบให้มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสีย ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) เป็นระบบที่ได้รับการศึกษา วิจัย และพัฒนามากที่สุด มีการนำมาใช้งานกันอย่างแพร่หลาย เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสูงกว่าระบบอื่น

ระบบยูเอเอสบี ได้ถูกออกแบบมาเพื่อใช้สำหรับบำบัดน้ำเสียโรงงานที่มีความเข้มข้นของน้ำเสียในระดับปานกลางถึงระดับสูงมาก แต่ได้มีความพยายามที่จะใช้ระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 1,000 มก./ล. รวมไปถึงน้ำเสียชุมชน จากที่ได้มีการศึกษาถึงการนำระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยเฉพาะน้ำเสียชุมชน พบว่า ประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำยังไม่ดีพอที่จะทำให้คุณภาพของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานได้ เนื่องจากเป็นข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการไร้ออกซิเจน ซึ่งจะด้อยประสิทธิภาพลงเมื่อนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ แต่มีงานวิจัยบางแห่ง พบว่า ระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียชุมชน สาเหตุส่วนหนึ่งเนื่องมาจาก การที่น้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการวิจัยนั้นมีค่าความเข้มข้นสูง (ค่าซีโอดีของน้ำเสียชุมชนที่มีมากกว่า 500 มก./ล.) ในขณะที่น้ำเสียชุมชนของประเทศไทย ส่วนใหญ่จะมีความเข้มข้นที่ต่ำมาก ทำให้ระบบยูเอเอสบีไม่สามารถเป็นระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีประสิทธิภาพสูงได้

อย่างไรก็ตาม ได้มีการพัฒนาระบบยูเอเอสบีเพื่อให้มีประสิทธิภาพสูงพอในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยศึกษาถึงผลของค่าภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์จากการติดตั้งระบบหมุนเวียนน้ำภายในระบบขึ้น และเรียกระบบนี้ว่า อีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed) ซึ่งความแตกต่างของระบบอีจีเอสบี และยูเอเอสบี คือ การที่ชั้นตะกอนจุลินทรีย์ของระบบอีจีเอสบี มีการขยายตัวมากกว่าชั้นตะกอนจุลินทรีย์ของระบบยูเอเอสบี ทำให้การสัมผัสกันระหว่างน้ำเสีย และชั้นตะกอนจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึง ส่งผลให้การถ่ายเทมวลสารในระบบมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบที่มีข้อเด่นมากมายในการบำบัดน้ำเสีย แต่มีลักษณะบางประการที่เป็นข้อด้อยของระบบ ซึ่งอาจส่งผลถึงความล้มเหลวของระบบได้ ข้อด้อยดังกล่าว คือ การที่ต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เป็นเม็ดตะกอนขนาดใหญ่พอที่จะสามารถตกตะกอน และไม่หลุดออกจากระบบได้ ซึ่งการเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบให้เกิดเป็นเม็ดตะกอนขนาดใหญ่นั้นเป็นไปได้ยากยิ่ง ถึงแม้ว่าจะสามารถเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบให้กลายเป็นเม็ดตะกอนขนาดใหญ่ได้แล้ว แต่เมื่อนำมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ จะทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นเกิดการสลายตัว เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไม่ได้รับปริมาณสารอาหารที่เพียงพอ จึงได้มีความคิดที่จะทำให้จุลินทรีย์เกิดการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่มีความคงตัวค่อนข้างสูง และใช้ระยะเวลาในการรวมตัวกันได้รวดเร็ว

โดยในวงการอุตสาหกรรมอาหาร ได้มีการนำเทคโนโลยีชีวภาพเข้ามาใช้เป็นจำนวนมาก หนึ่งในนั้น คือ การตรึงเซลล์จุลินทรีย์ เพื่อใช้ในการผลิตสารที่ต้องการ โดยเป็นการจำกัดขอบเขตทางกายภาพของเซลล์จุลินทรีย์ แต่ยังรักษาความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาของเซลล์จุลินทรีย์ไว้ดังเดิม รวมทั้งสามารถทำให้เซลล์จุลินทรีย์รวมตัวกันภายในระยะเวลาที่ไม่นานอีกด้วย

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1) ศึกษาปัจจัยที่ส่งผลต่อปฏิกิริยาของเซลล์ตรึง ได้แก่ ความเข้มข้นของไฮเดียมอัลจิเนต อัตราส่วนระหว่างเซลล์จุลินทรีย์ต่อสารละลายไฮเดียมอัลจิเนต

2) ศึกษาถึงประสิทธิภาพของเซลล์ตรึงในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี โดยทำการเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบอีจีเอสบี ได้แก่ ระยะเวลาที่น้ำเสีย หรือภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์

1.3 ขอบเขตของงานวิจัย

ศึกษาถึงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียชุมชนความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสปีของเซลล์จุลินทรีย์ที่ถูกตรึงไว้ โดยดูผลจากระยะเวลากักน้ำเสีย และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์

งานวิจัยทั้งหมดนี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการของภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนำมาจากอาคาร 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

โดยมีขอบเขตของงานวิจัย ดังนี้

1) การทดลองหาค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่เหมาะสมต่อปฏิกิริยาของเซลล์ตรึง ซึ่งได้แก่ ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ อัตราส่วนระหว่างเซลล์จุลินทรีย์ต่อสารละลายไฮโดรเจนซัลไฟด์ ใช้ระยะเวลาในการทดลอง 2 เดือน

2) การทดลองนำเซลล์ตรึงที่มีลักษณะเหมาะสมจากการทดลองที่ 1 มาใช้บำบัดน้ำเสียในระบบอีจีเอสปี โดยใช้ถังปฏิกรณ์จำนวน 2 ใบ ตั้งแต่ละใบมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางเท่ากับ 5 ซม. และสูง 1 ม. โดยถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 กำหนดค่าความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3 ม./ชม. ส่วนถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 กำหนดค่าความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 6 ม./ชม. และแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง โดยทำการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาที่น้ำเสียของถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ใบ เป็น 4 และ 2 ชั่วโมงตามลำดับ ใช้ระยะเวลาทำการทดลองในแต่ละช่วงเท่ากับ 2 เดือน รวมระยะเวลาที่ใช้ในการทดลองทั้งสิ้น 4 เดือน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชนเกิดจากการทิ้งน้ำที่เกิดจากกิจกรรมต่าง ๆ ภายในสถานที่ หรืออาคารนั้น ๆ โดยทั่วไป พบว่า อัตราการเกิดน้ำเสียชุมชนมีค่าประมาณร้อยละ 70 - 80 ของปริมาณน้ำใช้ภายในชุมชน สาเหตุที่น้ำเสียชุมชนแต่ละแห่งมีอัตราที่แตกต่างกัน เนื่องจากพฤติกรรมของประชากรในชุมชน อาทิเช่น ในกรุงเทพฯ ประชาชนส่วนใหญ่ใช้บ่อเกรอะ - บ่อซึมรับน้ำเสียจากส้วมโดยตรง ทำให้ปริมาณน้ำเสียที่จะทิ้งลงสู่ท่อระบายน้ำเสียมีปริมาณน้อย รวมทั้งมีค่าซีโอดี และบีโอดีต่ำกว่าบางประเทศที่ทิ้งน้ำเสียจากส้วมเข้าสู่ท่อระบายน้ำโดยตรง

ตารางที่ 2.1 แสดงลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่าง ๆ ของชุมชนในประเทศไทย

(สมพงษ์ นิลประยูร, 2536)

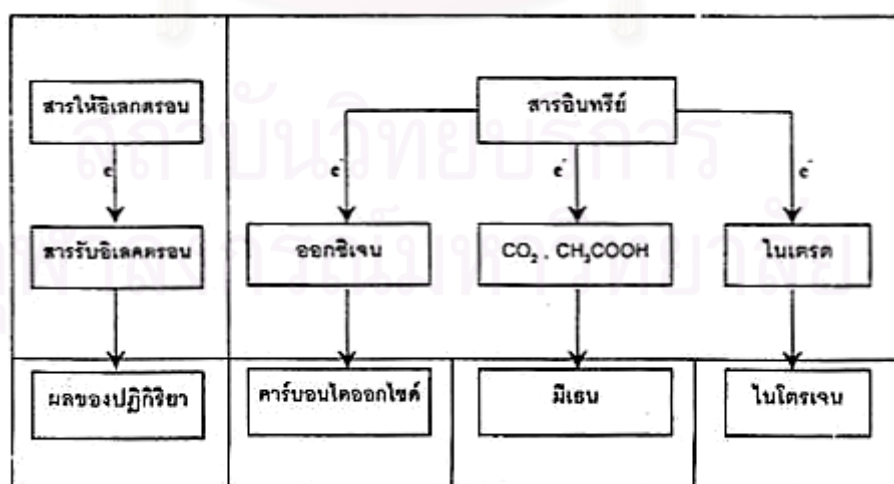
ประเภทอาคาร	pH	TS (mg/l)	SS (mg/l)	BOD (mg/l)	TKN (mg/l)
สถานที่ราชการ	7.1 - 7.3	312 - 718	25 - 28	18 - 27	14 - 17
อาคารชุด	7.1 - 7.6	596 - 712	44 - 194	34 - 163	24
โรงแรม	7.0 - 7.8	494 - 534	16 - 84	14 - 190	15 - 55
โรงพยาบาล	7.4 - 8.0	740 - 1020	25 - 69	21 - 170	8.5 - 23
อาบ อบ นวด	6.6 - 6.7	-	11.7	45	14 - 28
ตลาด	6.5 - 6.7	1878 - 1793	242 - 551	487 - 712	14
บ้านจัดสรร	7.3 - 7.5	1925	34	38	54 - 72
ร้านอาหาร	5.2 - 6.5	-	324 - 416	919 - 2350	654
ศูนย์การค้า	7.5 - 7.6	2814 - 3670	61	1503	18
โรงเรียน	6.8 - 7.2	3242	58	81	55 - 85
หอพัก	7.7 - 7.8	732	29	94 - 106	67

2.2 ลักษณะทางชีวเคมีของกระบวนการไร้ออกซิเจน

ปฏิกิริยาการบำบัดน้ำเสียไม่ว่าจะเป็นแบบใช้ออกซิเจนหรือไร้ออกซิเจน ล้วนแต่อาศัยกลไกของปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน - รีดักชัน หรือปฏิกิริยารีดอกซ์ ซึ่งเป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้ และสารรับอิเล็กตรอน สารอินทรีย์ หรือมลสารในน้ำเสียจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน (เนื่องจากมีพลังงานในตัวสูง) และสารชนิดอื่นที่อยู่ในน้ำเป็นสารรับอิเล็กตรอน ความแตกต่างระหว่างปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจน และปฏิกิริยาแบบไร้ออกซิเจนอยู่ที่ประเภทของสารรับอิเล็กตรอน กล่าวคือ ถ้าปฏิกิริยาเป็นแบบใช้ออกซิเจน สารรับอิเล็กตรอนจะเป็นออกซิเจน ส่วนปฏิกิริยาแบบไร้ออกซิเจน สารรับอิเล็กตรอนจะเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ หรือ ไนเตรต เป็นต้น ดังแสดงในรูปที่ 2.1

กระบวนการแบบไร้ออกซิเจนมีลักษณะเฉพาะตัว ซึ่งจะแตกต่างจากกระบวนการแบบใช้ออกซิเจนหลายประการ ดังนี้

- ไม่มีออกซิเจนอิสระ ซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนเข้ามาเกี่ยวข้องในปฏิกิริยา
- ได้ก๊าซมีเทนเป็นผลสุดท้ายของปฏิกิริยา
- มีอัตราการสร้างตะกอนจุลินทรีย์ต่ำมาก
- ต้องการไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่ำ
- ไม่สามารถลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ให้เหลือต่ำมากได้



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)

2.2.1 ลักษณะทั่วไป

ภายในถังปฏิกริยาการย่อยแบบไร้ออกซิเจน สารประกอบอินทรีย์ขนาดเล็กจะถูกส่งผ่านเซลล์เมมเบรนของแบคทีเรียได้โดยตรง ส่วนสารประกอบอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่เกินจะถูกย่อยด้วยเอนไซม์ให้มีขนาดเล็กจนสามารถถูกส่งผ่านเข้าไปในเซลล์แบคทีเรียได้ เมื่อสารอินทรีย์อยู่ในเซลล์จะถูกออกซิไดส์หลายครั้ง จนกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และมีเทน ปฏิกริยาที่ใช้ลดขนาดของสารอินทรีย์เพื่อให้สามารถนำไปภายในเซลล์ได้มักเป็นปฏิกริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ซึ่งจะใช้อิทธิพลที่แบคทีเรียปล่อยออกมาจากเซลล์เป็นตัวเร่งปฏิกริยา โมเลกุลขนาดเล็กที่เกิดขึ้นจะถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอน และแหล่งพลังงานของแบคทีเรีย โดยผ่านกระบวนการที่เรียกว่า Fermentation ซึ่งผลผลิตสุดท้ายจะมีทั้งสารที่อยู่ในรูปออกซิไดส์ และรูปรีดิวส์ ผลผลิตที่อยู่ในรูปออกซิไดส์ ส่วนใหญ่ ได้แก่ กรดอินทรีย์ระเหย (Volatile Acids) ที่มีคาร์บอนไม่เกิน 5 อะตอม ปฏิกริยาในการสร้างกรดอินทรีย์เหล่านี้เรียกว่า Acidogenesis โดยแบคทีเรียที่ทำหน้าที่สร้างกรดอินทรีย์ระเหยเหล่านี้ เรียกว่า แบคทีเรียสร้างกรด (Acidogenic Bacteria) ส่วนผลผลิตที่อยู่ในรูปรีดิวส์เป็นสารอินทรีย์หลายประเภทที่มีปริมาณแตกต่างกัน ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรีย และสภาวะแวดล้อมของถังปฏิกริยา

นอกจากนี้แบคทีเรียบางชนิดสามารถใช้กรดอินทรีย์ขนาดใหญ่ หรือสารอินทรีย์อื่น ๆ ในการสร้างกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน โดยปฏิกริยาที่สามารถสร้างไฮโดรเจนได้จากกรดอินทรีย์ขนาดใหญ่ เรียกว่า Hydrogeno-Genesis เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนมักสามารถสร้างกรดอินทรีย์ได้ แต่แบคทีเรียที่สร้างกรดอินทรีย์ไม่สามารถสร้างไฮโดรเจนได้ จึงถือว่าแบคทีเรียสร้างไฮโดรเจนเป็นชนิดหนึ่งของแบคทีเรียสร้างกรด โดยแบคทีเรียทั้งสองชนิดนี้อาจรวมเรียกได้ว่า เป็นแบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทน (Non-Methanogenic Bacteria) ยังมีแบคทีเรียอีกชนิดหนึ่งที่สามารถย่อยสลายไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ กรดฟอร์มิก และกรดอะซิติกเพื่อใช้ในการสร้างมีเทน แบคทีเรียชนิดหลังนี้เรียกว่า แบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria)

2.2.2 แบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทน

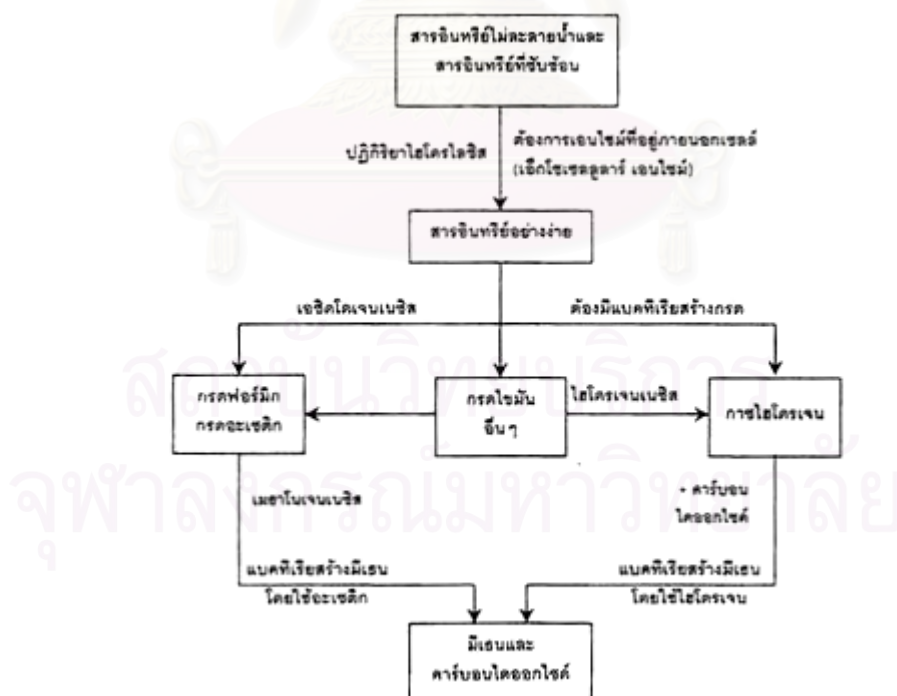
แบคทีเรียประเภทนี้ จะประกอบด้วยเซลล์ที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาด (Obligate Anaerobes) และพวกที่ใช้ออกซิเจนได้บ้าง (Facultative Anaerobes) พบว่า แบคทีเรียประเภทที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาดจะมีจำนวนมากกว่าแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนได้บ้างหลายสิบเท่า เนื่องจากเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียชนิดที่ไม่สร้างมีเทนมีได้หลายแบบ

ในปัจจุบัน พบว่า แบคทีเรียชนิดที่ไม่สร้างมีเทนที่สามารถสร้างไฮโดรเจนได้จากกรดอินทรีย์ขนาดใหญ่ ซึ่งมีบทบาทที่สำคัญในการเชื่อมต่อปฏิกริยาระหว่างแบคทีเรียสร้างกรดแบบ

ธรรมชาติ และแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ทั้งนี้ เนื่องจากปฏิกิริยาที่สร้างไฮโดรเจนสามารถสร้างกรดอะซิติกได้จากสารอินทรีย์ชนิดอื่นได้ด้วย เช่น ปฏิกิริยา Phosphoroclastic นักวิจัยพบว่าไฮโดรเจนที่ถูกสร้างขึ้นหากสะสมตัวอยู่ในถังปฏิกิริยาจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนขึ้นมา แต่ไฮโดรเจนจะถูกแบคทีเรียที่สร้างมีเทนใช้ในการรีดิวส์คาร์บอนไดออกไซด์ให้กลายเป็นมีเทน ลักษณะการดำรงชีวิตของแบคทีเรีย 2 ชนิดดังกล่าว คือการที่แบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทนมอบกรดอะซิติก และสารอินทรีย์ย่อยง่ายให้เป็นอาหารของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทนช่วยทำลายไฮโดรเจนที่เป็นพิษให้กับแบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทน เรียกว่า Syntrophic

2.2.3 แบคทีเรียที่สร้างมีเทน

แบคทีเรียชนิดนี้เจริญได้ช้ามาก และยังเป็นเซลล์ที่เลือกชนิดของสารอาหาร รวมทั้งชอบบางต่อสภาวะแวดล้อมมาก เช่น ไม่อาจทนต่อออกซิเจนได้แม้มีปริมาณเพียงเล็กน้อย หรือไม่อาจเจริญได้ดีเมื่ออยู่ภายนอกช่วงพีเอชระหว่าง 6.8 - 7.2 เป็นต้น การที่แบคทีเรียชนิดนี้ต้องการสารอาหารที่จำเพาะเจาะจงมาก ทำให้มีสารอินทรีย์ตกค้างอยู่ในถังปฏิกิริยาจำนวนมาก ส่งผลให้ระบบไร้ออกซิเจนไม่สามารถลดซีไอดีของน้ำเสียให้เหลือต่ำเท่ากับระบบไบโ้ออกซิเจนได้



รูปที่ 2.2 ลักษณะขั้นตอนของปฏิกิริยาไร้ออกซิเจน (มันลิน ตันจูลเวศม์, 2542)

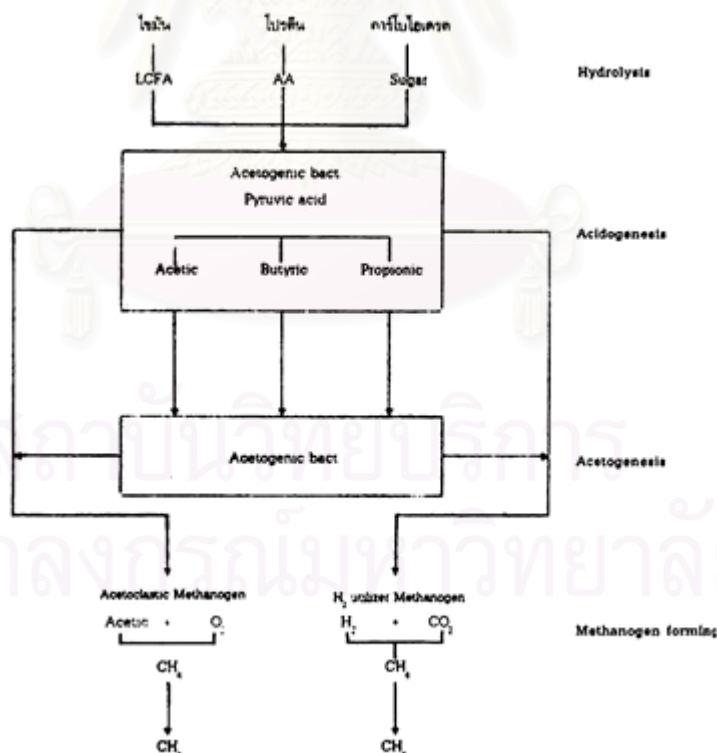
2.3 ขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีของการย่อยแบบไร้ออกซิเจน

ขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีที่ใช้ในการย่อยสารอินทรีย์โดยกระบวนการไร้ออกซิเจนสามารถแบ่งออกได้เป็น 4 ขั้นตอน ดังนี้

- ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)
- ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)
- ขั้นตอนที่ 3 การสร้างอะซิเตท (Acetogenesis)
- ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

โดยขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีในการย่อยสลายของกระบวนการไร้ออกซิเจนทั้ง 4 ขั้นตอนนี้ ต้องอาศัยจุลินทรีย์ 3 กลุ่ม ได้แก่

- กลุ่มที่ 1 แบคทีเรียสร้างกรด (Acidogenic Bacteria)
- กลุ่มที่ 2 แบคทีเรียสร้างอะซิเตท (Acetogenic Bacteria)
- กลุ่มที่ 3 แบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria)



รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายไขมัน โปรตีน และคาร์โบไฮเดรต แบบไร้ออกซิเจน (มันลิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นตอนนี้เป็นการย่อยสารประกอบโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลขนาดเล็กลง เช่น น้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมันชนิดยาว ตามลำดับ ซึ่งขั้นตอนนี้จะเกิดขึ้นภายนอกเซลล์จุลินทรีย์จำพวกสร้างกรด โดยอาศัยเอนไซม์ที่จุลินทรีย์ชนิดดังกล่าวปล่อยออกมาใช้ในการย่อยสลาย

การย่อยสลายในขั้นตอนนี้จะเกิดค่อนข้างช้า เพราะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ค่าพีเอช ระยะเวลาที่เซลล์ และอัตราส่วนของพื้นที่ผิวสัมผัสต่อปริมาตรของสารอินทรีย์ โดยถ้าสารอินทรีย์ชนิดนั้นมีอัตราส่วนพื้นที่ผิวสัมผัสต่อปริมาตรต่ำ จะต้องใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายนานกว่าจะได้สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก ดังนั้นในการพบว่า การย่อยสลายแป้ง โปรตีน และเซลลูโลส จะต้องใช้ระยะเวลาแตกต่างกันไป อันเนื่องมาจากเหตุผลดังกล่าว

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ในขั้นตอนนี้ ผลผลิตของขั้นตอนที่ 1 จะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์ เพื่อใช้เป็นอาหาร และถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) เช่น อะซิติก โพรไพโอนิก และบิวไทริก เป็นต้น และผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วยกระบวนการทางชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระหว่างการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลเล็ก

ชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารอาหาร และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน ตัวอย่างเช่น กรดไขมันชนิดยาวจะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติก และไฮโดรเจนที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ แต่กรดไขมันชนิดดังกล่าวจะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดโพรไพโอนิก และกรดบิวไทริกที่สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ในขณะที่น้ำตาลจะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยผ่านวิถี Embden-Meyerhof ที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ แต่น้ำตาลชนิดดังกล่าวจะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก กรดบิวไทริก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ที่ภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง

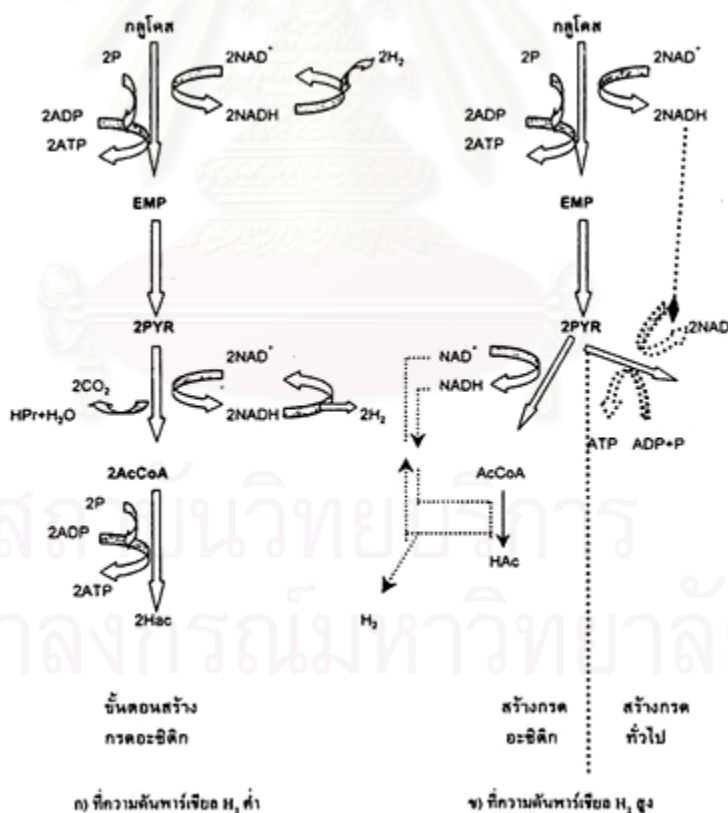
ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่น ๆ (Acetogenesis)

ในขั้นตอนนี้ แบคทีเรียสร้างอะซิเตทจะมีบทบาทสำคัญในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดและขั้นตอนการสร้างมีเทน การผลิตมีเทนโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนนั้นต้องการสารอาหารที่มีความเฉพาะเจาะจงมาก ได้แก่ กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และเมทิลลามีน กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไม่อาจใช้เป็น

สารอาหารในการผลิตมีเทนได้ แบคทีเรียสร้างอะซิเตทมีความสามารถในการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน สำหรับการย่อยสลายกรดบิวไทรริก และกรดโพรไพโอนิก สามารถกระทำได้ที่สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำกว่า 2×10^{-3} บรรยากาศ และต่ำกว่า 9×10^{-3} บรรยากาศตามลำดับ



ขั้นตอนที่ 3 นี้ จะเกิดขึ้นได้เฉพาะสภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำกว่าเท่านั้น กรดไขมันระเหยจะไม่สามารถถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติกภายใต้สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูงได้



รูปที่ 2.4 ปฏิกริยาการสร้างกรดไขมันระเหยภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนที่มีค่าสูง และค่าต่ำ (มันลิน ตันซูลเวสม์, 2542)

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ในขั้นตอนนี้ ปฏิกริยาการเกิดมีเทนต้องอาศัยแบคทีเรีย 2 ประเภท โดยแบคทีเรียเหล่านี้สามารถเจริญได้ดีในช่วงพีเอชที่แคบ ๆ เท่านั้น (ประมาณ 6.8 - 7.2) และอุณหภูมิที่เหมาะสมแก่การเจริญของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะอยู่ในช่วง 30 - 35 องศาเซลเซียส

- Hydrogenotrophic Methanogen Bacteria

แบคทีเรียชนิดนี้สามารถสร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน โดยใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน และใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน



แบคทีเรียชนิดนี้ยังสามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารในการผลิตมีเทนได้ ทั้งนี้เนื่องจากกรดฟอร์มิกสามารถเปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจนได้ง่าย



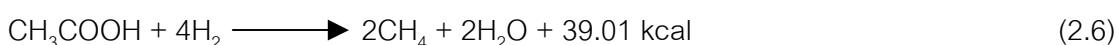
ปฏิกริยาดังกล่าวมีอัตราการเกิดปฏิกริยาที่ค่อนข้างเร็ว ใช้เวลาในการเกิดปฏิกริยาประมาณ 6 ชั่วโมง และเป็นการเคลื่อนย้ายไฮโดรเจนออกจากระบบ ซึ่งเป็นการควบคุมการทำงานของ Acidogenic Bacteria ในขั้นตอนการสร้างกรดอีกทางหนึ่งด้วย

- Acetoclastic Methanogen Bacteria

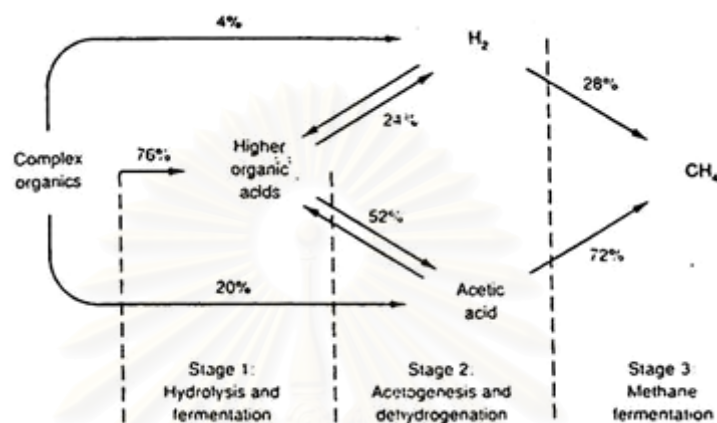
แบคทีเรียชนิดนี้สร้างมีเทนจากกรดอะซิติก โดยใช้กรดอะซิติกเป็นทั้งแหล่งคาร์บอน และแหล่งพลังงานในการเกิดปฏิกริยา



จากสมการที่ (2.5) จะเห็นได้ว่าพลังงานที่ได้มีค่าไม่เพียงพอในการดำรงชีวิตของเซลล์ การเปลี่ยนกรดอะซิติกให้เป็นมีเทนอาจเกิดขึ้นได้โดยแบคทีเรียใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนและไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน วิธีการสร้างพลังงานแบบนี้เรียกว่า Chemosmosis



ปฏิกิริยานี้มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่ช้า ใช้เวลาในการเกิดปฏิกิริยาประมาณ 2 - 3 วัน แต่เป็นปฏิกิริยาที่มีความสำคัญในการสร้างมีเทน โดยสามารถผลิตมีเทนได้ประมาณถึง 70 % ของมีเทนที่ผลิตได้ในระบบทั้งหมด



รูปที่ 2.5 แสดงการเคลื่อนย้ายของพลังงานในกระบวนการไร้ออกซิเจน (Metcalf และ Eddy, 1991)

2.4 ความด้อยเสถียรภาพของกระบวนการไร้ออกซิเจน

ความด้อยเสถียรภาพของกระบวนการไร้ออกซิเจนทำให้กระบวนการแบบนี้ควบคุมได้ยาก และยังทำให้ระบบล้มเหลวได้ง่าย สาเหตุที่ทำให้เกิดความด้อยเสถียรภาพ มีดังนี้

1) ความจำเป็นที่ต้องมีแบคทีเรีย 2 ประเภทอาศัยอยู่ร่วมกัน และพึ่งพาอาศัยกัน

2) ความสามารถในการตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาวะแวดล้อมของแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภทอยู่ในระดับที่แตกต่างกัน โดยแบคทีเรียสร้างกรดมีความสามารถสูงกว่าแบคทีเรียสร้างมีเทน ด้วยเหตุผลนี้ การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจะทำลายสภาวะสมดุลของการอยู่ร่วมกันของแบคทีเรีย และการทำงานของแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภทจะไม่สอดคล้องกัน ทำให้ประสิทธิภาพของระบบไร้ออกซิเจนได้รับความกระทบกระเทือน จนปฏิกิริยาแบบไร้ออกซิเจนเกิดความล้มเหลว

2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน

ดังที่ได้กล่าวมาแล้วในหัวข้อที่ 2.2 ว่า กระบวนการแบบไร้ออกซิเจนต้องอาศัยแบคทีเรียทั้ง 3 ประเภท ได้แก่ แบคทีเรียสร้างกรด แบคทีเรียสร้างอะซิเตท และแบคทีเรียสร้างมีเทน ซึ่งการทำงานของแบคทีเรียทั้ง 3 ประเภทดังกล่าวต้องอยู่ในสภาพที่สมดุลย์กัน ดังนั้นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน มีดังนี้

2.5.1 อุณหภูมิ

ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการทำงานของแบคทีเรียในกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนมีอยู่ 2 ช่วง คือ

- ช่วงการทำงานของ Mesophilic Bacteria จะมีช่วงอุณหภูมิระหว่าง 30 - 40 °ซ
- ช่วงการทำงานของ Thermophilic Bacteria จะมีช่วงอุณหภูมิระหว่าง 45 - 55 °ซ

แม้ว่าในช่วงการทำงานของ Thermophilic Bacteria จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงการทำงานของ Mesophilic Bacteria แต่ช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงาน คือ ช่วงการทำงานของ Mesophilic Bacteria เนื่องจาก Thermophilic Bacteria จะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้น การรักษาอุณหภูมิให้คงที่จึงมีความสำคัญต่อการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจนมาก การลดลง หรือเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิเพียง 2 - 3 °ซ จะมีผลกระทบต่ออัตราการเปลี่ยนแปลงของปริมาณมีเทนเป็นอย่างมาก

2.5.2 พีเอช

แบคทีเรียสร้างมีเทน มีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของพีเอชมาก ช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน คือ 6.8 - 7.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว เมื่อพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดสร้างกรดยังสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0 - 6.5 นอกจากนี้ค่าพีเอชยังส่งผลต่อรูปอิออนของสารต่าง ๆ เช่น กรดไขมันระเหย, NH_3 และ H_2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน การควบคุมพีเอชในกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนทำได้โดยการควบคุมปริมาณของกรดไขมันระเหย และสภาพต่าง

2.5.3 ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์

กระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะทำงานได้ดีในช่วงความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ประมาณ 200 - 400 มก./ล. (ในเทอมของกรดอะซิติก) หากปริมาณกรดอินทรีย์มีอัตราการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วอาจทำให้ระบบเสียสมดุลย์ได้ แม้ว่าจะระบบยังสามารถทำงานได้ดีแม้จะมีความเข้มข้นของ

กรดอินทรีย์สูงมากกว่า 1,000 มก./ล. ซึ่งการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของกรดอินทรีย์อาจเกิดจากการชะลอตัวของการเจริญของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน หรืออาจเกิดจากการเจริญที่เพิ่มขึ้นของแบคทีเรียที่สร้างกรด

นอกจากนี้ ชนิดของกรดอินทรีย์มีความสำคัญ เช่น กรดโพรไพโอนิกที่มีความเข้มข้นสูงกว่า 1,000 มก./ล. จะก่อให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดดังกล่าว และระดับพีเอชที่ลดต่ำลง อย่างไรก็ตาม ใดๆก็ตามที่ระดับพีเอชมีค่าเป็นกลาง ผลกระทบที่มีต่อกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะเกิดขึ้นน้อย แม้ว่าระดับความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ชนิดอื่นจะมีค่าสูงก็ตาม

Mawson และคณะ (1991) อ้างว่า ความเข้มข้นของกรดอะซิติกที่สูงกว่า 500 และ 1,000 มก./ล. จะไปชะลอปฏิกิริยาการกำจัดกรดโพรไพโอนิกได้ 30% และ 55% ตามลำดับ หรือที่ปริมาณความเข้มข้นของกรดอะซิติกมีค่าสูง จะทำให้ความสามารถในการกำจัดกรดโพรไพโอนิกลดลง รวมทั้งทำให้ค่าพีเอชลดลงตามไปด้วย เกิดสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีพของแบคทีเรียที่ใช้กรดอะซิติกเป็นสารอาหาร ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงตามไปด้วย

Gorris, Van Deursen และ Van der Drift (1989) พบว่า การย่อยสลายของกรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก และกรดบิวไทริก ในการเริ่มต้นระบบถังปฏิกรณ์แบบชั้นตะกอนนอนขยายตัว (Fluidized bed reactor) ปริมาณความเข้มข้นของกรดอะซิติกที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเกิดการชะลอปฏิกิริยาการย่อยกรดโพรไพโอนิกถึง 60 % แต่ปริมาณกรดอะซิติกที่ต่ำกว่า 100 มก./ล. จะไม่ส่งผลกระทบต่อ การย่อยสลายกรดโพรไพโอนิก

2.5.4 ระดับสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพต่างบอกให้ทราบว่ามีการบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) เหลืออยู่เท่าใดในระบบของกระบวนการแบบไร้ออกซิเจน ถ้าการบัฟเฟอร์มีค่าต่ำ ปริมาณกรดอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย จะทำให้พีเอชลดลงได้มากอย่างรวดเร็ว ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ในขณะที่สภาพต่างมีค่าสูงเพียงพอ ระบบจะสามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงของกรดอินทรีย์ได้

โดยทั่วไปกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนควรมีสภาพต่างประมาณ 1,500 - 2,000 มก./ล. อย่างไรก็ตาม น้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงจะผลิตคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ทำให้ความต้องการการบัฟเฟอร์มีค่าสูงขึ้นไปด้วย นอกจากนี้ อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ (ในเทอมของกรดอะซิติก) ต่อระดับของสภาพต่างไบคาร์บอเนต (ในเทอมของ CaCO_3) ที่ระดับต่ำกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีการบัฟเฟอร์สูง ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังลดต่ำลงอย่างรวดเร็ว เนื่องจากมีการบัฟเฟอร์ของระบบไม่เพียงพอ

Lettinga และคณะ (1983) ได้ใช้แคลเซียมไฮดรอกไซด์เป็นบัฟเฟอร์แทนโซเดียมไบคาร์บอเนต พบว่า แคลเซียมไฮดรอกไซด์สามารถรักษากำลังบัฟเฟอร์ได้ดี

2.5.5 ศักยภาพการให้ และรับอิเล็กตรอน

ไออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้องโดยตรงกับปฏิกิริยารีดอกซ์ หรือปฏิกิริยาออกซิเดชัน - รีดักชัน โดยเป็นการวัดปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเท (ให้ และรับ) อิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ ค่าไออาร์พีที่วัดได้อาจเป็นบวก หรือลบก็ได้ โดยทั่วไปจะวัดไออาร์พีได้ค่าที่เป็นบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรต และวัดไออาร์พีได้ค่าที่เป็นลบในน้ำเสียที่ไร้ออกซิเจน ไออาร์พีที่มีค่าเป็นบวก แสดงว่า สารละลายมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี เช่น มีออกซิเจนละลายน้ำ เป็นต้น ส่วนไออาร์พีที่มีค่าเป็นลบ แสดงว่า สารละลายมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดี เป็นต้น สำหรับกระบวนการแบบไร้ออกซิเจน ไออาร์พีที่มีค่าเหมาะสมอยู่ที่ -300 ถึง -500 มิลลิโวลท์ ถ้าไออาร์พีมีค่าเป็นลบน้อย ๆ หรือมีค่าเป็นบวก แสดงว่า ปฏิกิริยาของกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนเกิดขึ้นได้ไม่ดี

ตารางที่ 2.2 แสดงค่าไออาร์พีของปฏิกิริยาบำบัดน้ำเสียประเภทต่าง ๆ
(มันลิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

ประเภทของปฏิกิริยา	ไออาร์พี (มิลลิโวลท์)
แอโรบิกออกซิเดชัน	+300
ไนตริฟิเคชัน	+100
ดีไนตริฟิเคชัน	0
การย่อยไร้ออกซิเจน	
- การสร้างกรดอินทรีย์	-300
- การสร้างมีเทน	-500

2.5.6 ประเภทของสารอาหารในน้ำเสีย

ประเภทของสารอาหารในน้ำเสีย มีส่วนสำคัญต่อการทำงานของแบคทีเรียในกระบวนการไร้ออกซิเจน จากการศึกษาที่ผ่านมา พบว่า ประเภทของสารอาหารที่ต่างชนิดกันมีผลต่ออัตราการย่อยสลายของสารอาหารนั้นโดยแบคทีเรียที่ต่างกันด้วย โดยสารอาหารประเภทคาร์โบไฮเดรตจะมีอัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าสารอาหารประเภทโปรตีน และไขมัน

2.5.7 สารอาหารที่จำเป็น

จุลินทรีย์ในกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะมีอัตราการสร้างเซลล์ใหม่น้อยกว่าจุลินทรีย์ในกระบวนการใช้ออกซิเจนมาก ดังนั้น จุลินทรีย์ในกระบวนการไร้ออกซิเจนจึงต้องการสารอาหาร

ต่ำกว่าจุลินทรีย์ในกระบวนการใช้ออกซิเจน แต่ต้องมีปริมาณสารอาหารเพียงพอต่อการเจริญของจุลินทรีย์ด้วย ดังเช่น ค่าอัตราส่วน BOD:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 และค่าอัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 350:5:1

นอกจากนี้ยังพบอีกว่า แบคทีเรียที่สร้างมีเทนยังต้องการธาตุบางชนิดในปริมาณที่น้อยมาก แต่จะขาดไม่ได้ ธาตุดังกล่าว ได้แก่ เหล็ก โคบอลต์ นิเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปของซัลไฟด์) การขาดธาตุทั้ง 4 ชนิด ปฏิกริยาของกระบวนการใช้ออกซิเจนจะไม่สามารถเกิดขึ้นได้ หรือไม่สามารถเลี้ยงแบคทีเรียในกระบวนการใช้ออกซิเจนให้เจริญได้ แต่การเติมธาตุทั้ง 4 ชนิดให้กับกระบวนการแบบใช้ออกซิเจนไม่ใช่เรื่องง่าย เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่าง ๆ ตกผลึกและแยกตัวออกจากรูน้ำได้ วิธีแก้ไขสามารถทำได้โดยการเติม Yeast Extract ในอัตราส่วนไม่ต่ำกว่า 1.5 กก./ลบ.ม.ของน้ำเสีย Yeast Extract เป็นอาหารที่สมบูรณ์ไปด้วยธาตุ และสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่แบคทีเรียต้องการเพียงปริมาณที่เล็กน้อยเท่านั้น แต่ไม่สามารถขาดได้ หรืออาจใช้ Milorganite ในอัตราส่วนอย่างต่ำที่ 5 กก./ลบ.ม.ของน้ำเสียก็ได้เช่นกัน

2.5.8 สารพิษ

น้ำเสียที่จะนำมาบำบัดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนนั้น จะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ ความรุนแรงของพิษขึ้นอยู่กับชนิด และความเข้มข้นของสารชนิดนั้น ๆ ซึ่งความเป็นพิษนั้นจะไปยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ระบบไม่สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพได้ อย่างไรก็ตาม ถ้าสารพิษเหล่านี้มีปริมาณที่น้อย หรือพอเหมาะอาจช่วยทำให้จุลินทรีย์ในระบบทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้นเช่นกัน ทั้งนี้สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในกระบวนการแบบใช้ออกซิเจนสามารถแบ่งออกได้เป็น 4 ประเภท ดังนี้

1) พิษของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทน เพราะการที่กรดไขมันระเหยเพิ่มมากขึ้น จะไปทำให้พีเอชของระบบลดลง ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน

2) พิษของอิออน และโลหะหนัก

ความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในกระบวนการแบบใช้ออกซิเจนของอิออนจะเกิดขึ้นต่อเมื่อมีปริมาณอิออน และโลหะหนักมากเกินไปจนเกินจำนวนหนึ่ง อิออนที่สำคัญ ได้แก่ Na^+ K^+ Mg^{2+} Ca^{2+} และ S^{2-} โดยปกติ อิออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนลบ นอกจากนี้ยังพบว่า อิออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีความพิษน้อยกว่าอิออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 ถึง 10 เท่า ดังนั้น ความเป็น

พิษของอิออนบวกสามารถลดได้โดยใช้วิธี Antagonism คือ เมื่ออิออนบวกอยู่ร่วมกันในความเข้มข้นที่พอเหมาะจะส่งผลทำให้พิษของอิออนบวกชนิดหนึ่งสามารถลดความเป็นพิษของอิออนบวกอีกชนิดหนึ่งได้ เช่น พิษของ Na^+ เข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถทำให้หมดไปได้โดย Ca^{2+} และ Mg^{2+} ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50 - 1,000 มก./ล. แต่ในทางตรงกันข้าม อิออนบวกบางชนิดอาจจะไปเพิ่มพิษของอิออนบวกอีกชนิดได้เช่นกัน เมื่ออิออนบวกมาอยู่ร่วมกัน และทำให้เกิดพิษเพิ่มมากขึ้น เราเรียกปรากฏการณ์นี้ว่า Synergism

ส่วนพิษของโลหะหนัก ได้แก่ แมงกานีส สังกะสี แคดเมียม นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง และโครเมียม เมื่ออยู่ในน้ำเสียโลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในรูปของอิออน พิษของโลหะหนักจะมากน้อย หรือรุนแรงมากเพียงใด จะขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนัก เกิดเป็นเกลือของโลหะหนักชนิดนั้นขึ้นมา และไม่ละลายน้ำ

อย่างไรก็ตาม อิออนบวก หรือโลหะหนักชนิดต่าง ๆ เหล่านี้ ถ้ามีอยู่ในปริมาณที่เหมาะสมจะเป็นสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญของเซลล์จุลินทรีย์ด้วยเช่นกัน

3) พิษของก๊าซบางชนิด

- พิษแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ด้วย คือ โปรตีน หรือยูเรีย ซึ่งไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียมอิออน (NH_4^+) หรือแอมโมเนียอิสระ (NH_3) โดยที่พีเอชจะทำให้สารทั้ง 2 ตัวนี้ เปลี่ยนไปมาได้



เมื่อพีเอชมีค่าต่ำกว่า 7.2 ปฏิกริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นไปตามสมการที่ (2.7) ทำให้เกิดเป็น NH_4^+ ซึ่งมีความเป็นพิษจะไม่ปรากฏ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นสูงถึง 3,000 มก./ล. ก็ตาม



แต่ถ้าพีเอชมีค่าสูงกว่า 7.2 ปฏิกริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นไปตามสมการที่ (2.8) ทำให้เกิดเป็น NH_3 ซึ่งจะยับยั้งการทำงาน และเป็นพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่า NH_4^+ พบว่า ที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ 150 มก./ล. จะเป็นอันตรายต่อกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน โดยที่แอมโมเนียอิสระจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียสร้างมีเทนมากกว่าแบคทีเรียที่สร้างกรด

ตารางที่ 2.3 แสดงผลของแอมโมเนียไนโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน
(ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์, 2539)

แอมโมเนียไนโตรเจน (มก./ล.)	ผลที่เกิดขึ้นต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน
50 - 200	ปริมาณที่พอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผลเสียหายต่อระบบ
1,500 - 3,000	เริ่มเกิดการยับยั้งการทำงานของระบบ เมื่อพีเอชสูงขึ้น
> 3,000	เป็นพิษต่อการทำงานของระบบโดยตรง

- พิษของซัลไฟด์

ความเป็นพิษของซัลไฟด์อาจเกิดจากการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือเกิดจากการย่อยสลายโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ทั้งนี้สารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำ หรือไม่ละลายน้ำ โดยขึ้นอยู่กับอิออนบวกที่รวมอยู่ กรณีของรูปที่ไม่ละลายน้ำ หรือเกิดการตกตะกอน เกิดจากการรวมตัวของซัลไฟด์กับโลหะหนัก ส่วนที่กรณีของรูปที่ละลายน้ำ ซัลไฟด์จะอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) และสามารถเปลี่ยนเป็นกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำได้ที่ความเข้มข้นถึง 50 - 100 มก./ล. แต่จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้นมากกว่า 200 มก./ล.

การที่จะลดความเป็นพิษของทั้งแอมโมเนีย และซัลไฟด์ อาจกระทำได้โดยการเจือจางน้ำเสียก่อนเข้าระบบ กำจัดแอมโมเนีย หรือทำการตกตะกอนแยกซัลไฟด์ออกจากน้ำเสีย ก่อนที่จะป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบต่อไป

4) พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดสามารถยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนได้ โดยที่สารอินทรีย์จำพวกนี้ ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้ โดยการนำน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์เหล่านี้เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลินทรีย์ในระบบคุ้นเคย และสามารถปรับตัวให้เข้ากับสารอินทรีย์เหล่านี้ได้ แม้ว่าสารอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษเหล่านี้จะมีความเข้มข้นถึง 1,000 มก./ล. ก็ตาม หรืออาจแก้ไขโดยวิธีการเติมสารเคมีลงไป เพื่อทำการตกตะกอน และแยกสารอินทรีย์ที่เป็นพิษเหล่านี้ออกจากน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

2.6 ระบบอีจีเอสบี

ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่พัฒนามาจากระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) โดยระบบยูเอเอสบีเป็นระบบที่ถูกออกแบบมาเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นระดับปานกลางถึงระดับสูง แต่ได้มีความพยายามที่จะนำระบบยูเอเอสบีมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นของซีโอดีต่ำกว่า 1,000 มก./ล. หรือน้ำเสียชุมชน (โดยปกติ ส่วนใหญ่จะใช้ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน) เพื่อเป็นการลดการใช้พลังงานในการเติมออกซิเจนให้กับระบบ ซึ่งจากงานวิจัยได้พบปัญหาที่เกิดจากการใช้ระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมีค่าต่ำ

ปัญหาที่เกิดขึ้นในการใช้ระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ (Kato, 1994) เกิดจากสาเหตุหลัก ๆ ดังนี้

1) ลักษณะของน้ำเสีย

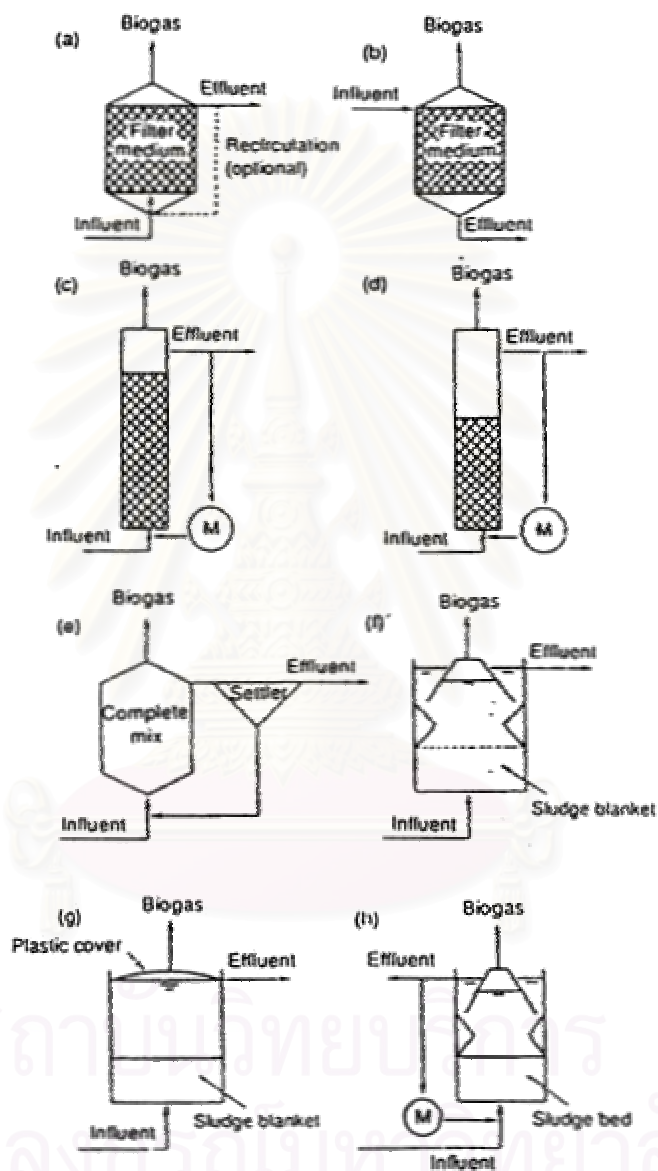
เนื่องจากน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของซีโอดีต่ำ ทำให้มีสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ในระบบ หรือถึงปฏิกรณ์ต่ำมาก ระบบจึงไม่มีสารอาหารเพียงพอต่อความต้องการในการเจริญของจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งจุลินทรีย์ที่อยู่ในกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะมีค่ายลิตที่ต่ำมากอยู่แล้ว ดังนั้น เมื่อพิจารณาจากสมการของโมโนด์ จะพบว่า อัตราการเกิดปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ในระบบที่เกิดขึ้นจะมีค่าต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสมมาก

ค่าความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำมากจะส่งผลต่อปริมาณก๊าซชีวภาพที่ถูกผลิตขึ้นในระบบ ซึ่งจะมีปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่ำมาก ทำให้การกวนผสมในชั้นตะกอนจุลินทรีย์ไม่เพียงพอและการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสีย และจุลินทรีย์มีไม่ทั่วถึง ทำให้มีสารอาหารบางส่วนหลงเหลือจากการถูกบำบัดโดยจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้น จุลินทรีย์จะได้รับสารอาหารเพื่อดำเนินปฏิกิริยาไม่เพียงพอสำหรับอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่เหมาะสม รวมทั้งทำให้น้ำที่ออกจากระบบมีค่าความเข้มข้นของซีโอดีที่ลดลงจากเดิมไม่มากนัก ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบมีค่าต่ำ

สำหรับกรณีนี้ ปัจจัยที่เป็นตัวกำหนดความสามารถของระบบจะไม่ใช่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) เหมือนกับระบบบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นระดับปานกลางถึงระดับสูงอีกต่อไป แต่จะเป็นค่าภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic Loading) สูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ และสามารถดำเนินปฏิกิริยาต่อไปโดยไม่เกิดการล้างออก (wash out) ของจุลินทรีย์ในระบบ อันมีสาเหตุเนื่องมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่มากเกินไป

2) ปริมาณออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย

พบว่า น้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียขุ่นข้นมักจะมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ต่ำ ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ซึ่งเป็นพวก Obligate Anearobes ที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาด



Different configurations of high rate or modern anaerobic waste water Treatment systems. (a) Upflow anaerobic filter; (b) downflow anaerobic filter; (c) fluid Bed; (d) expanded bed; (e) contact process; (f) upflow anaerobic sludge blanket (UASB) digester; (g) anaerobic fluid bed reactor (RALF); and (h) expanded granular sludge blanket (EGSB) digester

รูปที่ 2.6 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนที่รับภาระบรรทุกสูงประเภทต่าง ๆ (Van Haandel และ Letting, 1994)

2.6.1 ลักษณะของระบบอีจีเอสบี

ระบบอีจีเอสบีได้ถูกพัฒนาขึ้นมาเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ทั้งนี้ ระบบจะทำการติดตั้งเครื่องสูบน้ำเวียนกลับ เพื่อเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้สูงพอที่ทำให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์มีการขยายตัวเพิ่มขึ้น

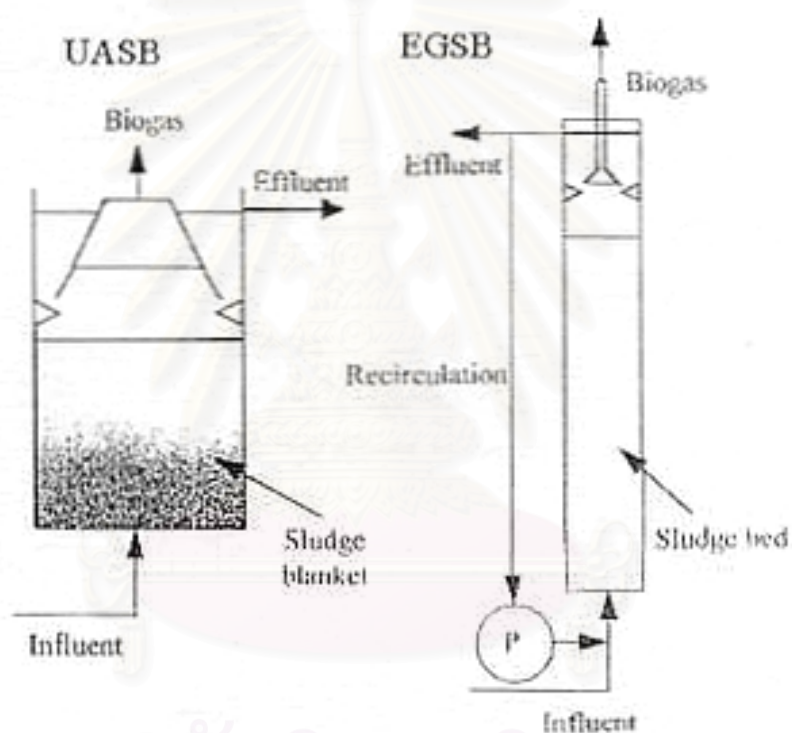
รูปแบบถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีจะมีอัตราส่วนความสูงต่อความกว้างที่มาก ทั้งนี้ เพื่อที่จะเพิ่มระยะความสูงให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์มีระยะการขยายตัวที่มากขึ้น รวมทั้งไม่ทำให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบด้วยอีกทางหนึ่ง นอกจากนี้จะมีอุปกรณ์แยกสามสถานะ ติดตั้งอยู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์เพื่อป้องกันการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์แล้วก็ตาม ระบบการสูบน้ำเวียนกลับส่งผลให้สามารถควบคุมความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้มีค่าสูงได้ถึง 4 - 10 ม./ชม. ในขณะที่ระบบยูเอเอสบีทั่วไป มักจะมีค่าความเร็วในการไหลขึ้นอยู่ในช่วง 0.5 - 5 ม./ชม. หรือต่ำกว่านั้น เพื่อป้องกันการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากถังปฏิกรณ์ของระบบยูเอเอสบีจะมีอัตราส่วนความสูงต่อความกว้างที่น้อยกว่าเมื่อเทียบกับถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบี ทำให้ไม่มีระยะทางเพียงพอที่จะให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์ขยายตัวเมื่อระบบได้รับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่สูงจะทำให้ตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบได้ ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรือระบบเกิดความล้มเหลวได้

2.6.2 การทำงานของระบบอีจีเอสบี

การทำงานของระบบอีจีเอสบีจะมีความคล้ายคลึงกับระบบยูเอเอสบีเป็นอย่างมาก เมื่อเริ่มเดินระบบจะต้องเติมเชื้อจุลินทรีย์เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ และรักษาสภาพแวดล้อมในถังปฏิกรณ์ให้เหมาะสม จะเกิดชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความเข้มข้นประมาณ 40 - 100 กก.วีเอสเอส/ลบ.ม. ขึ้นที่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์ ชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะมีลักษณะเป็นเม็ด หรือเกล็ด ซึ่งมีความเร็วในการจมตัวสูง การรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะขึ้นกับลักษณะน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบ และเชื้อจุลินทรีย์ที่นำมาใส่ระบบในครั้งแรก ด้านบนของชั้นตะกอนจุลินทรีย์จะเป็นชั้นของตะกอนลอย ซึ่งจะมีความเข้มข้นประมาณ 15 - 30 กก.วีเอสเอส/ลบ.ม. และมีความเร็วในการจมตัวที่ต่ำกว่าตะกอนจุลินทรีย์ชั้นล่าง

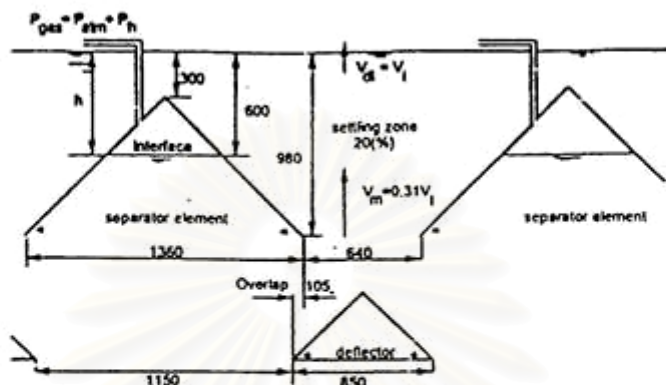
การป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบอีจีเอสบี กระทำโดยป้อนน้ำเสียเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ เพื่อให้ น้ำเสียสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้อย่างทั่วถึง สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะถูกจุลินทรีย์ในตะกอนชั้นล่างย่อยสลายกลายเป็นเซลล์จุลินทรีย์เกิดใหม่ และก๊าซชีวภาพต่าง ๆ โดย ก๊าซที่เกิดขึ้นจะเกาะอยู่ตามเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ และ ฟองก๊าซที่เกิดขึ้นจะพาเอาตะกอนจุลินทรีย์ชั้นล่างขึ้นสู่ด้านบน ทำให้มีการสัมผัสกันระหว่าง

น้ำเสีย และตะกอนแขวนลอยที่มีความเข้มข้นต่ำกว่าตะกอนชั้นล่าง ในระหว่างที่น้ำเสียไหลขึ้นสู่ ส่วนบนของถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นส่วนของถังตกตะกอน สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เหลืออยู่ยังคงถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอยอย่างต่อเนื่อง เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นสู่ส่วนบนของถังปฏิกรณ์จะปะทะเข้ากับอุปกรณ์แยกสามสถานะที่มีลักษณะเอียงทำมุมประมาณ 45 - 60 องศา ซึ่งทำหน้าที่แยกก๊าซที่เกิดขึ้นให้หลุดออกจากกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์ ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะแยกตัวออกจากตะกอนจุลินทรีย์ และไหลออกทางด้านบนของถังปฏิกรณ์ ในขณะที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จะตกตะกอน และจมตัวลงสู่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์ต่อไป

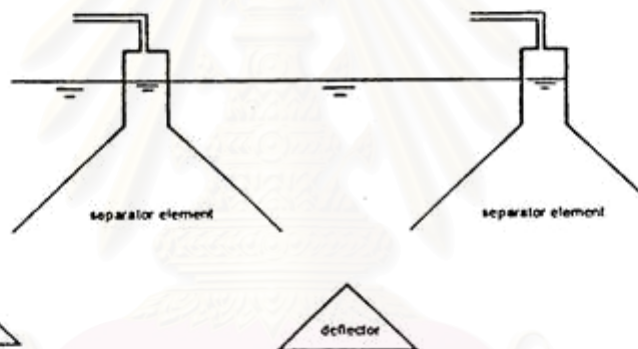


รูปที่ 2.7 แสดงลักษณะ และส่วนประกอบถังปฏิกรณ์ของระบบยูเอเอสบีเปรียบเทียบกับ ถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบี (Seghezzo, 1998)

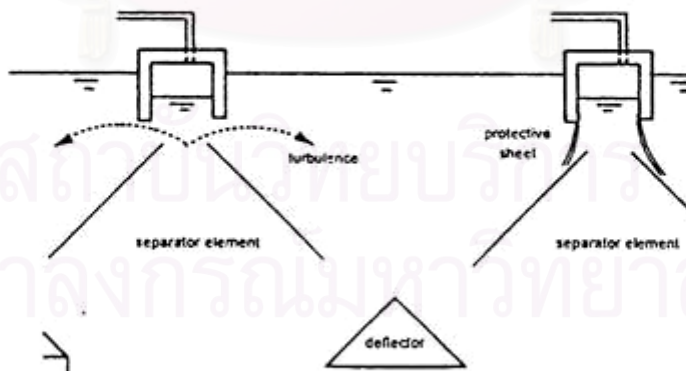
ในระบบนี้ ปัจจัยที่สำคัญของระบบ คือ การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้รวมตัวกันเป็นเม็ด หรือเกิดตะกอน จนกระทั่งมีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากพอที่จะสามารถตกตะกอนได้ดี เพราะว่า ถ้าไม่สามารถทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ดังกล่าวตกตะกอนได้ดีแล้ว จะเกิดปัญหาการหลุดออกของ ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบลดลง และอาจทำให้ระบบล้มเหลวได้



(a) Submerged separator (Pedregal)



(b) Separator with gas under atmospheric pressure



(c) Hybrid separator with opening for maintenance

Examples of the design of a GLS separator in the UASB reactors constructed at (a) Pedregal, (b) Cali and (c) Jeremias, Brazil

รูปที่ 2.8 ลักษณะของอุปกรณ์แยกสามสถานะที่ใช้ในระบบยูเอสบี (Van Haandel และ Lettinga, 1994)

วัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะสำหรับระบบอีจีเอสบี (Lettinga, 1991)

- 1) ทำหน้าที่แยก และนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกรณ์
- 2) ป้องกันการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์
- 3) ช่วยให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ตกตะกอน กลับสู่ส่วนล่างของถังปฏิกรณ์
- 4) ทำหน้าที่เป็นส่วนตกตะกอน ก่อนปล่อยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดออกจากระบบ
- 5) ช่วยป้องกันไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอยเข้าไปในส่วนตกตะกอน

2.6.3 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี

ถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีอาศัยความเร็วไหลขึ้นเป็นปัจจัยในการควบคุม เพื่อให้เกิดการผสม หรือการสัมผัสที่ดีระหว่างน้ำเสีย กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ อย่างไรก็ตาม ปัจจัยที่ใช้ในการควบคุมการผสมนี้อาจเป็นสาเหตุของการล้างออกของตะกอนจุลินทรีย์ได้เช่นกัน ดังนั้น จึงมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมปัจจัยดังกล่าวให้เกิดความสมดุลระหว่างการกวนผสมที่เพียงพอ และการรักษาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในระบบ

Seghezzi (1998) ได้กล่าวถึงคุณสมบัติของระบบอีจีเอสบีไว้ ดังนี้

- 1) ค่าความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วง 4 - 10 ม./ชม.
- 2) สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในสูงถึง 40 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน
- 3) มีการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์
- 4) ตะกอนมีลักษณะเป็นเม็ด และสามารถตกตะกอนได้ดี
- 5) ตะกอนชนิดฟลอยจะถูกล้างออกจากระบบ
- 6) ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารแขวนลอยค่อนข้างต่ำ
- 7) การกวนผสมในระบบเกิดจากความเร็วไหลขึ้น และก๊าซชีวภาพที่ถูกผลิต ส่งผลให้มีการสัมผัสที่ทั่วถึงระหว่างน้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์

ถังปฏิกรณ์ระบบอีจีเอสบี มีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดส์ โดยไม่จำเป็นต้องอาศัยตัวกลาง เนื่องจาก ระบบการเวียนน้ำกลับภายในถังปฏิกรณ์แบบอีจีเอสบีทำให้เกิดการกวนผสมที่เพียงพอ ช่วยให้การถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์เป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ ระบบการเวียนน้ำกลับยังช่วยในการลดความเป็นพิษของสารอินทรีย์ที่เข้ามาในระบบ ให้มีความเข้มข้นลดลงจนไม่

สามารถส่งผลกระทบต่อตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นล่างของถังปฏิกรณ์ ซึ่งจะเป็นชั้นตะกอนที่ได้รับสารพิษก่อนชั้นอื่น รวมทั้งช่วยในการรักษาสภาพต่างไปคาร์บอนเนตของระบบ ทำให้สามารถลดปริมาณสารเคมีบำบัดที่ต้องเติมเข้าระบบได้อีกทางหนึ่ง

Kato (1994) กล่าวไว้ว่า ระบบอิมูโนสปีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่มีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชน เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนโดยทั่วไป เมื่อนำมาบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชนจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ต่ำ อันมีเหตุมาจากการที่ค่าซีไอดีในน้ำเสียนั้นค่าต่ำจะส่งผลต่อระดับสารอาหารที่ต่ำลงไปเรื่อย ๆ ตามชั้นความลึกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีอัตราปฏิกริยาการย่อยสลายสารอาหารที่ต่ำจากสมการของโมโนด์แสดงว่า อัตราปฏิกริยาของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหาร และค่า K_s (half velocity constant) ซึ่งค่า K_s เป็นค่าที่แสดงถึงคุณลักษณะจำเพาะของจุลินทรีย์ที่มีต่อสารอาหารชนิดนั้น ๆ โดยที่ Kato ได้แบ่งค่า K_s ออกเป็น 2 ประเภท ดังนี้

1) Intrinsic K_s

เป็นค่า K_s ที่แท้จริง ซึ่งแสดงถึง การถ่ายเทมวลสารผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลินทรีย์ที่มีลักษณะการเจริญในน้ำเสียแบบกระจาย (Dispersed cells) ในสภาพที่เซลล์จุลินทรีย์มีการดำรงชีพแบบแขวนลอยอย่างสมบูรณ์

2) Apparent K_s

เป็นค่า K_s ปรากฏ ซึ่งแสดงถึง การถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกกลุ่มเซลล์จุลินทรีย์ หรือเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

โดยปกติ Apparent K_s จะมีค่าสูงกว่า Intrinsic K_s เนื่องจาก พบว่า มีข้อจำกัดในการถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ของเม็ดจุลินทรีย์มากกว่าเซลล์จุลินทรีย์แบบแขวนลอย ดังนั้นจะเกิดเหตุการณ์ที่ความเข้มข้นของสารอาหารลดต่ำลงเรื่อย ๆ ตามระดับความลึกในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และไม่มีสารอาหารที่เพียงพอสำหรับจุลินทรีย์ที่อยู่ชั้นใน ทำให้กลุ่มจุลินทรีย์ที่อยู่ในชั้นดังกล่าวขาดสารอาหาร และเกิดการสลายตัวกลายเป็นโพรงที่ว่างบริเวณแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการสะสมตัวของก๊าซชีวภาพภายในโพรงดังกล่าว ส่งผลให้เกิดการล้างออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบได้ นอกจากนี้ โพรงที่เกิดขึ้นยังทำให้โครงสร้างของเม็ด

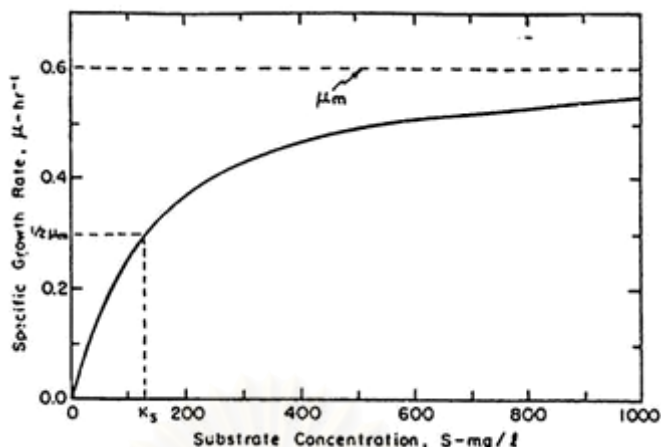
ตะกอนจุลินทรีย์ไม่มีความแข็งแรงพอ และความปั่นป่วนทางชลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์อาจทำให้เกิดแตกสลายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้

การที่จะทำให้มีสารอาหารเพียงพอต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ชั้นในของเม็ดตะกอนนั้น จึงจำเป็นที่จะต้องทำให้อัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm นั้น มีค่าสูงกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลินทรีย์ชั้นนอกของเม็ดตะกอน ดังนั้น ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอาหารต่ำจึงต้องมีการกวนผสมที่เพียงพอ เพื่อให้ความปั่นป่วนในชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นส่งผลให้จุลินทรีย์มีโอกาสสัมผัสกับสารอาหารมากขึ้น และยังทำให้ค่า Apparent K_s ของจุลินทรีย์มีค่าต่ำลงด้วย โดยที่ความปั่นป่วนในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงแบบไร้ออกซิเจนจะเกิดขึ้นจากปริมาณก๊าซชีวภาพที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นมาอย่างเพียงพอ ขณะที่ความปั่นป่วนในระบบ อีจีเอสพีที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำจะเกิดจากอัตราการสูบน้ำเวียนกลับเป็นหลัก และก๊าซชีวภาพที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นมาเป็นบางส่วน

Dolfing (1985) ได้กล่าวว่า ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ตะกอนจุลินทรีย์จะถูกเก็บรักษาไว้ในถังปฏิกรณ์เป็นระยะเวลาานาน ทำให้กลุ่มจุลินทรีย์รวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อน และเกิดขึ้น biolayer ที่หนาแน่นขึ้นมา ซึ่งชั้น biolayer เหล่านี้จะเป็นตัวที่ทำให้สารอาหารไม่สามารถกระจายเข้าไปยังชั้นที่อยู่ลึกได้ เนื่องจากมีความต้านทานการถ่ายเทมวลสารเกิดขึ้น ปฏิกิริยาการนี้ก็จะส่งผลกระทบต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาในถังปฏิกรณ์

ดังนั้น เมื่อพิจารณาจากความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเอนไซม์ และความเข้มข้นของสารอาหารแล้ว สามารถอธิบายได้โดยสมการของไมโนด์ที่ว่า อัตราการทำปฏิกิริยาโดยเอนไซม์ และความเข้มข้นของสารอาหารมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงในช่วงที่ความเข้มข้นสารอาหารมีค่าต่ำกว่าค่า K_s ลงมา เพราะฉะนั้น ความต้านทานการถ่ายเทมวลสารจะเป็นปัจจัยที่สำคัญในสภาวะที่ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียง หรือต่ำกว่าค่า K_s ดังนั้น จึงสามารถสรุปได้ว่า ความต้านทานการถ่ายเทมวลสารขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ ดังนี้

- 1) ความเข้มข้นของสารอาหาร
- 2) ค่า K_s ของจุลินทรีย์สำหรับประเภทของสารอาหารชนิดนั้น ๆ
- 3) ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุดใน biolayer
- 4) ความหนาของ biolayer พบว่า biolayer ที่มีความหนาไม่เกิน 1 มม. จะไม่ได้รับผลกระทบจากความต้านทานการถ่ายเทมวลสาร



รูปที่ 2.9 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยา (μ) และความเข้มข้นของสารอาหาร (S) (ธีระ เกรอต, 2539)

2.6.4 ข้อได้เปรียบ และเสียเปรียบของระบบอีชีเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบอีชีเอสบี มีข้อได้เปรียบเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบอื่น ๆ ดังนี้

- 1) ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่น ๆ
- 2) ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ
- 3) ปริมาณตะกอนส่วนเกินเกิดขึ้นน้อยกว่าระบบแบบใช้ออกซิเจน
- 4) ต้องการไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบแบบใช้ออกซิเจน
- 5) ใช้พลังงานในการเดินระบบต่ำ เพราะไม่ต้องการเติมออกซิเจน
- 6) ก๊าซชีวภาพที่ได้จากกระบวนการแบบไร้ออกซิเจน สามารถนำไปใช้เป็นพลังงานได้
- 7) สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเป็นพิษของสารอินทรีย์บางชนิดได้ เช่น ฟอรั่มัลดีไฮด์

นอกจากระบบอีชีเอสบีจะมีข้อได้เปรียบแล้ว ยังอาจมีลักษณะของระบบบางประการที่ทำให้ระบบเกิดข้อเสียเปรียบได้เช่นกัน ดังนี้

- 1) ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบนาน และต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้จับตัวเป็นเม็ดตะกอน
- 2) ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบให้เพียงพอ
- 3) จุลินทรีย์ในระบบไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ และพีเอช
- 4) ต้องควบคุมความเร็วไหลขึ้น เพื่อให้เกิดการกวนผสมที่เหมาะสม
- 5) ระบบไม่สามารถลดของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ออกจากระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ
- 6) ระบบไม่สามารถทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ต่ำได้

2.7 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Guiot (1992) กล่าวว่า ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกพันธุ์ของจุลินทรีย์ที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะมีข้อดี ดังนี้

- 1) สามารถตกตะกอนได้ดี
- 2) มีความหนาแน่นสูง
- 3) มีอัตราส่วนของจุลินทรีย์ต่อปริมาณที่สูงมาก

2.7.1 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Lettinga, 1994)

ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ ส่วนประกอบของน้ำเสีย และสิ่งแวดล้อมในระบบ โดยแบ่งประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ ดังนี้

1) Sarcina Granules

เป็นจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างกลมเกาะกันเป็นกลุ่ม เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีกรดอะซิติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล. เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก จึงถูกล้างออกจากระบบได้ง่าย และยังสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ตัวอีกด้วย

2) Spinky Granular

เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความยาวมากกว่า 1 มม. และมีความหนาน้อยกว่า 0.5 มม. ประกอบด้วย CaCO_3 มากกว่าร้อยละ 60 โดยที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ประเภทนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานแป่งข้าวโพด

3) Filamentous

เป็นจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาว เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ประเภทนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีกรดไขมันระเหยในปริมาณสูง

4) Rod

เป็นตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะกลม ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น มักจะพบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ประเภทนี้ในถังหมักที่ใช้บำบัดน้ำเสียโรงงานแป่งมัน และโรงงานน้ำตาล

2.7.2 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากที่มีการศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต พบว่า มีโครงสร้างภายในเม็ดตะกอนแบ่งออกเป็น 3 ชั้น ดังนี้

1) โครงสร้างชั้นนอก

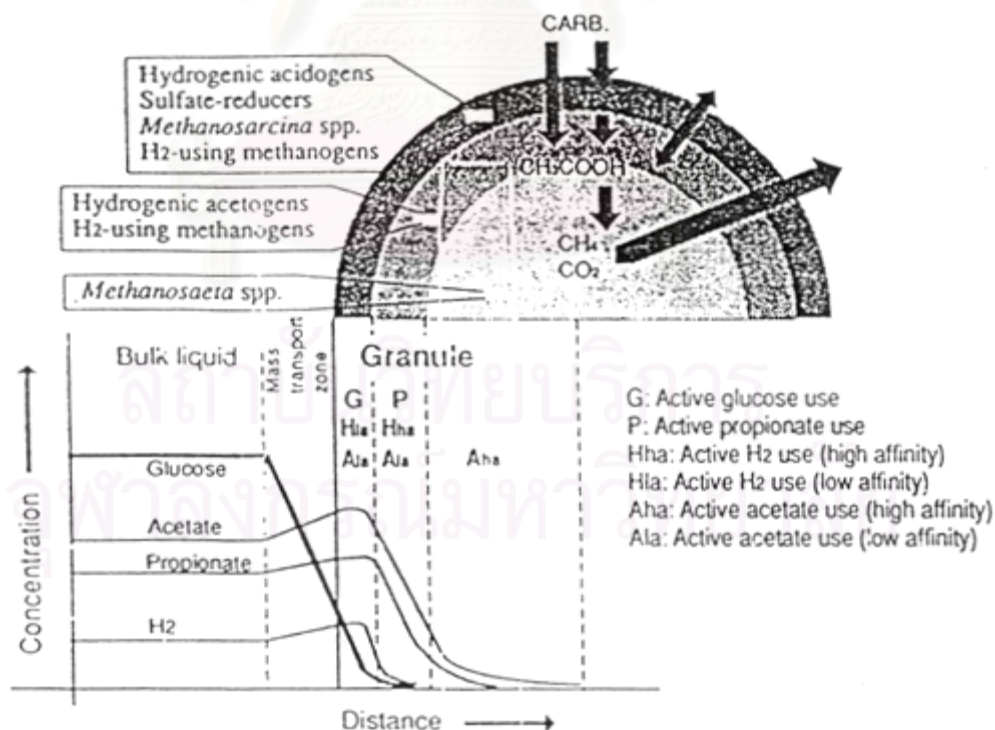
ประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens, Sulfate reducers, Methanosarcina และ H₂-utilizing methanogens

2) โครงสร้างชั้นกลาง

ประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acetogens และ H₂-utilizing methanogens เช่น Methanosarcina, Methanococcales และ Methanospirillum

3) โครงสร้างชั้นใน

ประกอบด้วยแบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta



รูปที่ 2.10 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot, 1992)

โครงสร้าง และขนาดของชั้นในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แต่ละชั้น ขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหาร และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ตัวอย่างเช่น ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จะพบจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenics ที่บริเวณผิวนอกสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทั้งนี้เพราะ นอกจากการที่สารอาหารมีค่าความเข้มข้นสูงบริเวณรอบนอกเม็ดตะกอนแล้ว ยังมีสาเหตุมาจาก อัตราการเกิดปฏิกิริยา Acidogenesis ที่บริเวณรอบนอกของเม็ดตะกอนมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยา Acetogenesis และปฏิกิริยา Methanogenesis ด้วยเช่นกัน อะซิเตทที่ถูกผลิตขึ้นมาจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลาง และชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป

2.7.3 Extracellular Polymers

Extracellular Polymers (ECP) เป็นสารอินทรีย์เชิงซ้อนที่เกิดขึ้นโดยธรรมชาติ และเป็นสารพื้นฐานของโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ECP ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกของเซลล์แบคทีเรียแกรมลบ มีส่วนประกอบหลักเป็น polysaccharide ส่วน ECP ของเซลล์แบคทีเรียแกรมบวกเป็นส่วนประกอบของ peptidoglycan ECP สามารถเกิดได้หลายทาง เช่น การสลายตัวของเซลล์หรือจากสารอินทรีย์ที่ถูกขับทิ้งออกมาจากเซลล์ ECP ประกอบไปด้วยโพลีเมอร์ของ saccharide โปรตีน ไขมัน และกรดนิวคลีอิก โดยที่ ECP มีหน้าที่ในการดักจับสารอาหารละลาย และยังเป็นตัวช่วยในการยึดเกาะกับเซลล์อื่น ๆ อีกด้วย

จากรายงานการวิจัย พบว่า แบคทีเรียที่อยู่ภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะถูกล้อมรอบด้วย ECP โดยมีปริมาณของ ECP อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ระหว่างร้อยละ 0.6 - 20 ของวิเอสเอส โดยทั่วไป แบคทีเรียที่กระจายตัวอยู่ในน้ำเสียมักจะมีคุณสมบัติเป็นประจุลบ และเกิดแรงผลักทางไฟฟ้าระหว่างเซลล์ แต่ ECP ที่ห่อหุ้มอยู่รอบผิวเซลล์เป็นประจุบวก ส่งผลให้เซลล์เหล่านั้นเกิดการดูดติดกัน และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ อย่างไรก็ตาม ปริมาณ ECP ที่มีมากเกินไปอาจส่งผลกระทบต่อการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้เช่นกัน เนื่องจากจะเกิดการผลักกันของประจุบวกที่มีมากเกินไป



รูปที่ 2.11 บทบาทของประจุไฟฟ้า และ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวกันของจุลินทรีย์

(Schmidt และ Ahring, 1995)

ปริมาณ ECP ขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมที่เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์เจริญ พบว่า ที่ความเข้มข้นของ ECP ในช่วงอุณหภูมิ Thermophilic มีค่าต่ำกว่าในช่วง Mesophilic รวมทั้งยังขึ้นอยู่กับสารอาหารในน้ำเสียอีกด้วย โดยพบส่วนประกอบที่เป็นคาร์โบไฮเดรตซึ่งสกัดได้จากเมื่อดตะกอน จุลินทรีย์มีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อทำการเติมธาตุเหล็ก และ Yeast Extract ลงไปในน้ำเสีย รวมทั้งการลดลงของปริมาณโปรตีน และ polysaccharide ใน ECP เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงประเภทของน้ำเสียจากน้ำตาล เป็นน้ำเสียสังเคราะห์จากอะซิเตท

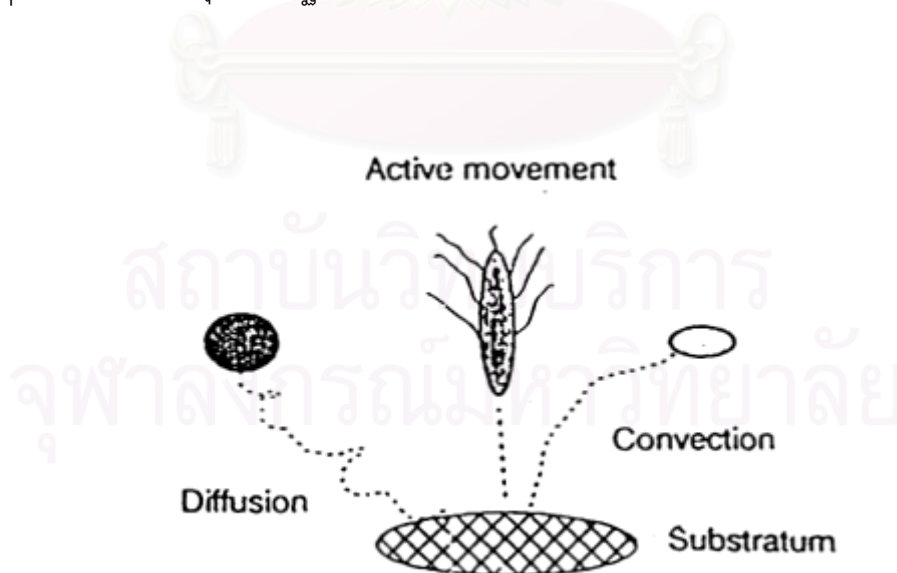
ปัจจุบัน ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP เป็นผลผลิตที่เกิดจากแบคทีเรียกลุ่มใด แต่พบผลผลิตที่เป็น polysaccharide จากแบคทีเรียกลุ่ม methanogenic และ acetogenic ในปริมาณที่น้อยมาก โดยที่แบคทีเรียกลุ่ม Acidogenic เป็นแบคทีเรียที่มีอิทธิพลต่อการสร้าง ECP เป็นอย่างมาก

2.7.4 กระบวนการรวมตัวเป็นเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

Schmidt และ Ahring (1995) ได้อธิบายขั้นตอนการเกิดเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 Transport

การเคลื่อนไหวของแบคทีเรียด้วยวิธีการต่าง ๆ ได้แก่ การแพร่กระจาย (Brownian motion) การพัดพา (Convective) โดยของเหลว และก๊าซ การตกตะกอน และการเคลื่อนไหวของแบคทีเรียโดยใช้ flagella ดังแสดงในรูปที่ 2.12 ไปจับตัวกับอนุภาคเฉื่อย หรือเซลล์แบคทีเรียอื่น ๆ จนกลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน



รูปที่ 2.12 กลไกการเคลื่อนไหวต่าง ๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย (Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนที่ 2 Reversible Adsorption

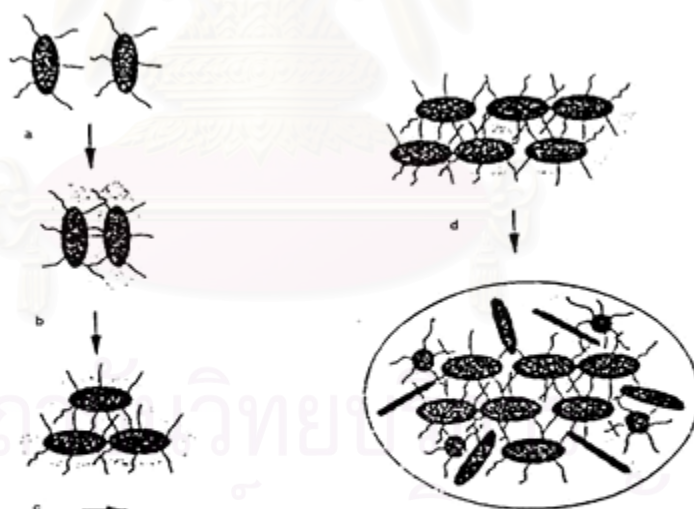
การดูดติดของเซลล์แบคทีเรีย กับอนุภาคอื่น โดยแรงทางประจุไฟฟ้า ซึ่งสามารถแยกตัวออกไปได้อีกครั้ง

ขั้นตอนที่ 3 Irreversible Adhesion

ขั้นตอนนี้ ECP จะมีบทบาทสำคัญในการยึดเกาะของเซลล์แบคทีเรียเข้ากับอนุภาคอื่น ๆ โดย ECP จะเป็นโพลิเมอร์ที่มีพันธะแข็งแรง ทำให้เซลล์แบคทีเรียมีโอกาสหลุดออกจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ยากมาก แต่ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อน หรือหลังการยึดเกาะของเซลล์

ขั้นตอนที่ 4 Multiplication

ในขั้นตอนนี้จะเป็นการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ในชั้น ECP โดยที่เซลล์ใหม่ของแบคทีเรียจะถูกกักอยู่ในชั้นของ ECP และยังเกิดการดักจับเซลล์ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามารวมตัวในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้น



(a) The reversible association of two bacteria becomes irreversible adhesion. ECP are used to bind the two bacteria to each other. (b) Cell division provides sister cells that are bound within the ECP. (c) Microcolony formation. (d) Granulation is a function of cell division within the microcolonies and new recruitment of bacteria from the liquid.

รูปที่ 2.13 กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

2.7.5 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol (1993) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยได้สรุปขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ 3 ขั้นตอนดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

เป็นขั้นตอนเริ่มต้นของระบบ เมื่อทำการบ่อน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไหลขึ้นแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัว เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสีย และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง

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

ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอย เนื่องจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มการระบรทุกสารอินทรีย์ทำให้เกิดปริมาณก๊าซที่เพิ่มมากขึ้น ในขณะที่ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบ และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ได้ถึง 5 มม. ถือว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์จุลินทรีย์ของระบบ

ขั้นตอนที่ 3 อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3 - 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ขั้นตอนนี้ อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมากกว่าอัตราการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งเมื่อระบบผ่านได้ผ่านขั้นตอนนี้แล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้นจนถึงค่าที่สูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ จากการทดลองที่ผ่านมา พบว่าระบบอาจมีความสามารถในการรับภาระบรทุกสารอินทรีย์ได้ถึง 50 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

Sam-Soon (1990) ได้สรุปลักษณะสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับการเกิดเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ไว้ ดังนี้

- 1) ระบบจะต้องมีปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ที่เพียงพอ
- 2) ค่าพีเอชในระบบจะต้องเป็นกลาง
- 3) ในระบบจะต้องมี cysteine ในปริมาณที่จำกัด
- 4) ค่าความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในระบบจะต้องมีค่าสูง
- 5) ลักษณะการไหลของน้ำเสียจะต้องเป็นลักษณะ plug flow เพื่อรักษาระดับความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนให้มีค่าสูงอยู่เสมอ ซึ่งถ้าการไหลเป็นแบบ completely mix จะทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ

2.8 การตรึงเซลล์จุลินทรีย์

การตรึงเซลล์จุลินทรีย์ เป็นกรรมวิธีที่ประยุกต์มาจากการตรึงเอนไซม์ โดยเป็นการจำกัดขอบเขต หรือบริเวณของเซลล์ เพื่อให้เซลล์จุลินทรีย์อยู่ในบริเวณที่กำหนด แต่เซลล์จุลินทรีย์ยังคงสามารถรักษาคุณสมบัติในการผลิตเอนไซม์ไว้ดังเดิม และสามารถให้เซลล์จุลินทรีย์ที่ถูกตรึงนี้ได้อย่างต่อเนื่อง โดยเซลล์ที่ถูกตรึงนี้จะอยู่ในสภาวะที่กำลังเจริญ เซลล์ที่อยู่ในระยะพักตัว หรือเซลล์ที่ตายก็ได้

2.8.1 วิธีการตรึงเซลล์จุลินทรีย์

Chibata (1983) ได้แนะนำเทคนิคที่ใช้ในการตรึงเซลล์ไว้ 3 วิธี ดังนี้

1) วิธีการยึดด้วยตัวนำ (Carrier-binding method)

เป็นการเชื่อมเซลล์จุลินทรีย์กับสารพาหะโดยตรง แบ่งได้เป็น 2 วิธี คือ

1.1) การใช้พันธะโควาเลนต์ (Covalent binding method)

เป็นวิธีการเชื่อมเซลล์โดยตรงกับสารพาหะ โดยสารที่ใช้เป็นตัวเชื่อมนี้สามารถต่อกับส่วนประกอบที่ยึดเซลล์ ได้แก่ กลุ่มอะมิโน กลุ่มคาร์บอกซิล กลุ่มไฮดรอกซิล หรือกลุ่มฟีนอลของโปรตีน เป็นต้น วิธีนี้มีข้อดี คือ เซลล์ที่เชื่อมจะอยู่ที่ผิวหน้าของตัวนำอย่างสม่ำเสมอ มีความคงตัวสูง และการรั่วไหลออกของเซลล์มีน้อย แต่มีข้อเสียบางประการ เนื่องจากการตรึงเซลล์ด้วยวิธีนี้จะส่งผลกระทบต่อเซลล์ที่ถูกตรึงอย่างรุนแรง และความเป็นพิษของสารที่ใช้ตรึงเซลล์ อาจทำให้เซลล์ตรึงสูญเสียความสามารถได้

1.2) การเกาะ หรือดูดติด (Adsorption method)

เป็นวิธีการตรึงเซลล์ โดยให้เซลล์ดูดซับกับสารที่เป็นตัวนำด้วยพันธะไอออนิก หรือพันธะไฮโดรเจน โดยอาศัยหลักการทางเคมี เนื่องจากผนังเซลล์จะประกอบไปด้วย diaminopimelic acid และ hexosamines ซึ่งสามารถเกิดพันธะไอออนิกกับตัวนำได้ การตรึงเซลล์ด้วยวิธีนี้เป็นวิธีที่ง่าย แต่แรงดูดซับค่อนข้างอ่อน ทำให้เกิดการรั่วไหลออกของเซลล์ได้ง่าย เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่าความเป็นกรด - ด่าง ความดันของน้ำ การเกิดฟองอากาศ และเมื่อมีการแบ่งเซลล์เกิดขึ้น

2) การเชื่อมไขว้ (Cross-linking method)

เป็นวิธีการเชื่อมเซลล์เข้าด้วยกัน โดยอาศัยสารจำพวกไป- (bi-) หรือมัลติฟังก์ชันนอลรีเอเจนต์ (multifunctional reagent) เช่น glutaraldehyde และ toluene diisocyanate เป็นต้น โดยวิธีนี้จะใช้สารเคมีภายใต้สภาวะที่ค่อนข้างรุนแรง ทำให้เซลล์ที่ถูกตรึงสูญเสียความสามารถในการดำรงชีวิตได้

3) การกักขัง (Entrapping method)

การตรึงเซลล์โดยวิธีการกักขังสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 วิธีดังนี้

3.1) การตรึงเซลล์แบบไมโครแคปซูล (Microencapsulation)

เป็นการกักขังเซลล์ไว้ในเยื่อกึ่งผ่านได้ (semipermeable membrane) เช่น collodian หรือ silicone ซึ่งสามารถป้องกันการซึมผ่านของเซลล์ได้ แต่ยอมให้สารอาหาร และ ผลผลิตสามารถซึมผ่านเข้าออกได้ การตรึงเซลล์ด้วยวิธีนี้เป็นวิธีที่ง่าย แต่ไม่มีความแข็งแรงพอที่จะใช้งานในอุตสาหกรรมได้ และอาจเกิดปัญหาการตกตะกอนของเซลล์เกิดขึ้นด้วย

3.2) การตรึงเซลล์แบบแลตทิซ (Lattice type)

เป็นการตรึงเซลล์โดยการกักขังเซลล์ไว้ในเจลของสารโพลีเมอร์ ที่มีลักษณะเป็นช่องว่าง 3 มิติ การตรึงเซลล์แบบแลตทิซเป็นวิธีที่ประสบความสำเร็จ และได้รับความนิยมมากที่สุด เนื่องจากการตรึงเซลล์จุลินทรีย์ด้วยวิธีนี้สามารถใช้กับเซลล์ได้ทุกชนิด ในขณะที่วิธีการอื่นมีข้อจำกัด และข้อเสียเปรียบมากกว่า การตรึงเซลล์ด้วยวิธีการกักขังนิยมใช้สารพวก biochemically inert hydrogel เป็นตัวกักขัง โดยให้หลักการสร้างเจลที่มีโครงสร้าง 3 มิติ ที่มีลักษณะเป็นรูพรุน ทำให้สารอาหาร และผลผลิตสามารถผ่านเข้าออกจากเซลล์ตรึงได้

2.8.2 สารพาหะที่ใช้ในการตรึงเซลล์จุลินทรีย์

เนื่องจากการเตรียมเซลล์ที่ถูกตรึงมีหลายวิธี ดังนั้นคุณสมบัติของสารพาหะที่เหมาะสม สำหรับใช้ในการตรึงเซลล์จุลินทรีย์จึงมีความแตกต่างกัน ซึ่งปัจจัยที่สำคัญในการพิจารณาสารพาหะที่มีคุณสมบัติเหมาะสม มีดังนี้

- สมบัติทางกลไก (Mechanical properties)
- สมบัติทางฟิสิกส์ (Physical properties)
- ความแข็งแรง (Strength)
- ความชอบน้ำ (Hydrophilicity)

- สภาพซึมน้ำได้ (Permeability)
- ทนต่อสภาพแวดล้อมทางกายภาพ
- ทนต่อสารเคมี
- ทนต่อการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์
- ทนต่อความร้อน และความกดดัน
- ไม่เป็นอันตรายต่อเซลล์จุลินทรีย์
- ไม่ส่งผลกระทบต่อระบบเมตาบอลิซึมของจุลินทรีย์

ตารางที่ 2.4 แสดงกลไกของการเกิดเจลโดยสสารพาหะชนิดต่าง ๆ เมื่อใช้วิธีการกักขังเซลล์
(ภาวิณี คณาสวัสดิ์, 2531)

กลไกการเกิดเจล	สสารพาหะ
โพลีเมอร์ไรเซชัน	โพลีเอไครลาไมด์ โพลีเมทาไครเลท
การเชื่อมไขว้	พรีโพลีเมอร์ โปรตีน
โพลีคอนเดนเซชัน	โพลียูรีเทน เอพอกซีเรซิน
การเกิดเจลเนื่องจากความร้อน	คอลลาเจน เจลาติน เอการ์ / เอกาโรส แคปทา-คาร์ราจีแนน
การเกิดเจลแบบไอโอโนโทปิก	อัลจิเนต ไคโตซาน
การตกตะกอน	เซลลูโลส เซลลูโลสไตรอะซิเตท

1. วิธีเกาะติดกับตัวกลาง



2. วิธีเชื่อมโยง



3. วิธีโอบล้อม

ก. แบบแลททิซ



ข. แบบไมโครแคปซูล



รูปที่ 2.14 ลักษณะการตรึงเซลล์ด้วยวิธีต่าง ๆ (คำพูน คุณานุกร, 2531)

สารพาหะที่สำคัญที่ใช้ในการตรึงเซลล์จุลินทรีย์ มีดังนี้

1) อัลจิเนต

เป็นสารที่สกัดจากสาหร่ายสีน้ำตาล เช่น *Macrocystis pyrifera* เป็นต้น มีลักษณะโครงสร้างทางเคมีเป็นโพลิเมอร์ร่วมของ D-manuronate (M) และ L-gluluronate (G) residues โดยอัลจิเนตสามารถเกิดเป็นเจลได้เมื่ออยู่ในสารละลายที่มีไอออนของโลหะ เช่น อะลูมิเนียมไอออน (Al^{3+}) หรือแคลเซียมไอออน (Ca^{2+}) โดยที่การแทนที่ของไอออนของสารโลหะเหล่านี้เป็นการทำให้เกิดเจลที่มีโครงสร้างเป็น 3 มิติ เรียกการเกิดเจลชนิดนี้ว่า ไอโอโนโทรปิก (lonotropic gelation)

การตรึงเซลล์ด้วยแคลเซียมอัลจินเตนนี้ ทำได้โดยการผสมเซลล์จุลินทรีย์ลงในสารละลายไฮเดียมอัลจินเตน แล้วหยดส่วนผสมดังกล่าวลงในไปสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ จะเกิดเป็นเจลของแคลเซียมอัลจินเตนขึ้น หลังจากนั้นควรแช่เจลดังกล่าวไว้ในสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ต่ออีกอย่างน้อย 20 นาที เพื่อให้การเกิดเจลเป็นไปอย่างสมบูรณ์ คุณสมบัติของเจลที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ ซึ่งได้แก่ ชนิด และปริมาณของอัลจินเตนที่ใช้ ชนิด และความเข้มข้นของ อิออนโลหะและปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ที่ใช้

การตรึงเซลล์โดยใช้แคลเซียมอัลจินเตน มีข้อดีหลายประการ คือ สามารถทำได้ง่ายในสภาวะปกติ สะดวก และรวดเร็ว ดังนั้นจึงนิยมที่จะใช้แคลเซียมอัลจินเตนในการตรึงเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิต อีกทั้งการตรึงเซลล์ด้วยแคลเซียมอัลจินเตนยังเป็นวิธีที่ปลอดภัย เนื่องจากอัลจินเตนเป็นสารที่ไม่มีพิษ และยอมรับให้ใช้เป็นวัตถุเจือปนในอาหารมาเป็นเวลานาน เนื่องจากเซลล์จุลินทรีย์ที่ถูกตรึงด้วยแคลเซียมอัลจินเตนสามารถแบ่งเซลล์ได้ภายในเจล ทำให้ความสามารถในการเกิดปฏิกิริยามีอยู่เป็นระยะเวลาเวลานาน แต่อาจมีเซลล์บางส่วนหลุดออกมานอกเจล ทำให้สามารถเกิดการปนเปื้อนในสภาวะแวดล้อมได้เช่นกัน



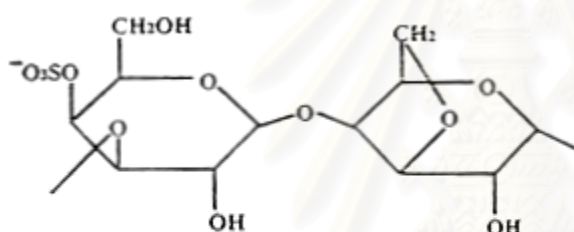
รูปที่ 2.15 สูตรโครงสร้างของอัลจินเตน (คำพูน คุณานุกร, 2531)

2) คาร์ราจีแนน

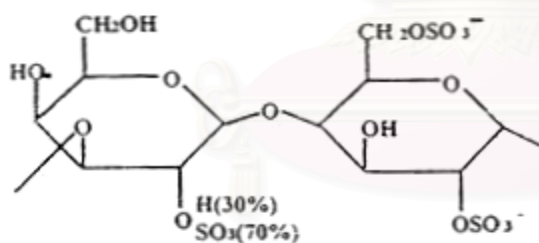
เป็นโพลีแซคคาไรด์ที่สกัดได้จากสาหร่ายสีแดง จำพวก *Chondrus*, *Gigartina* และ *Eucheuma* เป็นต้น มีลักษณะโครงสร้างทางเคมีที่ประกอบด้วย 3,6-anhydrous- β -D galactose คาร์ราจีแนนที่สกัดได้สามารถแบ่งได้เป็น 3 ส่วน คือ แคปปา (kappa) ไอโอตา (iota) และแลมดาคา (lamda) แต่ส่วนที่สามารถทำให้เกิดเจลได้มี 2 ส่วน คือ แคปปา และไอโอตา โดยต้องใช้ความร้อนในการสร้างเจล การตรึงเซลล์ส่วนใหญ่นิยมใช้ แคปปา-คาร์ราจีแนน

การตรึงเซลล์ด้วยแคปปา-คาร์ราจีแนน สามารถทำได้โดยอุณหภูมิละลายคาร์ราจีแนน ให้มีอุณหภูมิประมาณ 45 - 60 °ซ เพื่อให้คาร์ราจีแนนละลาย ผสมเซลล์ลงในคาร์ราจีแนนที่อุณหภูมิประมาณ 37 °ซ แล้วหยดส่วนผสมดังกล่าวลงในสารละลายของเกลือโปตัสเซียม หรือ เกลือแอมโมเนียมที่อุณหภูมิประมาณ 10 °ซ เพื่อเหนี่ยวนำให้เกิดเป็นเจลขึ้นมา

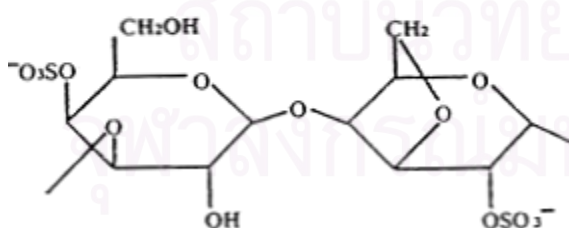
การใช้แคปปา-คาร์ราจีแนนในการตรึงเซลล์มีข้อดีหลายประการ คือ เป็นวิธีการที่ง่าย สะดวก รวดเร็ว และปลอดภัย เนื่องจากคาร์ราจีแนนเป็นสารที่ยอมรับประทานเป็นวัตถุดิบในอาหารได้ และมีการใช้กันอย่างกว้างขวางในอุตสาหกรรมอาหาร และเครื่องสำอางค์ การตรึงเซลล์จุลินทรีย์ด้วยแคปปา-คาร์ราจีแนนเป็นการตรึงเซลล์ในสภาวะที่ไม่รุนแรง ไม่มีผลกระทบต่อ การเกิดปฏิกิริยาของเซลล์จุลินทรีย์ โดยเซลล์ที่ถูกตรึงนี้สามารถเจริญ และแบ่งเซลล์ได้ภายใน เม็ดเจล เช่นเดียวกับการตรึงเซลล์ด้วยอัลจิเนต



สูตรโครงสร้างของแคปปา-คาร์ราจีแนน



สูตรโครงสร้างของไอโอตา-คาร์ราจีแนน



สูตรโครงสร้างของแลมดา-คาร์ราจีแนน

รูปที่ 2.16 สูตรโครงสร้างของคาร์ราจีแนน (ภาวิณี คณาสวัสดิ์, 2531)

3) เจลลาติน

เป็นอนุพันธ์ที่ได้จากการย่อยคอลลาเจน เป็นโปรตีนสายยาว และมีมวลโมเลกุลเฉลี่ย 69,000 - 80,000 นอกจากนี้ยังมีความชอบน้ำสูง ดังนั้นเมื่อผสมกับน้ำแล้วจะเกิดการพองตัวได้เป็นอย่างดี และทำให้สามารถลดความต้านทานการถ่ายเทมวลสาร ตลอดจนการแพร่ของสารอาหาร และผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นได้ เจลลาตินเป็นสารที่มีความปลอดภัย เนื่องจากได้รับการยอมรับให้ใช้เป็นวัตถุเจือปนในอาหารเช่นเดียวกับอัลจิเนต และแคปไซ-คาร์ราจีแนน

การตรึงเซลล์จุลินทรีย์โดยใช้เจลลาติน สามารถทำได้โดยการผสมเซลล์กับสารละลายเจลลาตินที่อุณหภูมิ 40 °C แล้วทำให้ส่วนผสมดังกล่าวเย็นลง จะได้เจลที่กักขังเซลล์ไว้ การเกิดเจลของเจลลาตินจะเกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิต่ำ และสามารถแปรผันกลับได้โดยขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ ทำให้เจลที่ได้ไม่มีความเสถียรพอ ซึ่งอาจแก้ไขได้โดยการใช้สารละลายฟอร์มัลดีไฮด์ (formaldehyde) เป็นสารช่วยเพิ่มความเสถียรให้กับเจลได้

2.8.3 ปัจจัยที่มีผลต่อลักษณะเจลของเซลล์ตรึง

- 1) ความเข้มข้นของสารพาหะ
- 2) ความเข้มข้นของสารละลายอิออนโลหะ
- 3) อัตราส่วนของเซลล์จุลินทรีย์ต่อสารพาหะ
- 4) อุณหภูมิในขณะที่ทำการตรึงเซลล์
- 5) ขนาดของเซลล์ตรึง

2.9 การศึกษาที่ผ่านมา

2.9.1 การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชนด้วยระบบยูเอเอสบี

Lettinga (1983) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดี 248 - 581 มก./ล. โดยใช้ถังปฏิกรณ์ระบบยูเอเอสบีปริมาตร 120 ลิตร และใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำตาลเป็นหัวเชื้อ ทำการทดลองในช่วงอุณหภูมิ 18 - 20 °ซ โดยใช้เวลาทำการทดลองทั้งสิ้น 17 เดือน พบว่า ระบบสามารถลดค่าซีโอดีลงได้ 72 % และลดค่าบีโอดีลงได้ 62 % โดยใช้เวลาบำบัดน้ำเสีย 12 ชั่วโมง

Lettinga (1993) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดี 420 - 920 มก./ล. โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร และใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังย่อยตะกอนเป็นหัวเชื้อ ทำการทดลองในช่วงอุณหภูมิ 12 - 18 °ซ โดยใช้เวลาในการเดินระบบ 3 เดือน พบว่า ที่ระยะเวลากักน้ำเสียเท่ากับ 32 - 40 ชั่วโมง ระบบสามารถลดค่าซีโอดีลงได้ 48 - 70 % และลดค่าบีโอดีลงได้ 30 - 45 %

Lettinga (1996) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดี 520 - 590 มก./ล. โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบีปริมาตร 30 ลิตร และใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากถังย่อยตะกอนเป็นหัวเชื้อ ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 21 °ซ ใช้ระยะเวลาทดลอง 1 เดือน พบว่า ที่ระยะเวลากักน้ำเสียเท่ากับ 9 ชั่วโมง ระบบสามารถลดค่าซีโอดีลงได้ 57 - 59 % และลดค่าบีโอดีลงได้ 50 - 60 %

Latit (1983) ได้ทำการทดลองระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี 500 มก./ล. โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 140 ลิตร และสูง 4 เมตร ใช้ระยะเวลากักน้ำเสีย 8 - 24 ชั่วโมง พบว่า ที่ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 1.56 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้ 85 % และมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 128 ลิตร/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด ใช้ระยะเวลาทดลอง 6 เดือน

Krispa (1992) ได้ทำการศึกษาระบบยูเอเอสบี โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี 500 มก./ล. ใช้ระยะเวลากักน้ำเสีย 3 - 6 ชั่วโมง ระยะเวลาการทดลอง 6 เดือน พบว่า ที่เวลากักน้ำเสีย 3 ชั่วโมง ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 4 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้ 92 % อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 141 ลิตร/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด

Draaijer (1992) ได้ศึกษาระบบยูเอเอสบีเป็นระยะเวลา 12 เดือน โดยตั้งปฏิกรณ์ของระบบมีขนาด 1,200 ลบ.ม. รับน้ำเสียที่มีค่าซีไอดี 563 มก./ล. ปริมาณ 5,000 ลบ.ม./วัน ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 20 °ซ พบว่า ระบบสามารถลดค่าซีไอดี ค่าบีไอดี และของแข็งแขวนลอยลงได้เท่ากับ 74, 75 และ 75 % ตามลำดับ

Kiriyama (1992) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชนเมืองที่มีค่าซีไอดี 300 มก./ล. ซึ่งทำการติดตั้ง membrane module เพื่อรักษาปริมาตรตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.4 - 2.0 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีความสามารถในการลดค่าซีไอดีลง 70 - 80 %

Schelinkhout และ Cellazos (1992) ได้ทำการทดลองระบบยูเอเอสบีในระดับ pilot scale โดยใช้ตั้งปฏิกรณ์ขนาด 35 ลบ.ม. ต่อเข้ากับ Facultative Pond ขนาดพื้นที่ 107 ตร.ม. พบว่า ระบบสามารถลดค่าซีไอดีลงได้ 66 - 72 % ลดค่าบีไอดีลงได้ 79 - 80 % และลดของแข็งแขวนลอยลงได้ 69 - 70 % ที่ระยะเวลากักน้ำเสีย 5 - 19 ชั่วโมง

Chemocharo (1999) ได้ทำการศึกษาระบบยูเอเอสบีที่ติดตามด้วยระบบ Anaerobic Filter โดยตั้งปฏิกรณ์ยูเอเอสบีมีขนาด 416 ลิตร ทำการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีไอดี 239 มก./ล. ความเร็วไหลขึ้นในตั้งปฏิกรณ์เท่ากับ 1.0 - 1.5 ม./ชม. พบว่า ระบบสามารถลดค่าซีไอดีและบีไอดีลงได้ 85 - 95 %

Ruiz (1998) ได้ทำการศึกษาระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีไอดี 693 มก./ล. โดยตั้งปฏิกรณ์มีขนาด 2 ลิตร ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 20 °ซ พบว่า ที่ระยะเวลากักน้ำเสียเท่ากับ 24 ชั่วโมง ระบบสามารถลดค่าซีไอดี และของแข็งแขวนลอยลงได้ 85 % และที่ระยะเวลากักน้ำเสียเท่ากับ 5 ชั่วโมง ระบบสามารถลดค่าซีไอดี และของแข็งแขวนลอยลง 53 และ 63 % ตามลำดับ

สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยใช้ตั้งปฏิกรณ์ขนาด 24.4 ลิตร สูง 3 เมตร ที่ระยะเวลากักน้ำเสีย 4.5 - 24 ชั่วโมง ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของระบบเท่ากับ 0.22 - 1.59 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ความเร็วไหลขึ้นในตั้งปฏิกรณ์ 0.13 - 0.69 ม./ชม. พบว่า ระบบมีความสามารถลดค่าซีไอดี ค่าบีไอดี และของแข็งแขวนลอย ลงได้ 76.4 - 88.1, 76.9 - 92.9 และ 59.7 - 84.8 % ตามลำดับ

2.9.2 การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี

Van der Last และ Lettinga (1992) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 250 - 350 มก./ล. โดยถังปฏิกรณ์มีขนาด 120 ลิตร มีเส้นผ่าศูนย์กลาง 19 ซม. และสูง 4 เมตร ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 13 °ซ โดยใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์จากระบบยูเอเอสบีที่ใช้บำบัดน้ำเสียของโรงงานเยื่อกระดาษ และทำการปรับอัตราการสูบน้ำเวียนกลับ เพื่อให้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วง 5 - 7ม./ชม. โดยใช้เวลากักน้ำเสีย 2 ชม. พบว่า ที่น้ำเสียเข้าระบบมีค่าซีโอดี 350 มก./ล. ระบบสามารถลดค่าซีโอดีลงได้สูงสุดถึง 84 % และในขณะที่น้ำเสียเข้าระบบมีค่าซีโอดี 250 มก./ล. ระบบสามารถลดค่าซีโอดีลงได้สูงสุด 69 %

Rinzema (1993) ได้ทำการบำบัดน้ำเสียประเภท long chain fatty acid ด้วยระบบแบบอีจีเอสบี พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีลงได้ 85 - 95 %

Kato (1994) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีขนาด 2.5 ลิตร ทำการบำบัดน้ำเสียเอทานอลที่มีค่าซีโอดี 600 และ 200 มก./ล. แยกการทดลองเป็น 2 ชุด โดยการทดลองชุดแรกจะไม่มี การเติมออกซิเจน ส่วนในชุดทดลองที่ 2 จะมีการเติมออกซิเจนประมาณ 3.8 มก./ล. เพื่อศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบแบบไร้ออกซิเจน ผลการทดลองชุดแรก พบว่า ที่ค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 600 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของระบบ 8.1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากักน้ำเสีย 2 ชั่วโมง ระบบสามารถลดค่าซีโอดีได้ สูงกว่า 90 % และเมื่อใช้น้ำเสียที่มีค่าซีโอดี 200 มก./ล. ป้อนเข้าระบบ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 12 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากักน้ำเสียเท่ากับ 0.5 ชม. ระบบสามารถลดค่าซีโอดีได้สูงกว่า 80 % ในขณะที่การทดลองชุดที่ 2 พบว่า ประสิทธิภาพของระบบใกล้เคียงกับในการทดลองชุดแรก ทำให้สามารถสรุปได้ว่า ระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสียต่ำกว่า 2 ชม. ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และปริมาณออกซิเจนละลายเพียงเล็กน้อย จะไม่ส่งผล กระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

2.9.3 การตรึงเซลล์จุลินทรีย์โดยใช้อัลจิเนตเป็นสารพาหะ

ภรณ์ ลิ้มปีสุต (2538) ได้ทำการตรึงเซลล์ *Candida oleophila* C-73 เพื่อผลิตกรดมะนาว โดยใช้ความเข้มข้นของสารละลายไฮเดียมอัลจิเนตที่ 4 % (โดยน้ำหนักต่อปริมาตร) ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ในสารละลายไฮเดียมอัลจิเนตเท่ากับ 10 กรัมต่อลิตร หยดส่วนผสมดังกล่าวลงในสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ที่เข้มข้น 0.25 โมลาร์ ขนาดของเม็ด เซลล์ตรึง 3 - 4 มม. พบว่า เซลล์ตรึงสามารถให้ผลผลิตกรดมะนาวในปริมาณมากที่สุด



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 3

แผนการทดลอง

3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยครั้งนี้ ได้แบ่งเป็นการทดลองออกเป็น 2 ขั้นตอนหลัก ดังนี้

1) การทดลองหาความเหมาะสมของเม็ดเซลล์ตรึง ซึ่งในการทดลองนี้ใช้ตะกอนจุลินทรีย์ของระบบยูเอเอสพีมาตรึงเซลล์ โดยเป็นการทดลองที่มีการแปรผันค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ดังนี้

- แปรผันความเข้มข้นของสารละลายไซโตเดียมอัลจินเตที่ร้อยละ 2.0, 2.5 และ 3.0 (โดยน้ำหนักต่อปริมาตร)

- แปรผันความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ในสารละลายไซโตเดียมอัลจินเตที่ 10,000, 20,000 และ 30,000 มก.ของเซลล์แห้ง/ล.ของสารละลาย

- เลือกขนาดของเม็ดเซลล์ตรึงที่ 3 มม.

- ใช้ความเข้มข้นของสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ที่ 0.25 โมลาร์

การสร้างเม็ดเซลล์ตรึง สามารถกระทำได้โดยการหยดส่วนผสมของเซลล์จุลินทรีย์กับสารละลายไซโตเดียมอัลจินเตลงในสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ จะเกิดเป็นเม็ดเจลของแคลเซียมอัลจินเตขึ้นมา จากนั้น ให้แช่เม็ดเจลในสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ต่อไปอีกประมาณ 2 ชั่วโมง จึงสามารถนำเม็ดเซลล์ตรึงขึ้นจากสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ได้

เมื่อได้เม็ดเซลล์ตรึงจากการทดลองแต่ละครั้งแล้ว นำเม็ดเซลล์ตรึงที่ได้มาทดสอบหาประสิทธิภาพการถ่ายเทมวลสาร และการดักเซลล์จุลินทรีย์ของเม็ดเจล โดยการนำเม็ดเซลล์ตรึงที่ได้มาใส่ขวดที่มีสารละลายกลูโคส ซึ่งมีค่าซีไอดีเท่ากับ 1000 มก./ล. แล้วเขย่าด้วยเครื่องเขย่าที่ความเร็ว 200 รอบ/นาที เป็นระยะเวลา 4 ชั่วโมง โดยใช้เม็ดเซลล์ตรึง 50 มล. ในสารละลายกลูโคส 100 มล. เมื่อทำการเขย่าได้ครบตามระยะเวลาที่กำหนดแล้ว ให้นำสารละลายกลูโคสที่ผ่านการเขย่ามาทดสอบเพื่อหาคุณภาพของเม็ดเซลล์ตรึง โดยทดสอบหาค่าต่าง ๆ ดังนี้

- ทดสอบหาค่าซีไอดี

- ทดสอบหาค่าของแข็งแขวนลอย

เมื่อหาค่าพารามิเตอร์ที่แสดงถึงคุณภาพของเม็ดเซลล์ตรึงครบแล้ว ให้นำเม็ดเซลล์ตรึงที่มีคุณภาพดีที่สุดมาใช้ในการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบีต่อไป

2) การทดลองเดินระบบอีจีเอสบี โดยนำเซลล์ตรึงที่ได้จากการทดลองขั้นที่ 1 มาทดสอบประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย โดยทำการแปรผันค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ดังนี้

- แปรผันระยะเวลาพักน้ำเสียที่ 4 และ 2 ชั่วโมง
- แปรผันความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 3 และ 6 ม./ชม.

การเดินระบบอีจีเอสบีทำได้ โดยการป้อนน้ำเสียเข้าไปที่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์ ซึ่งมีชั้นตะกอนจุลินทรีย์เป็นเซลล์ตรึงที่ได้จากการทดลองขั้นที่ 1 ทำหน้าที่ในการบำบัดน้ำเสีย จากนั้นเก็บตัวอย่างน้ำเสีย และก๊าซชีวภาพจากจุดเก็บตัวอย่างที่กำหนดไว้มาวิเคราะห์หาค่าต่าง ๆ ดังนี้

- คุณหมูมิ
- พีเอช
- ซีไอดี
- บีไอดี
- ของแข็งแขวนลอย
- สภาพต่างทั้งหมด
- กรดไขมันระเหย
- ไออาร์พี
- ทีเคเอ็น
- ปริมาณก๊าซชีวภาพ
- ร้อยละของก๊าซมีเทน

ในการทดลองขั้นที่ 2 ได้กำหนดค่าพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมการทำงานของระบบอีจีเอสบี ได้แสดงรายละเอียดไว้ในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 แสดงแผนการทดลองระบบอีจีเอสบี

การทดลอง ครั้งที่	เวลากัก น้ำเสีย (ชั่วโมง)	ภาวะบรรทุก สารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ ลบ.ม.-วัน)	ความเร็วไหลขึ้น ในถังปฏิกรณ์ (ม./ชม.)	อัตราการป้อน น้ำเสียเข้าระบบ (ลิตร/วัน)	อัตราสูบน้ำ เวียนกลับ (ลิตร/วัน)
1/1	4	1.0	3	12	132
1/2	4	1.0	6	12	276
2/1	2	2.0	3	24	120
2/2	2	2.0	6	24	264

3.2 การเตรียมน้ำเสีย

3.2.1 ลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง เป็นน้ำเสียชุมชนที่เก็บมาจากอาคาร 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยน้ำเสียดังกล่าวมีลักษณะดังตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 แสดงลักษณะของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

ลักษณะของน้ำเสีย	ค่าของลักษณะน้ำเสีย
พีเอช	7.3 - 7.8
อุณหภูมิ	28 - 32 องศาเซลเซียส
ซีโอดี	150 - 180 มก./ล.
บีโอดี	80 - 90 มก./ล.
ของแข็งแขวนลอย	40 - 70 มก./ล.
สภาพต่างทั้งหมด	250 - 300 มก./ล.
ทีเคเอ็น	60 - 90 มก./ล.

3.2.2 วิธีการเตรียมน้ำเสีย

ทำการเตรียมน้ำเสียทุกวัน โดยพักน้ำเสียในถังพลาสติกขนาด 100 ลิตร ก่อนป้อนเข้าระบบ เมื่อครบรอบวันจะทิ้งน้ำเสียที่เหลือค้างอยู่ถังพักน้ำเสีย และเติมน้ำเสียที่เก็บมาใหม่ลงไปให้เพียงพอต่อความต้องการของระบบ โดยทำการเก็บน้ำเสียที่ถังพักน้ำเสียของตึก 4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในช่วงระยะเวลาเดียวกันทุกวัน ทั้งนี้เพื่อป้องกันความแตกต่างของลักษณะของน้ำเสีย ทำให้น้ำเสียที่เก็บมาใช้ในการทดลองมีลักษณะใกล้เคียงกันทุกวัน ทำให้สามารถลดค่าคลาดเคลื่อนที่เกิดจากลักษณะของน้ำเสียได้ระดับหนึ่ง

3.3 เครื่องมือ และอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

เครื่องมือ และอุปกรณ์สำคัญที่ใช้ในการทดลองระบบอีจีเอสบี มีดังนี้

3.3.1 ถังพักน้ำเสีย

ใช้ถังพักน้ำเสียขนาด 100 ลิตร

3.3.2 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ และเครื่องสูบน้ำเสียเวียนกลับ

ถังปฏิกรณ์ 1 ตัว จะต้องใช้เครื่องสูบน้ำจำนวน 2 ตัว ได้แก่ เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ และเครื่องสูบน้ำเสียเวียนกลับ โดยเครื่องสูบน้ำทั้ง 2 ตัวนี้จะเป็นแบบ Diaphragm pump

3.3.3 ถังปฏิกรณ์ระบบอีจีเอสบี

ถังปฏิกรณ์ระบบอีจีเอสบีแบ่งเป็น 2 ส่วน คือ ส่วนย่อยสลาย และส่วนตกตะกอน โดยส่วนย่อยสลายจะเป็นท่ออะคริลิกใส มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางภายใน 5 ซม. และสูง 1 ม. ในขณะที่ส่วนตกตะกอนจะเป็นข้อลดพีวีซีที่ใช้ลดท่อที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 10 ซม. ลงเหลือ 5 ซม. โดยที่ข้อลดดังกล่าวจะมีความสูง 30 ซม. ส่วนอุปกรณ์แยกก๊าซจะอยู่ในส่วนตกตะกอนทำจากกรวยที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของปากกรวยเท่ากับ 8 ซม. ซึ่งในการทดลองจะใช้ถังปฏิกรณ์จำนวน 2 ตัว โดยรายละเอียดของถังปฏิกรณ์ระบบอีจีเอสบี แสดงในรูปที่ 3.1

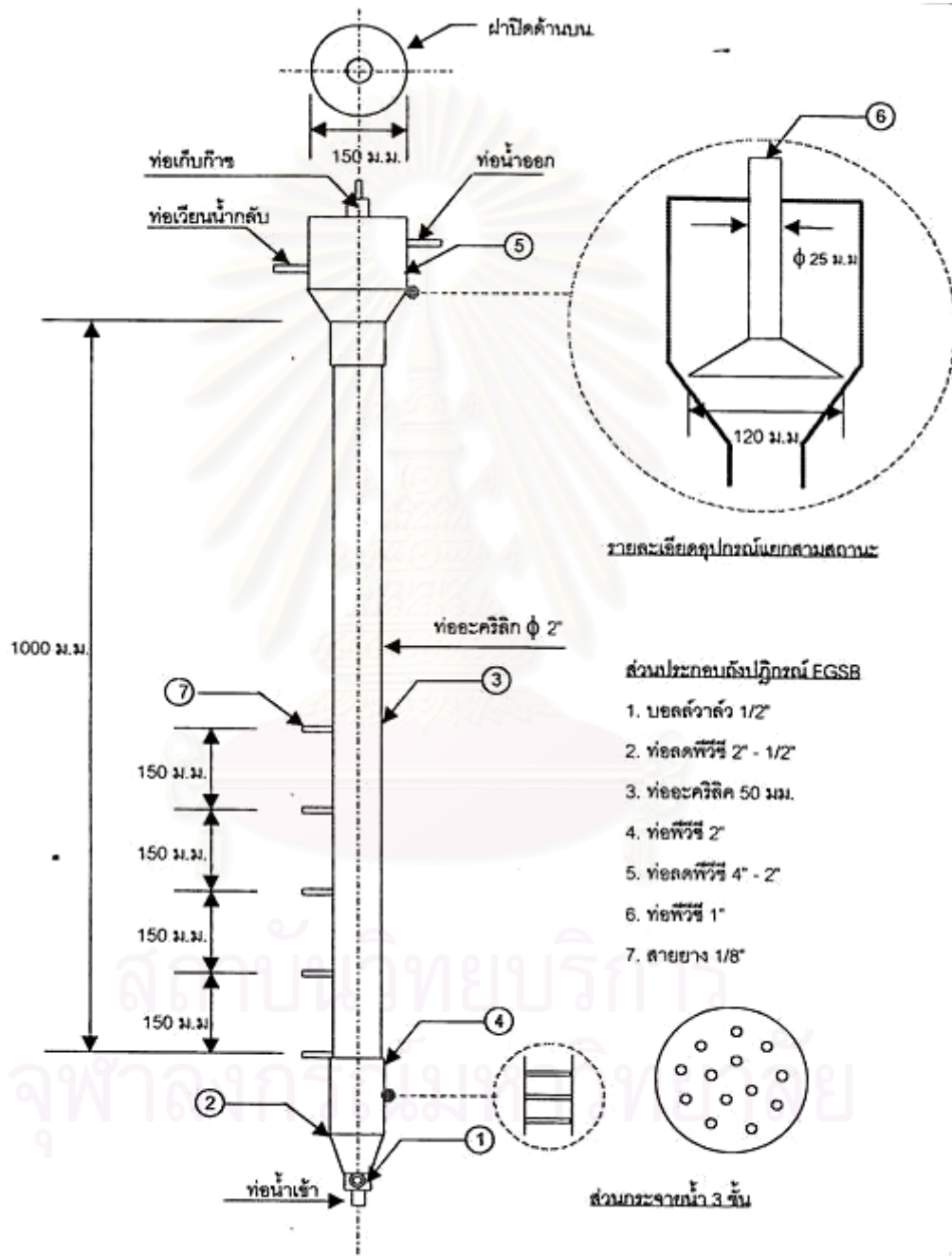
3.3.4 อุปกรณ์วัดก๊าซ

อุปกรณ์วัดก๊าซจะมีจำนวน 2 ตัว ทำงานโดยอาศัยหลักการแทนที่น้ำ แสดงดังรูปที่ 3.2

3.4 การติดตั้งเครื่องมือ และหลักการทำงาน

การติดตั้งเครื่องมือ อุปกรณ์ และหลักการทำงานของระบบอีจีเอสบี ดังแสดงในรูปที่ 3.3 และ 3.4 และทำการเดินระบบถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ใบ พร้อมกัน โดยมีขั้นตอนการทำงาน ดังนี้

- 1) เครื่องสูบน้ำตัวที่ 1 ใช้สูบน้ำเสียจากถังพักน้ำเสียเข้าสู่ทางเข้าถังปฏิกรณ์ และเครื่องสูบน้ำตัวที่ 2 ใช้สูบน้ำเวียนกลับจากทางน้ำออกมายังทางเข้าของถังปฏิกรณ์
- 2) น้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์ จะไหลต่อไปยังถังพักน้ำทิ้ง
- 3) ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะไหลผ่านอุปกรณ์แยกสามสถานะไปยังอุปกรณ์ วัดก๊าซ



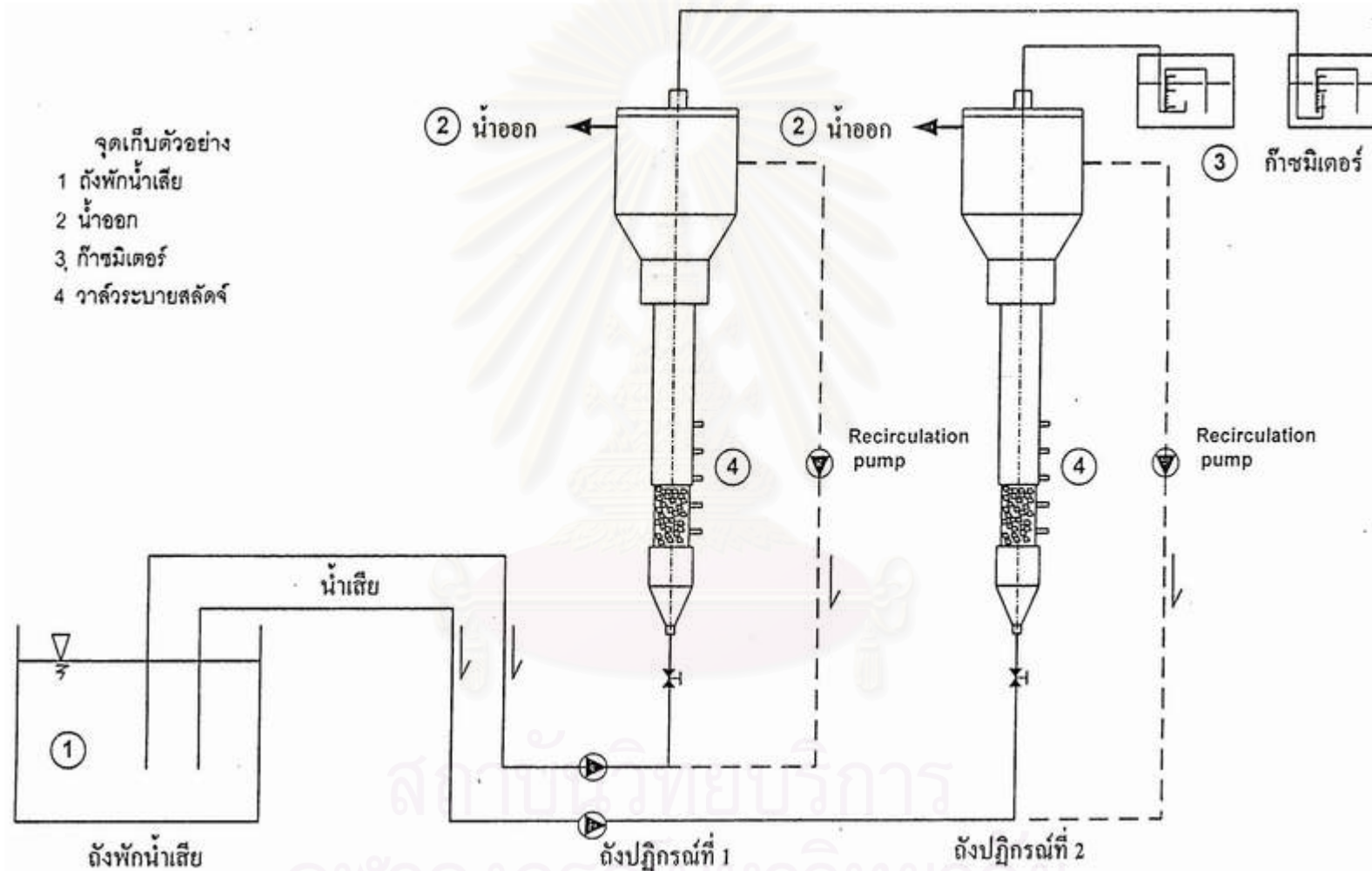
รูปที่ 3.1 รายละเอียดของถังปฏิกรณ์ระบบบอซีเอสบี



รูปที่ 3.2 อุปกรณ์เก็บก๊าซแบบแทนที่น้ำ



รูปที่ 3.3 ระบบอีซีเอสบี



รูปที่ 3.4 แผนผังแสดงการทำงานของระบบอีจีไอเอสบี

3.5 การเก็บตัวอย่าง และการวิเคราะห์

เนื่องจากงานวิจัยนี้ ได้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ขั้นตอนหลัก ได้แก่

1) การทดลองเพื่อหาความเหมาะสมของเซลล์ตริง โดยมีค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ดังแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 แสดงค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลองขั้นที่ 1

พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์	วิธีวิเคราะห์	จุดเก็บตัวอย่าง
1. ซีไอดี	Close Reflux	สารละลายหลังการเขย่า
2. ของแข็งแขวนลอย	กรองด้วยกระดาษ GF/C	สารละลายหลักการเขย่า

2) การทดลองระบบอีไอเอสพี โดยมีค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บตัวอย่าง ดังแสดงในตารางที่ 3.4 และ 3.5

ตารางที่ 3.4 แสดงค่าพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ในการทดลองขั้นที่ 2

พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์	วิธีวิเคราะห์
1. อุณหภูมิ	เทอร์โมมิเตอร์
2. พีเอช	เครื่องวัดพีเอช
3. ซีไอดี	Close Reflux
4. บีไอดี	วิธีไตเตรตโดยตรง
5. ของแข็งแขวนลอย	กรองด้วยกระดาษ GF/C
6. สภาพต่างทั้งหมด	วิธีไตเตรต (Dilallo and Albertson method)
7. กรดไขมันระเหย	วิธีไตเตรต (Dilallo and Albertson method)
8. ไออาร์พี	เครื่องวัดไออาร์พี
9. ทีเคเอ็น	วิธี Kjeldahl
10. ปริมาณก๊าซชีวภาพ	การแทนที่น้ำ
11. ร้อยละของก๊าซมีเทน	เครื่อง Gas Chromatography

ตารางที่ 3.5 แสดงค่าความถี่การเก็บตัวอย่างในการทดลองขั้นที่ 2

พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง			
	ทางน้ำเข้า	ภายในถังปฏิกรณ์	ทางน้ำออก	อุปกรณ์วัดก๊าซ
1. อุณหภูมิ	-	ก	-	-
2. พีเอช	ก	ก	ก	-
3. ซีไอดี	ก	-	ก	-
4. บีไอดี	ข	-	ข	-
5. ของแข็งแขวนลอย	ก	-	ก	-
6. สภาพต่างทั้งหมด	ก	-	ก	-
7. กรดไขมันระเหย	ก	-	ก	-
8. ไออาร์พี	-	ก	-	-
9. ทีเคเอ็น	ข	-	ข	-
10. ปริมาณก๊าซชีวภาพ	-	-	-	ก
11. ร้อยละของก๊าซมีเทน	-	-	-	ค

หมายเหตุ

- ก เก็บตัวอย่างวิเคราะห์วันจันทร์ วันพุธ และวันศุกร์
 ข เก็บตัวอย่างวิเคราะห์สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
 ค เก็บตัวอย่างวิเคราะห์ที่สภาวะคงตัว

4.2 การศึกษาความเหมาะสมของเซลล์ตรึง

4.2.1 ผลการทดลอง

การทดลองเพื่อหาความเหมาะสมของเซลล์ตรึงนั้น ทดลองโดยการแปรผันความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต

ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในสารละลายโซเดียมอัลจิเนตนั้น เลือกความเข้มข้นที่จะนำมาทดลอง ได้แก่ 10,000, 20,000 และ 30,000 มก./ล.

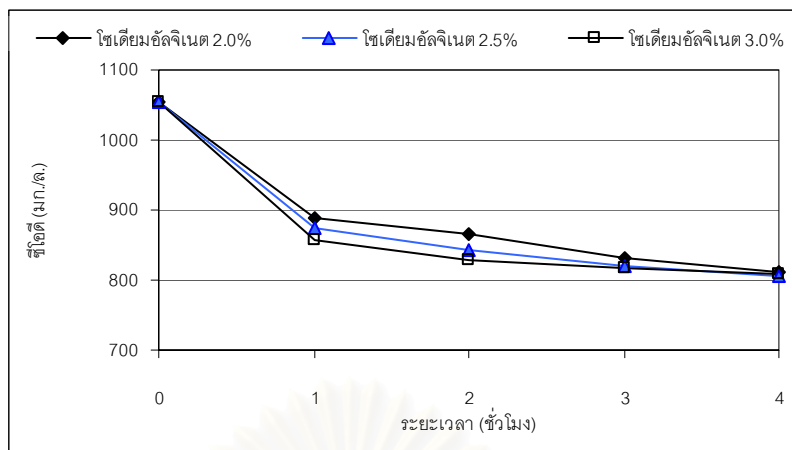
ในขณะที่ความเข้มข้นของสารละลายโซเดียมอัลจิเนต เลือกขนาดแปรผันที่ร้อยละ 2.0, 2.5 และ 3.0 (โดยน้ำหนักต่อปริมาตร)

นำส่วนผสมของเซลล์จุลินทรีย์ และสารละลายโซเดียมอัลจิเนตมาหยดผ่านเข็มฉีดยาเบอร์ 21 ลงในสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ที่มีความเข้มข้น 0.25 โมลาร์ แซ่เม็ดเซลล์ตรึงในสารละลายแคลเซียมคลอไรด์ประมาณ 2 ชั่วโมง จึงนำเม็ดเซลล์ออกจากสารละลายดังกล่าวเพื่อนำมาทดลองต่อไป

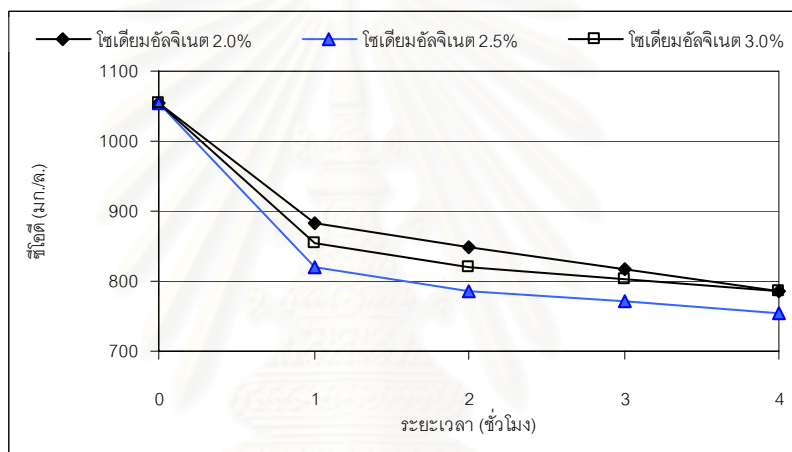
ทดลองหาความเหมาะสมของเซลล์ตรึงโดยการนำเม็ดเซลล์ตรึงที่ได้มาเขย่าในขวดชมพูขนาด 250 มล. โดยใช้เม็ดเซลล์ตรึง 50 มล. และสารละลายกลูโคส 100 มม. ซึ่งมีค่าซีไอดีประมาณ 1,000 มก./ล. ใช้เครื่องเขย่าที่ความเร็วรอบ 200 รอบ/นาที เป็นระยะเวลาทั้งสิ้น 4 ชั่วโมง โดยเก็บตัวอย่างนำมาหาค่าซีไอดีที่เหลือทุกชั่วโมง และเก็บตัวอย่างนำมาหาค่าของแข็งแขวนลอยในชั่วโมงสุดท้าย ซึ่งค่าที่ได้แสดงถึงประสิทธิภาพในการถ่ายเทมวลสารผ่านเม็ดเซลล์ตรึง และประสิทธิภาพในการกักเซลล์จุลินทรีย์ของเม็ดเซลล์ตรึง ตามลำดับ ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวได้แสดงไว้ดังตารางที่ 4.2 และ 4.3 รูปที่ 4.1 และ 4.2

ตารางที่ 4.2 แสดงผลการทดลองหาค่าซีไอดีที่ระยะเวลาต่าง ๆ จากการเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง

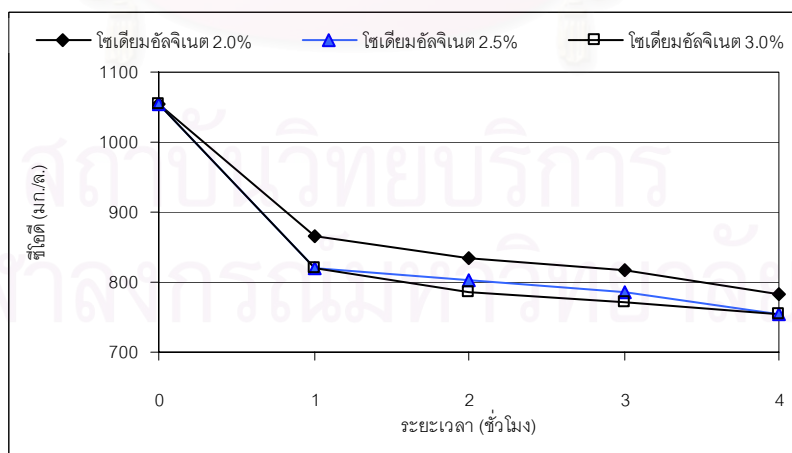
ชั่วโมง ที่	ค่าซีไอดี (มก./ล.)								
	จุลินทรีย์ 10,000 มก./ล.			จุลินทรีย์ 20,000 มก./ล.			จุลินทรีย์ 30,000 มก./ล.		
	โซเดียมอัลจิเนต (%)			โซเดียมอัลจิเนต (%)			โซเดียมอัลจิเนต (%)		
	2.0	2.5	3.0	2.0	2.5	3.0	2.0	2.5	3.0
0	1054	1054	1054	1054	1054	1054	1054	1054	1054
1	890	874	858	884	820	853	867	820	820
2	865	844	828	850	787	820	833	804	787
3	832	820	816	816	771	804	816	787	771
4	812	805	808	787	755	787	782	755	755



ก) ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 10,000 มก./ล.



ข) ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 20,000 มก./ล.



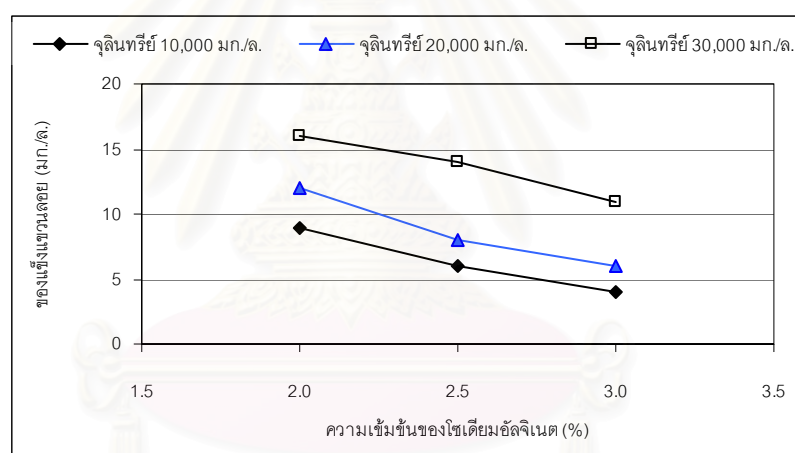
ค) ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 30,000 มก./ล.

รูปที่ 4.1 ค่าซีโอดีที่ลดลงตามระยะเวลาต่าง ๆ จากการทดลองเขย่าแม่ดเซลล์ตรึง

ตารางที่ 4.3 แสดงผลการทดลองหาค่าของแข็งแขวนลอยจากการเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง

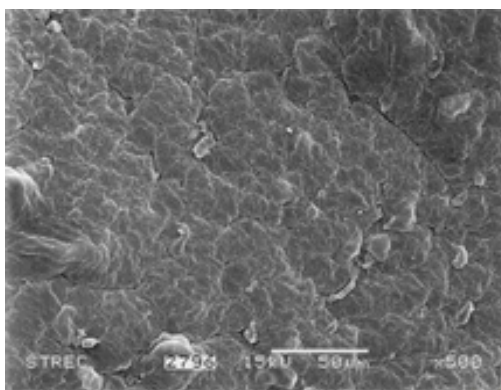
ชั่วโมง ที่	ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)								
	จุลินทรีย์ 10,000 มก./ล.			จุลินทรีย์ 20,000 มก./ล.			จุลินทรีย์ 30,000 มก./ล.		
	เปอร์เซ็นต์โซเดียมอัลจิเนต			เปอร์เซ็นต์โซเดียมอัลจิเนต			เปอร์เซ็นต์โซเดียมอัลจิเนต		
	2.0	2.5	3.0	2.0	2.5	3.0	2.0	2.5	3.0
4	9	6	4	12	8	6	16	14	11

จากรูปที่ 4.1 จะเห็นว่าอัตราการลดค่าซีโอดีของแต่ละความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์และโซเดียมอัลจิเนตมีค่าใกล้เคียงกัน ในขณะที่เมื่อเปรียบเทียบความสามารถในการกักเซลล์จุลินทรีย์จากรูปที่ 4.2 พบว่าที่ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์เดียวกันนั้น เม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตสูงจะสามารถกักเซลล์จุลินทรีย์ได้ดีกว่าเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตน้อย

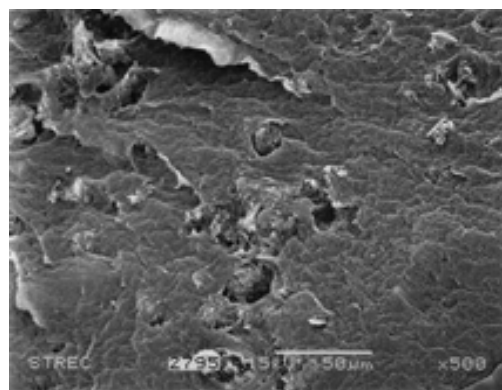


รูปที่ 4.2 ค่าของแข็งแขวนลอยจากการเขย่าเม็ดเซลล์ตรึง

จากนั้นได้นำเม็ดเซลล์ตรึงขนาดต่าง ๆ ไปถ่ายภาพ Scanning Electron Microscopy (SEM) ซึ่งเป็นที่ได้เป็นไปตามรูปที่ 4.3 ถึง 4.5 จะเห็นได้ว่าภาพที่ถ่ายได้จากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนไม่สามารถสรุปถึงสภาพที่เหมาะสมของเซลล์ตรึงได้อย่างชัดเจน เนื่องจากภาพดังกล่าวไม่ได้มีความแตกต่างกันมากนัก ทั้งปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตที่มีผลต่อเม็ดเซลล์ตรึง จึงต้องใช้ผลการทดลองจากการเขย่าเซลล์เป็นตัวชี้ถึงประสิทธิภาพของเม็ดเซลล์ตรึงเป็นหลัก รวมทั้งได้ถ่ายภาพเม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนต เพื่อเปรียบเทียบลักษณะของเม็ดเจลที่ไม่มีเซลล์จุลินทรีย์ และเม็ดเจลที่มีจุลินทรีย์ ดังรูปที่ 4.6

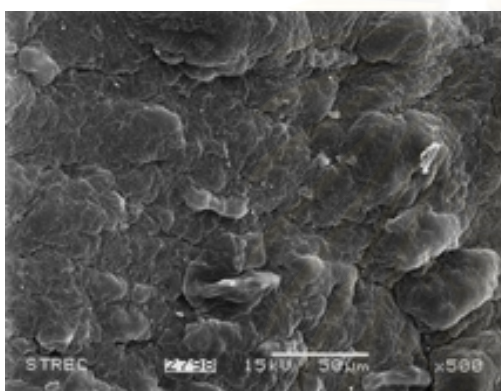


(1)

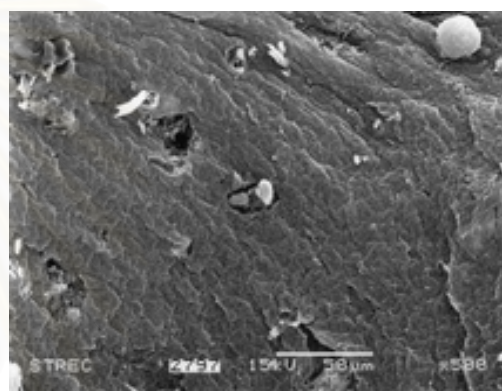


(2)

ก) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 2.0 % (กำลังขยาย 500 เท่า)

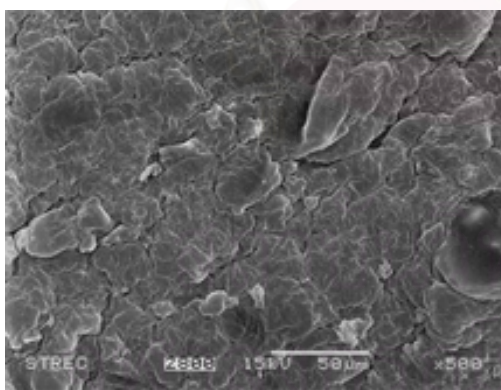


(1)

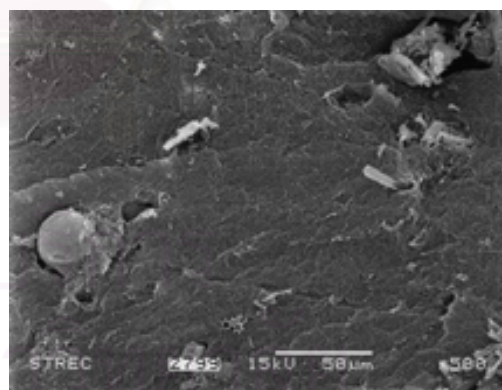


(2)

ข) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 2.5 % (กำลังขยาย 500 เท่า)



(1)



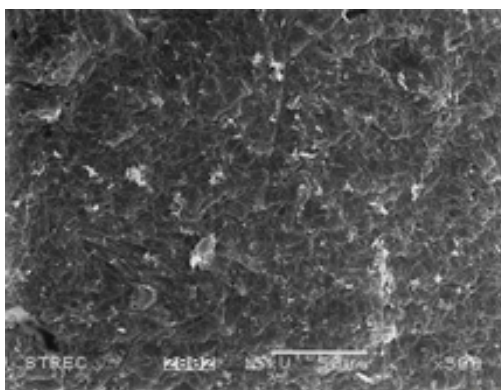
(2)

ค) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 3.0 % (กำลังขยาย 500 เท่า)

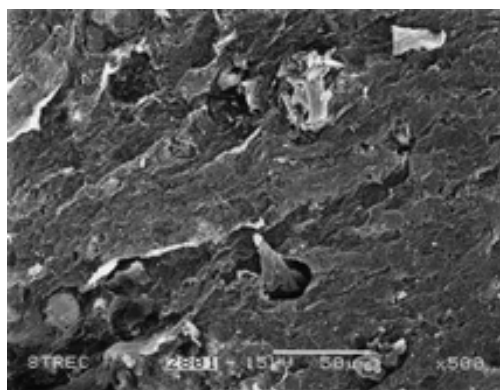
รูปที่ 4.3 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 10,000 มก./ล.

หมายเหตุ (1) แสดงลักษณะภายนอกของเม็ดเซลล์ตรึง

(2) แสดงลักษณะภายในของเม็ดเซลล์ตรึง

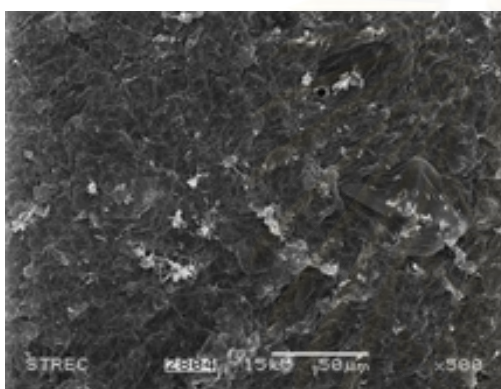


(1)

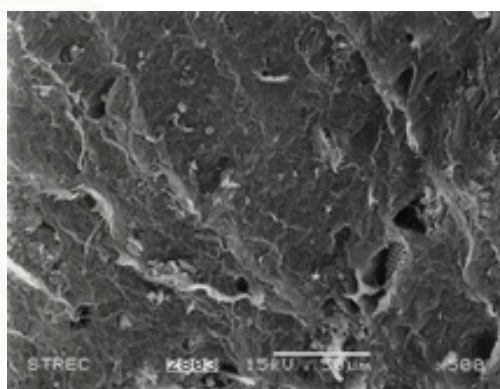


(2)

ก) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 2.0 % (กำลังขยาย 500 เท่า)

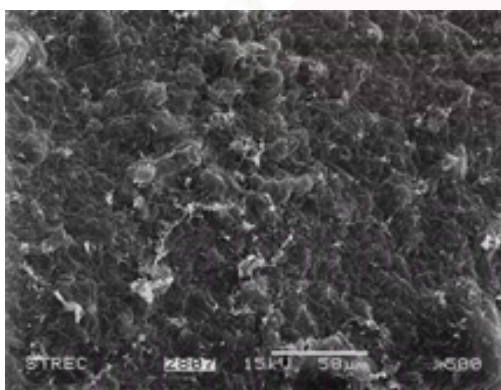


(1)

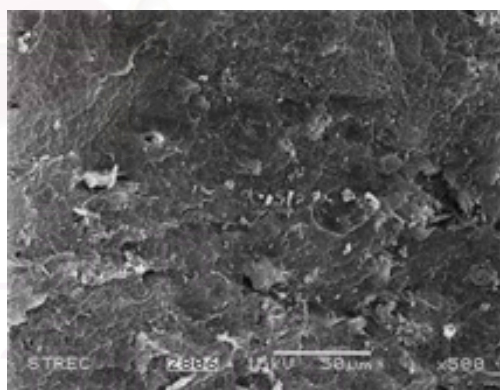


(2)

ข) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 2.5 % (กำลังขยาย 500 เท่า)



(1)



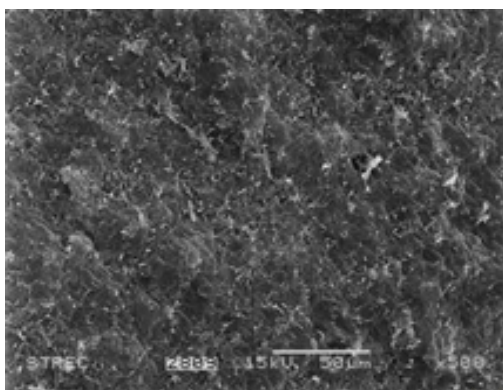
(2)

ค) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 3.0 % (กำลังขยาย 500 เท่า)

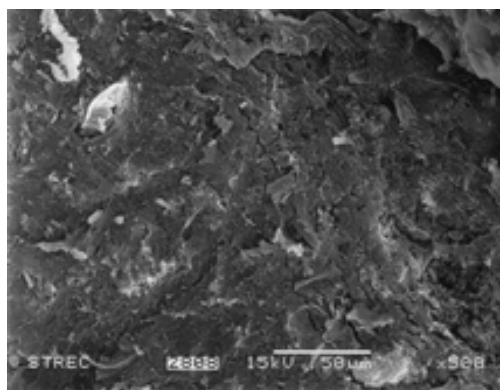
รูปที่ 4.4 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 20,000 มก./ล.

หมายเหตุ (1) แสดงลักษณะภายนอกของเม็ดเซลล์ตรึง

(2) แสดงลักษณะภายในของเม็ดเซลล์ตรึง

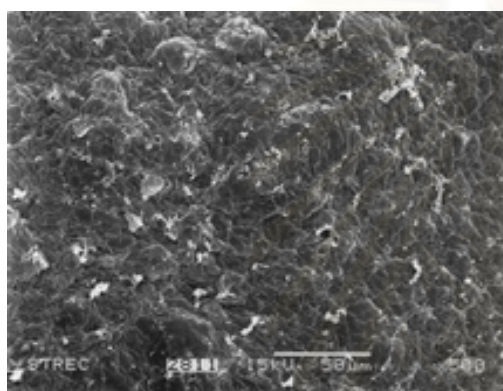


(1)

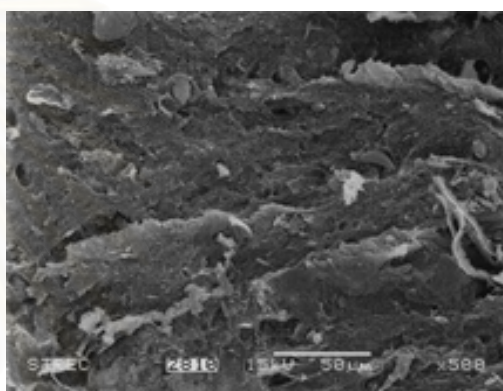


(2)

ก) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 2.0 % (กำลังขยาย 500 เท่า)

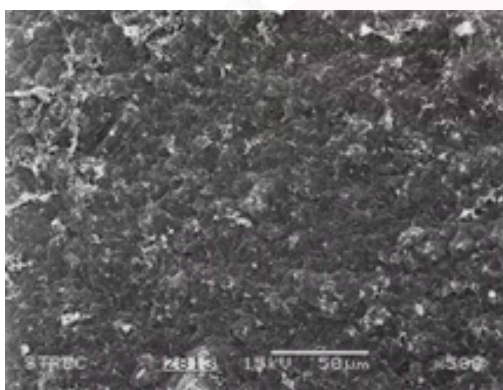


(1)

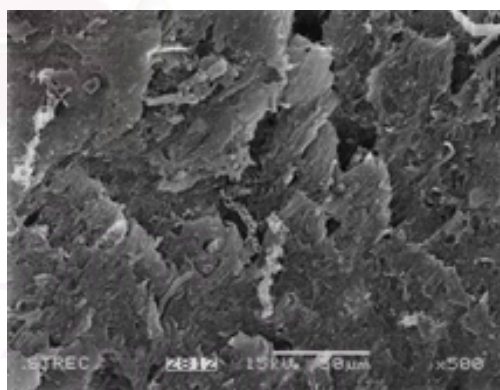


(2)

ข) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 2.5 % (กำลังขยาย 500 เท่า)



(1)



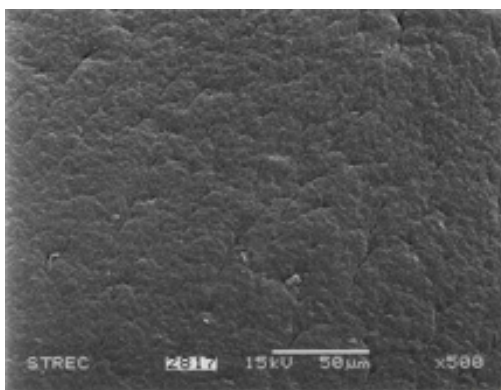
(2)

ค) ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนต 3.0 % (กำลังขยาย 500 เท่า)

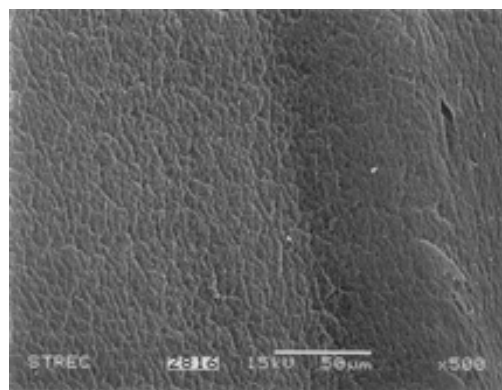
รูปที่ 4.5 ภาพถ่าย SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 30,000 มก./ล.

หมายเหตุ (1) แสดงลักษณะภายนอกของเม็ดเซลล์ตรึง

(2) แสดงลักษณะภายในของเม็ดเซลล์ตรึง

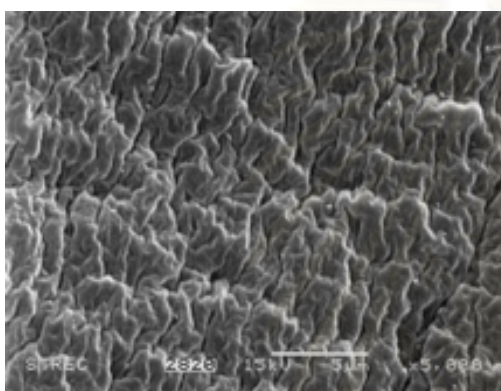


(1)

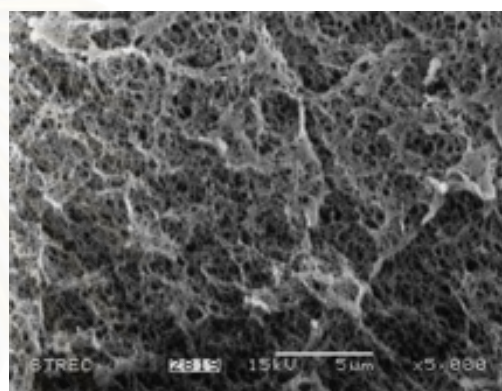


(2)

ก) ภาพเม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนตที่ไม่มีจุลินทรีย์ (กำลังขยาย 500 เท่า)

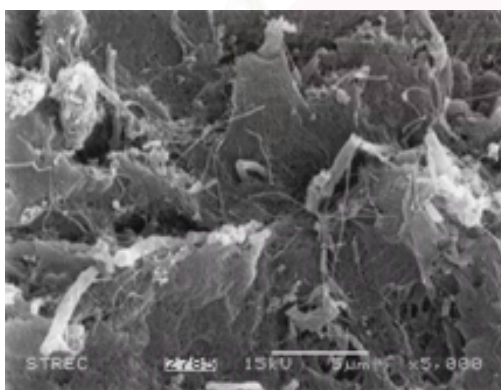


(1)

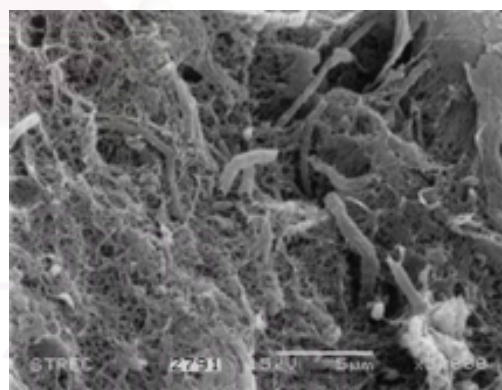


(2)

ข) ภาพเม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนตที่ไม่มีจุลินทรีย์ (กำลังขยาย 5,000 เท่า)



(1)



(2)

ค) ภาพเม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนตที่มีจุลินทรีย์ความเข้มข้น 30,000 มก./ล. (กำลังขยาย 5,000 เท่า)

รูปที่ 4.6 ภาพถ่าย SEM เปรียบเทียบเม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนตที่ไม่มีจุลินทรีย์ และมีจุลินทรีย์

หมายเหตุ (1) แสดงลักษณะภายนอกของเม็ดเซลล์ตรัง

(2) แสดงลักษณะภายในของเม็ดเซลล์ตรัง

จากภาพที่ 4.6 (ก) และ 4.6 (ข) จะเห็นว่า พื้นผิวภายนอกของเม็ดเจลเคลือบเชื่อมอัลจิเนต นั้น มีลักษณะเป็นผลึกซ้อนทับกันอยู่ เมื่อทำการผ่าเม็ดเจลเพื่อตรวจสอบลักษณะภายในของเม็ดเจลเคลือบเชื่อมอัลจิเนต พบว่า มีลักษณะเป็นเส้นใยขนาดเล็กคล้ายร่างแห ซึ่งเมื่อถ่ายภาพของเม็ดเจลเคลือบเชื่อมอัลจิเนตที่มีเซลล์จุลินทรีย์อยู่ ดังรูปที่ 4.6 (ค) จะเห็นว่า เส้นใยร่างแหเหล่านั้น ทำหน้าที่ในการยึดจับเซลล์จุลินทรีย์ให้อยู่ติดอยู่ในเม็ดเจลเคลือบเชื่อมอัลจิเนต ทำให้เม็ดเจลเคลือบเชื่อมอัลจิเนตสามารถใช้ในการตรึงเซลล์จุลินทรีย์ให้อยู่ในขอบเขตที่กำหนด และสามารถดำรงชีพ รวมทั้งมีการเจริญของเซลล์จุลินทรีย์ได้อีกด้วย

เมื่อได้เม็ดเซลล์ตรึงที่จะใช้ในการทดลองเดินระบบบำบัดน้ำเสียแล้ว จึงได้ทำการทดสอบความเร็วในการตกตะกอนของเม็ดเซลล์ตรึงดังกล่าว เพื่อใช้เป็นค่าเปรียบเทียบกับความเร็วไหลขึ้นของน้ำในถังปฏิกรณ์ ซึ่งผลการทดสอบได้ค่าความเร็วเฉลี่ยในการตกตะกอนของเม็ดเซลล์ตรึงเท่ากับ 102 ม./ชม. ดังนั้นความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ 3 และ 6 ม./ชม. จึงไม่สามารถทำให้เม็ดเซลล์ตรึงหลุดออกจากระบบได้

4.2.2 วิจัยการทดลอง

ผลการทดลองเพื่อหาความเหมาะสมของเม็ดเซลล์ตรึงไม่สามารถบ่งชี้ความแตกต่างที่เกิดจากความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตได้อย่างชัดเจน โดยที่งานวิจัยนี้มุ่งเน้นการสร้างเม็ดเซลล์ตรึงที่มีลักษณะใกล้เคียงกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีให้มากที่สุด จึงได้เลือกที่จะใช้ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ที่ 30,000 มก./ล. และความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตที่ร้อยละ 3.0 (โดยน้ำหนักต่อปริมาตร) โดยมีขนาดเม็ดเซลล์ตรึงเท่ากับ 3 มม. เม็ดเซลล์ตรึงที่ใช้ในการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.7



รูปที่ 4.7 ลักษณะเม็ดเซลล์ตรึงที่นำมาใช้กับระบบบิโอดีเอสบี

4.3 การศึกษาการเดินระบบอีจีเอสบีโดยใช้เม็ดเซลล์ตรึง

การเดินระบบอีจีเอสบีนั้น ใช้น้ำเสียจริงจากระบบรวบรวมน้ำเสียของอาคาร 4 คณะ วิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ใช้เม็ดเซลล์ตรึงที่มีความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ 30,000 มก./ล. และใช้ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตร้อยละ 3.0 (โดยน้ำหนักต่อปริมาตร) ที่ขนาดเม็ดเซลล์ตรึงเท่ากับ 3 มม. นำมาใส่ระบบที่ร้อยละ 40 ของปริมาตรระบบ คิดเป็นปริมาตรเม็ดเซลล์ตรึง 800 มล.

โดยการทดลองชุดที่ 1 กำหนดระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบเท่ากับ 4 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ปรับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เป็น 3 ม./ชม. (R1) และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 เป็น 6 ม./ชม. (R2) โดยใช้ปั๊มสูบน้ำเวียนกลับในระบบ ใช้ระยะเวลาในการทดลองสำหรับช่วงนี้ประมาณ 2 เดือน และทำการวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.5 ซึ่งผลการทดลอง แสดงดังตารางที่ 4.4

ส่วนในการทดลองชุดที่ 2 จะเป็นการทดลองโดยการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาที่น้ำเสียในระบบลดลงเหลือ 2 ชั่วโมง ใช้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เป็น 3 ม./ชม. (R1) และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 เป็น 6 ม./ชม. (R2) เหมือนการทดลองชุดที่ 1 ใช้ระยะเวลาในการทดลองประมาณ 2 เดือน และวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ตามตารางที่ 3.5 ซึ่งผลการทดลอง แสดงดังตารางที่ 4.5

การเก็บน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนั้นจำเป็นต้องเก็บน้ำเสียในระยะเวลาที่ใกล้เคียงกันในแต่ละวัน เนื่องจากถึงพักน้ำเสียอาคารดังกล่าว เป็นถึงพักน้ำเสียที่มีระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นระบบที่ทำการเติมอากาศ และหยุดเติมอากาศเป็นเวลาที่แน่นอน ทำให้น้ำเสียที่ได้มีลักษณะแตกต่างกันในแต่ละวัน จึงได้ทำการเก็บน้ำเสียก่อนที่เครื่องเติมอากาศในถังพักน้ำเสียจะทำงานในทุก ๆ วัน ซึ่งลักษณะของน้ำเสียที่ได้ในแต่ละวันจะมีค่าที่ใกล้เคียงเดียวกัน และไม่แตกต่างกันมาก ความแตกต่างของลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองอาจมีผลทำให้ผลที่ได้จากการทดลองมีความคลาดเคลื่อนสูง

ตารางที่ 4.4 แสดงผลการทดลองชุดที่ 1 ภาวะบรรพทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

พารามิเตอร์	น้ำเข้า ระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
ซีไอดี (มก./ล.) n = 13	173	55	68	43	75
บีไอดี (มก./ล.) n = 5	83	33	61	28	66
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 13	49	31	37	37	25
* อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส) n = 13	-	29.4	-	29.4	-
พีเอช n = 13	7.53	7.50	-	7.52	-
สภาพด่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 13	288	277	-	278	-
กรดไขมันระเหย (มก./ล. หินปูน) n = 13	75	60	-	58	-
กรดไขมันระเหย / สภาพด่างทั้งหมด n = 13	0.26	0.22	-	0.21	-
* ไออาร์พี (มิลลิโวลต์) n = 13	-	-251	-	-274	-
ทีเคเอ็น (มก./ล. ไนโตรเจน) n = 5	75	73	3	72	4
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (มล./วัน) n = 0	-	-	-	-	-

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

* คือ ข้อมูลที่ได้จากการวัดค่าในถังปฏิกรณ์
การทดลองนี้ไม่มีสามารถวัดปริมาณก๊าซชีวภาพได้

ตารางที่ 4.5 แสดงผลการทดลองชุดที่ 2 ภาวะบรรทุกลสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

พารามิเตอร์	น้ำเข้า ระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
ซีไอดี (มก./ล.) n = 13	177	64	64	57	68
บีไอดี (มก./ล.) n = 5	84	44	47	38	54
ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.) n = 13	56	36	36	41	26
* อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส) n = 13	-	28.9	-	28.9	-
พีเอช n = 13	7.61	7.54	-	7.55	-
สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน) n = 13	279	267	-	273	-
กรดไขมันระเหย (มก./ล. หินปูน) n = 13	73	60	-	55	-
กรดไขมันระเหย / สภาพต่างทั้งหมด n = 13	0.26	0.22	-	0.20	-
* ไออาร์พี (มิลลิโวลต์) n = 13	-	-251	-	-272	-
ทีเคเอ็น (มก./ล. ไนโตรเจน) n = 5	77	76	2	75	3
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (มล./วัน) n = 0	-	-	-	-	-

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

* คือ ข้อมูลที่ได้จากการวัดค่าในถังปฏิกรณ์

การทดลองนี้ไม่มีสามารถวัดปริมาณก๊าซชีวภาพได้

4.3.1 ผลการทดลอง

1) ซีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 173 มก./ล. น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยซีโอดีเท่ากับ 55 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 68 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยซีโอดีเท่ากับ 43 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 75

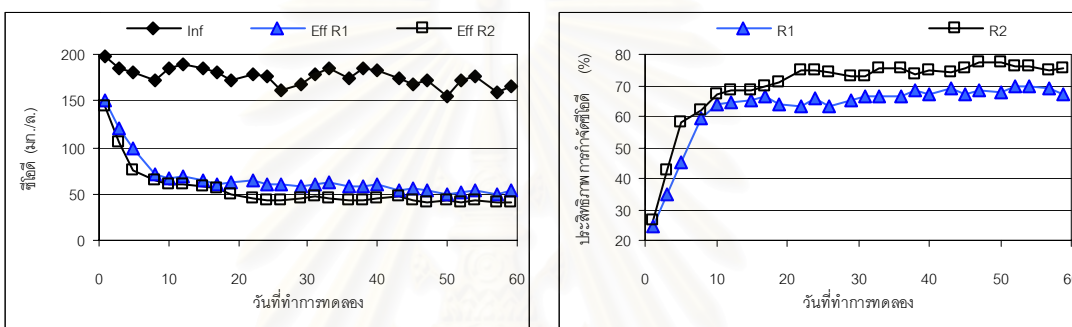
การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 177 มก./ล. น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยซีโอดีเท่ากับ 64 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 64 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยซีโอดีเท่ากับ 57 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 68

จากค่าผลการทดลองดังกล่าว จะเห็นว่า ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 มีความสามารถในการลดค่าซีโอดีของน้ำเสียได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เล็กน้อย ค่าซีโอดี และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบ แสดงดังรูปที่ 4.8

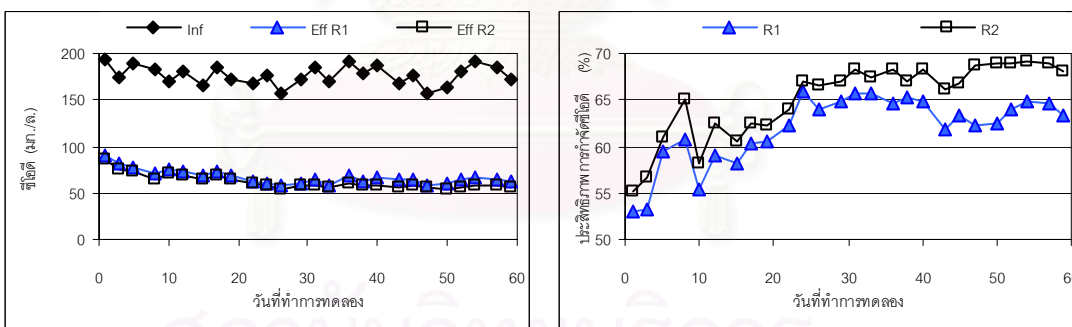
เมื่อเปรียบเทียบรูปที่ 4.8(ก) และ 4.8(ข) จะเห็นได้ว่า ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบใช้ระยะเวลาประมาณ 2 สัปดาห์ จึงสามารถปรับตัวเข้ากับน้ำเสียได้ ในขณะที่ระบบสามารถปรับตัวได้ดีกว่าที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เนื่องจากระบบมีความคุ้นเคยกับน้ำเสียแล้วนั่นเอง ส่วนสาเหตุที่ระบบใช้เวลาน้อยในการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียสำหรับการทดลองชุดที่ 1 เพราะน้ำเสียดังกล่าวเป็นน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีต่ำ และน้ำเสียชุมชนเป็นน้ำเสียที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย

จากรูปดังกล่าว พบว่า ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูง ซึ่งเกิดจากการเวียนน้ำกลับในระบบในอัตราสูง ระบบจึงมีความสามารถในการปรับตัวเข้ากับน้ำเสีย และประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่ต่ำกว่า และระบบ อีจีเอสบี ซึ่งเป็นระบบที่มีการเวียนน้ำกลับในระบบ ทำให้ระบบดังกล่าวเป็นระบบที่มีเสถียรภาพต่อการแปรปรวนของค่าซีโอดีน้ำเข้าได้เป็นอย่างดี เนื่องจากระบบสามารถผลิตค่าซีโอดีน้ำออกได้ค่าที่ใกล้เคียงกันตลอดการทดลอง ไม่ว่าค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบจะแปรปรวนทุกวันก็ตาม

สาเหตุที่ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของระบบ เนื่องมาจากการที่ระบบอ็อกซิเจนเป็นระบบยูเอเอสบีที่มีการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูง ทำให้น้ำเสียที่เข้าระบบเกิดการเจือจางก่อนสัมผัสกับเม็ดเซลล์ตรึง ดังนั้นเม็ดเซลล์ตรึงในชั้นล่างที่ต้องสัมผัสกับน้ำเสียก่อนเม็ดเซลล์ตรึงในชั้นอื่น ๆ ไม่ต้องรับภาระมากเกินไป และยังทำให้น้ำเสียในถังปฏิกรณ์มีลักษณะใกล้เคียงกันทุกจุดอีกด้วย รวมถึงการเวียนน้ำกลับในระบบกลับเป็นการนำสารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดทำกลับเข้ามาสัมผัสกับเม็ดเซลล์ตรึงในระบบ ทำให้ปฏิกิริยาการย่อยสลายในระบบสมบูรณ์มากขึ้น ระบบอ็อกซิเจนจึงสามารถผลิตน้ำออกที่มีค่าซีไอดีต่ำที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง หรือมีระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียต่ำได้ดีกว่าระบบยูเอเอสบี



ก) ค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) ค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.8 ผลการทดลองค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี

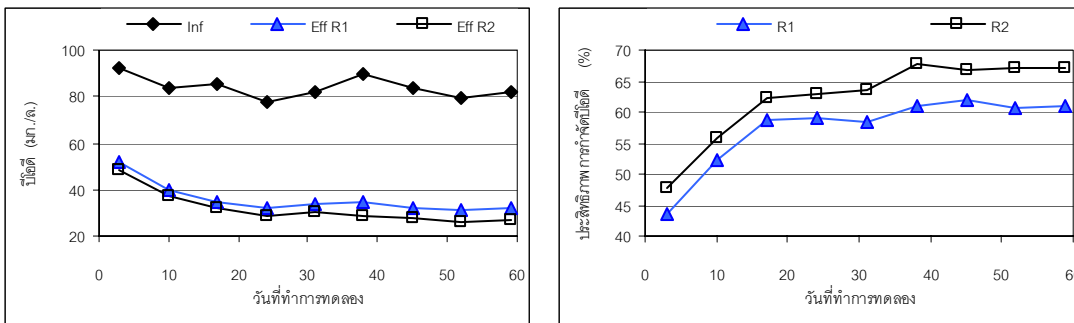
2) บีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี

การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยบีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 83 มก./ล. น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยบีโอดีเท่ากับ 33 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 61 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยบีโอดีเท่ากับ 28 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 66

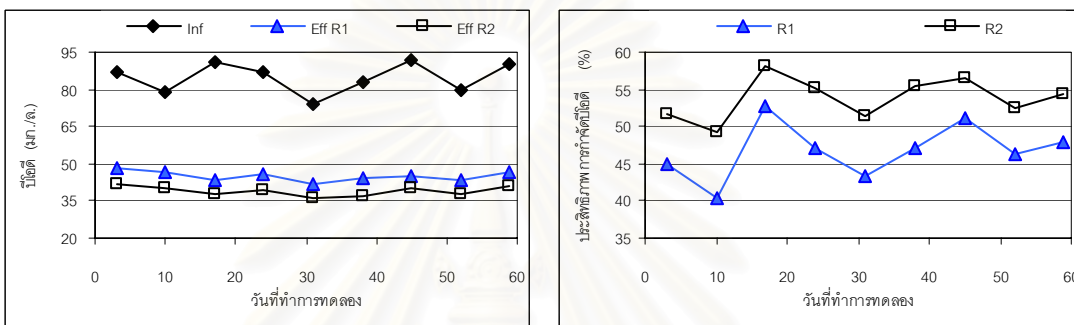
การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยบีโอดีของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 84 มก./ล. น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยบีโอดีเท่ากับ 44 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 47 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยบีโอดีเท่ากับ 38 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 54

จากผลการทดลองทั้ง 2 ชุดดังกล่าว จะพบว่า ถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 ซึ่งมีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 จะผลิตน้ำออกจากระบบที่มีค่าบีโอดีต่ำกว่า ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 ของแต่ละภาาระบบรทุกสารอินทรีย์สูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 โดยที่ค่าบีโอดี และประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสีย ดังแสดงในรูปที่ 4.9

จากรูปที่ 4.9 ผลการทดลองที่ได้เป็นไปในทิศทางเดียวกันกับค่าซีโอดี โดยที่การทดลองชุดที่ 1 ซึ่งเป็นการเริ่มต้นการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ ทำให้ระบบต้องการระยะเวลาในการปรับตัวเพื่อให้คุ้นเคยกับน้ำเสีย จากผลการทดลองระบบใช้ระยะเวลาปรับตัวประมาณ 2 สัปดาห์ เป็นระยะเวลาที่ใกล้เคียงกับการปรับตัวของระบบสำหรับค่าซีโอดีเช่นกัน ในขณะที่การทดลองชุดที่ 2 ซึ่งเพิ่มภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ขึ้นเป็น 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบสามารถปรับตัวกับการเพิ่มภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ได้ทันที เนื่องจากระบบคุ้นเคยกับน้ำเสียเป็นอย่างดีแล้ว จะเห็นได้ว่าการปรับตัวของระบบ และแนวโน้มประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของระบบเป็นไปในทิศทางเดียวกับค่าซีโอดี ซึ่งสาเหตุที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีได้ค่าต่างกัน คือ อิทธิพลของอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับของระบบไม่เท่ากัน ทำให้เกิดความปั่นป่วน และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่ต่างกัน ซึ่งจะส่งผลถึงความสามารถในการถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสีย และเม็ดเซลล์ที่ต่างกัน



ก) ค่าบีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) ค่าบีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

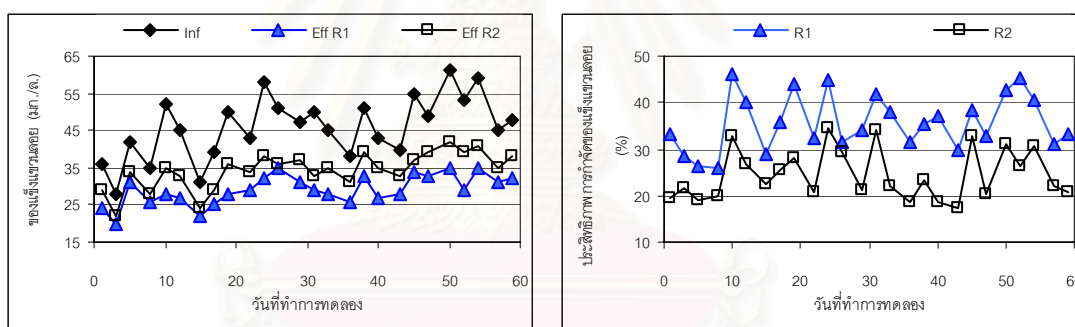
รูปที่ 4.9 ผลการทดลองค่าบีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี

3) ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

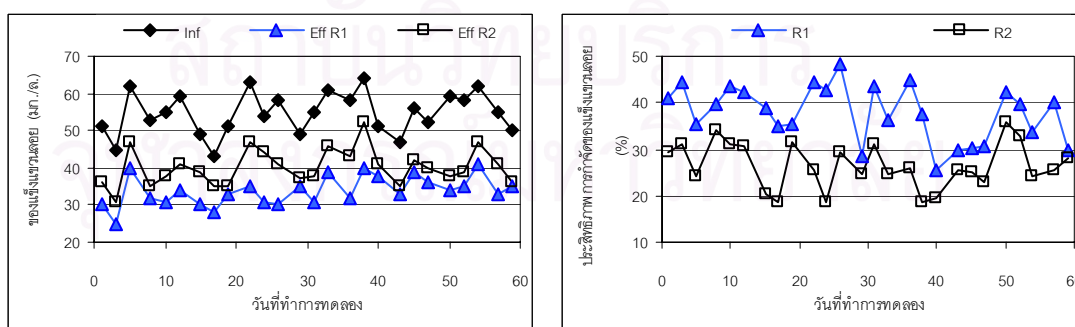
การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 49 มก./ล. น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 31 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยร้อยละ 37 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 37 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 25

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 56 มก./ล. น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 36 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยร้อยละ 36 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 41 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 26

จากผลการทดลองจะเห็นว่า ถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 เนื่องจากถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 มีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 ซึ่งเกิดจากการเวียนน้ำกลับของถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 ในอัตราส่วนที่สูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 ทำให้สภาพทางชลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 มีความปั่นป่วนมากกว่าในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 ของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย ดังนั้นการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของสารละลาย เช่น ซีไอดี และบีไอดี เป็นต้น แต่จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลง รวมทั้งค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ไม่ได้ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ทดลองมีค่าซีไอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่ระบบผลิตขึ้นละลายปนอยู่ในน้ำในถังปฏิกรณ์เกือบทั้งหมด จึงไม่มีฟองก๊าซเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นความปั่นป่วนทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์จึงมาจากการเวียนน้ำกลับ โดยที่ค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 4.10



ก) ค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) ค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

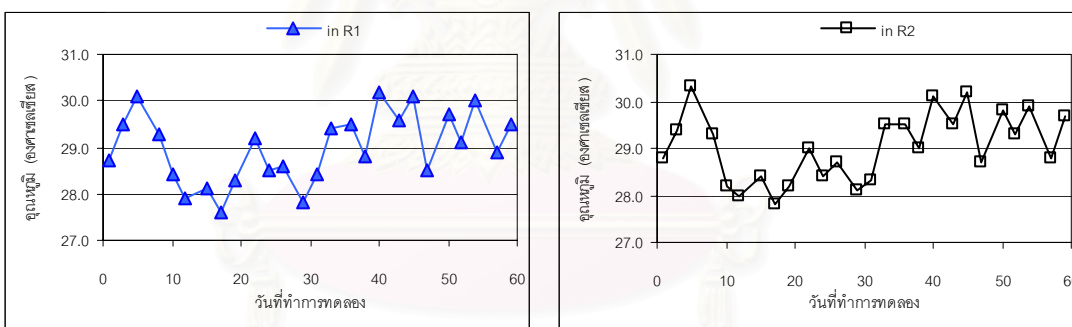
รูปที่ 4.10 ผลการทดลองค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

4) คุณหมุมิ

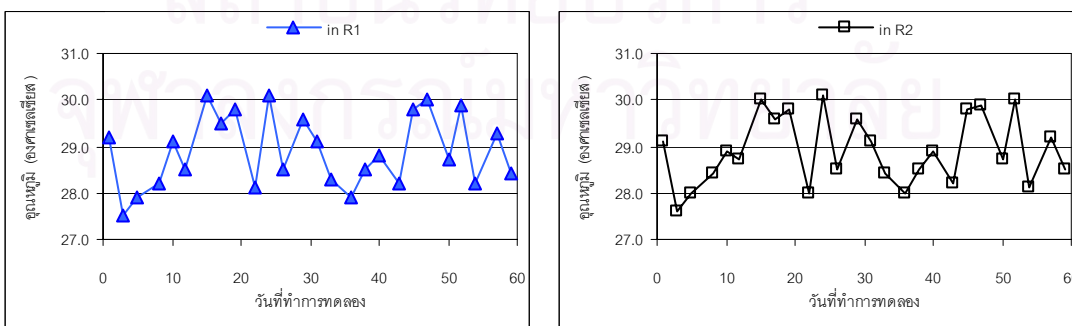
การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีคุณหมุมิภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) เฉลี่ยเท่ากับ 29.4 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นค่าที่เท่ากับคุณหมุมิเฉลี่ยภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) ที่มีค่าเท่ากับ 29.4 องศาเซลเซียส เช่นกัน

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีคุณหมุมิภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) เฉลี่ยเท่ากับ 28.9 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นค่าที่เท่ากับคุณหมุมิเฉลี่ยภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) ที่มีค่าเท่ากับ 28.9 องศาเซลเซียส เช่นกัน

จากผลการทดลองจะสังเกตได้ว่า คุณหมุมิในแต่ละถังปฏิกรณ์มีค่าเฉลี่ยเท่ากัน และคุณหมุมิในแต่ละวันมีค่าใกล้เคียงกันมากเช่นกัน ซึ่งเป็นผลเนื่องมาจากระบบที่ใช้มีการเวียนน้ำกลับในระบบเหมือนกัน ถึงแม้ว่าจะมีอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับในระบบที่ต่างกันก็ตาม โดยที่คุณหมุมิของระบบตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.11



ก) คุณหมุมิภายในถังปฏิกรณ์ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) คุณหมุมิภายในถังปฏิกรณ์ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.11 ผลการทดลองคุณหมุมิ

5) พีเอช

การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยพีเอชของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 7.53 น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยพีเอชเท่ากับ 7.50 ค่าเฉลี่ยพีเอชภายในระบบเท่ากับ 6.84 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยพีเอชเท่ากับ 7.52 ค่าเฉลี่ยพีเอชภายในระบบเท่ากับ 6.95

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยพีเอชของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 7.61 น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยพีเอชเท่ากับ 7.54 ค่าเฉลี่ยพีเอชภายในระบบเท่ากับ 6.83 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยพีเอชเท่ากับ 7.55 ค่าเฉลี่ยพีเอชภายในระบบเท่ากับ 6.95

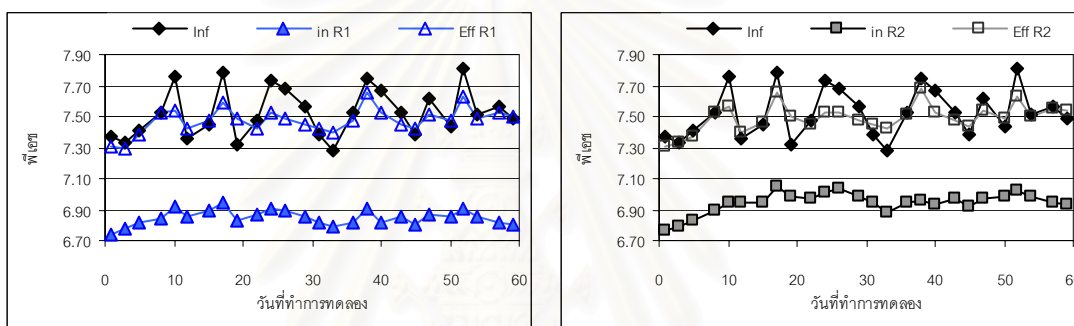
จากผลการทดลองจะสังเกตได้ว่า ค่าพีเอชของน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 จะมีค่าสูงกว่าน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เล็กน้อย แต่น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ไบโม่พีเอชน้อยกว่าน้ำเสียเข้าระบบเพียงเล็กน้อยเช่นกัน ซึ่งอาจมองไม่เห็นความแตกต่างของพีเอชทั้ง 2 จุดนี้ ในขณะที่ค่าพีเอชภายในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 จะมีค่าสูงกว่าค่าพีเอชภายในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 และเมื่อทำการปรับภาาระบบรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น การที่ค่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 มีค่าสูงกว่าค่าพีเอชของถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 นั้น เป็นผลมาจากการเวียนน้ำกลับในระบบที่อัตราส่วนสูงกว่า ซึ่งเป็น การเวียนกลับของสภาพต่างทั้งหมดด้วย จึงทำให้พีเอชในระบบไม่ลดลงมากเท่ากับถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 ค่าพีเอชทั้งภายในระบบ และน้ำออกจากระบบมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงไปจากเดิมมากนัก โดยที่ค่าพีเอชตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.12

6) สภาพต่างทั้งหมด

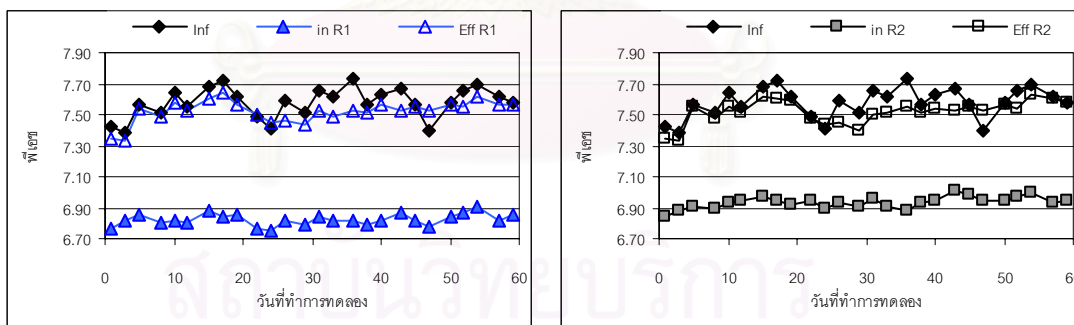
การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาาระบบรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 288 มก./ล. หินปูน น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 277 มก./ล. หินปูน และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 278 มก./ล. หินปูน

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 279 มก./ล. หินปูน น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 267 มก./ล. หินปูน และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 273 มก./ล. หินปูน

จากผลการทดลอง น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 จะมีสภาพต่างทั้งหมดมากกว่าน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 และเมื่อเพิ่มภาวะบรรทุกสารอินทรีย์สภาพต่างในน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ไบจะลดลงเล็กน้อย ซึ่งค่าเฉลี่ยสภาพต่างทั้งหมดที่ได้จากการทดลองนั้นมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.13

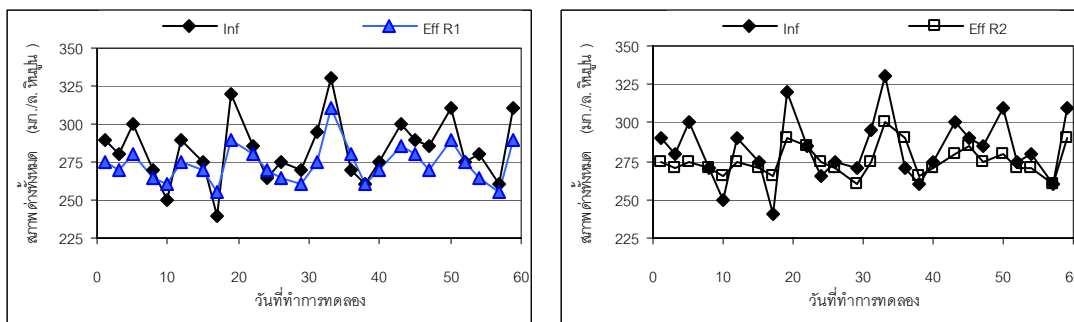


ก) ค่าพีเอชที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

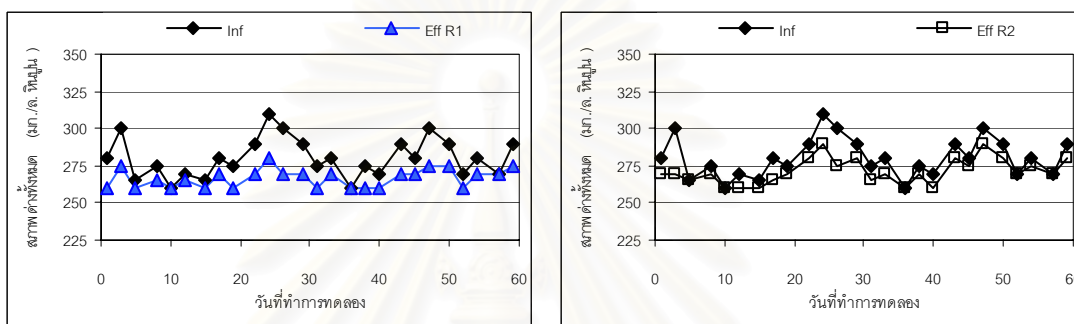


ข) ค่าพีเอชที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.12 ผลการทดลองค่าพีเอช



ก) ค่าสภาพต่างทั้งหมดที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) ค่าสภาพต่างทั้งหมดที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

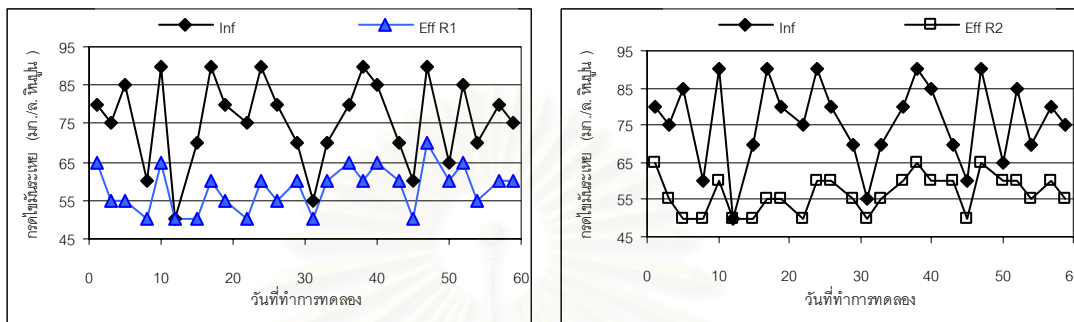
รูปที่ 4.13 ผลการทดลองค่าสภาพต่างทั้งหมด

7) กรดไขมันระเหย

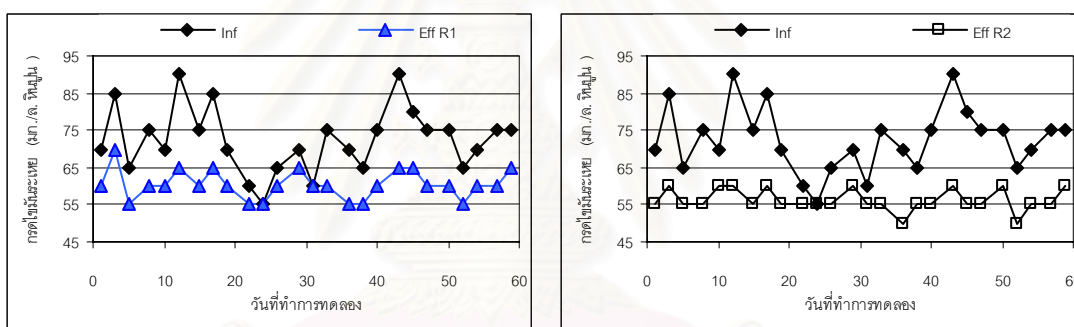
การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 75 มก./ล. หินปูน น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยเท่ากับ 60 มก./ล. หินปูน และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยเท่ากับ 58 มก./ล. หินปูน

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 73 มก./ล. หินปูน น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยเท่ากับ 60 มก./ล. หินปูน และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยเท่ากับ 55 มก./ล. หินปูน

จากผลการทดลอง พบว่า น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 กรดไขมันระเหยเหลืออยู่น้อยกว่าน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 แต่เมื่อเพิ่มค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์แล้ว ระบบยังสามารถผลิตน้ำออกที่มีกรดไขมันระเหยได้ไม่แตกต่างจากเดิม ซึ่งค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.14



ก) ค่ากรดไขมันระเหยที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) ค่ากรดไขมันระเหยที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

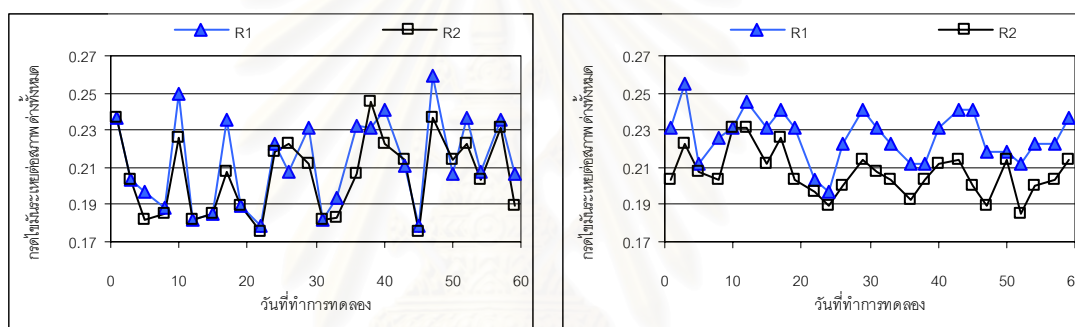
รูปที่ 4.14 ผลการทดลองค่ากรดไขมันระเหย

8) กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 0.26 น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 0.22 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 0.21

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 0.26 น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 0.22 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดเท่ากับ 0.20

จากผลการทดลอง จะเห็นได้ว่า ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดมีค่าน้อยกว่า 0.4 ตลอดการทดลอง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบมีกำลังบำบัดที่เพียงพอ และเมื่อทำการเพิ่มภาวะบรรทุksารอินทรีย์ ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดแทบไม่มีการเปลี่ยนแปลงไปจากเดิมเลย โดยเป็นผลมาจากการที่ระบบมีกำลังบำบัดมากเพียงพอ ดังที่ได้กล่าวมาแล้วในข้างต้น ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.15



ก) ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ข) ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

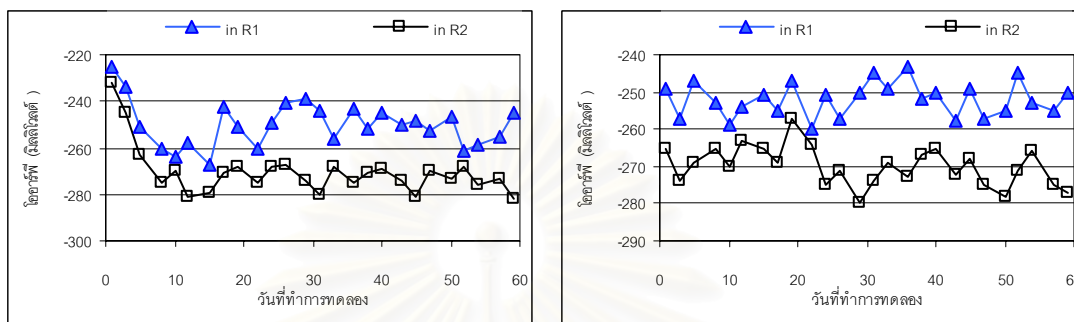
รูปที่ 4.15 ผลการทดลองค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

9) ไออาร์พี

การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง ภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยไออาร์พีเท่ากับ -251 มิลลิโวลต์ และภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยไออาร์พีเท่ากับ -274 มิลลิโวลต์

การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุksารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง ภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยไออาร์พีเท่ากับ -251 มิลลิโวลต์ และภายในถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยไออาร์พีเท่ากับ -272 มิลลิโวลต์

จากผลการทดลอง พบว่า ถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 มีค่าไออาร์พีต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 ซึ่งอาจบ่งชี้ได้ว่า ถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 มีสถานะสำหรับการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่เหมาะสมกว่า ซึ่งค่าไออาร์พีที่เหมาะสมระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนควรมีค่าไออาร์พีอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์ โดยค่าไออาร์พีตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.16



ก) ค่าไออาร์พีที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์

1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ข) ค่าไออาร์พีที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์

2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.16 ผลการทดลองค่าไออาร์พี

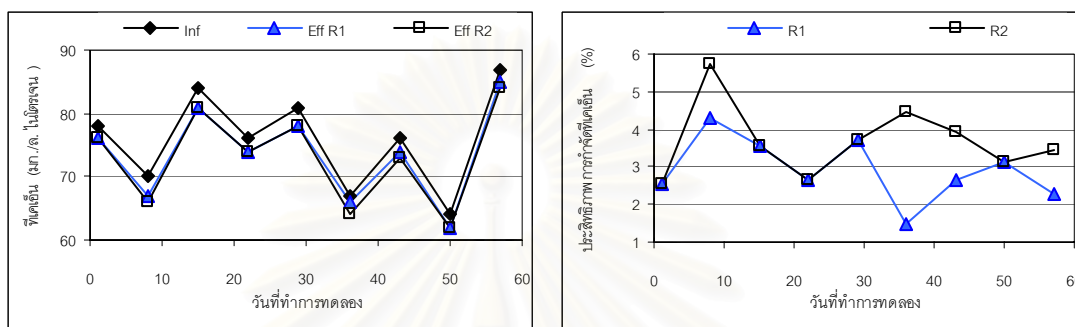
10) ทีเคเอ็น

การทดลองชุดที่ 1 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 4 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยทีเคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 75 มก./ล. ไนโตรเจน น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยทีเคเอ็นเท่ากับ 73 มก./ล. ไนโตรเจน คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 3 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยทีเคเอ็นเท่ากับ 72 มก./ล. ไนโตรเจน คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 4

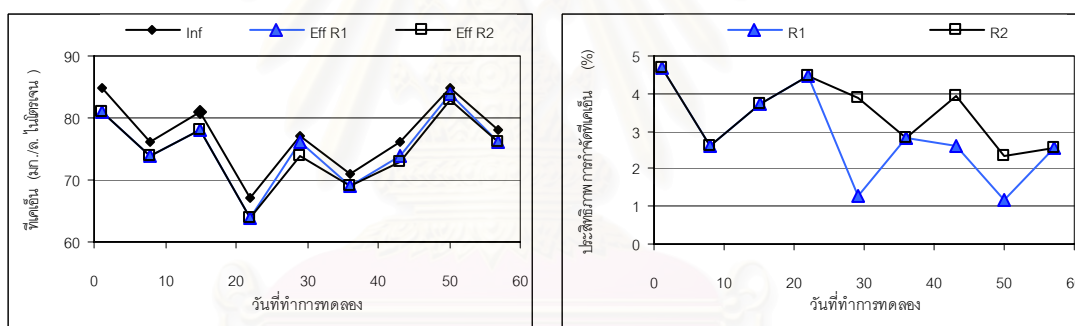
การทดลองชุดที่ 2 ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเท่ากับ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยทีเคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 77 มก./ล. ไนโตรเจน น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 3 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยทีเคเอ็นเท่ากับ 76 มก./ล. ไนโตรเจน คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นร้อยละ 2 และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นที่ 6 ม./ชม.) มีค่าเฉลี่ยทีเคเอ็นเท่ากับ 75 มก./ล. ไนโตรเจน คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 3

จากผลการทดลอง พบว่า ระบบไม่สามารถกำจัดค่าทีเคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ค่าทีเคเอ็นของน้ำออกจากระบบมีค่าใกล้เคียงกับค่าทีเคเอ็นของน้ำเสียเข้าระบบ เนื่องจาก

ระบบอีจีเอสเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน จึงไม่สามารถกำจัดค่าที่เคเอ็น โดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันซึ่งจะเปลี่ยนที่เคเอ็นให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ ส่วนการลดลงของที่เคเอ็นในระบบอีจีเอสนั้น เกิดจากการนำไนโตรเจนไปใช้ในการดำรงชีวิตของเซลล์จุลินทรีย์ ค่าที่เคเอ็นและประสิทธิภาพในการกำจัดที่เคเอ็นเทียบเป็นร้อยละของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.17



ก) ค่าที่เคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็นที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน



ข) ค่าที่เคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็นที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.17 ผลการทดลองค่าที่เคเอ็น และประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็น

11) ปริมาณก๊าซชีวภาพ

ตลอดระยะเวลาการทดลอง ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพได้ ซึ่งมีสาเหตุมาจากการที่มีแหล่งคาร์บอนในน้ำเสียเข้าระบบน้อยมาก การย่อยสลายซีไอดีที่ต่ำมากจะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ปริมาณน้อยมากเช่นเดียวกัน รวมทั้งก๊าซชีวภาพสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบได้ ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพได้ในปริมาณที่จะสามารถอ่านค่าได้ โดยการคำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพทางทฤษฎีจะแสดงไว้ในหัวข้อที่ 4.6

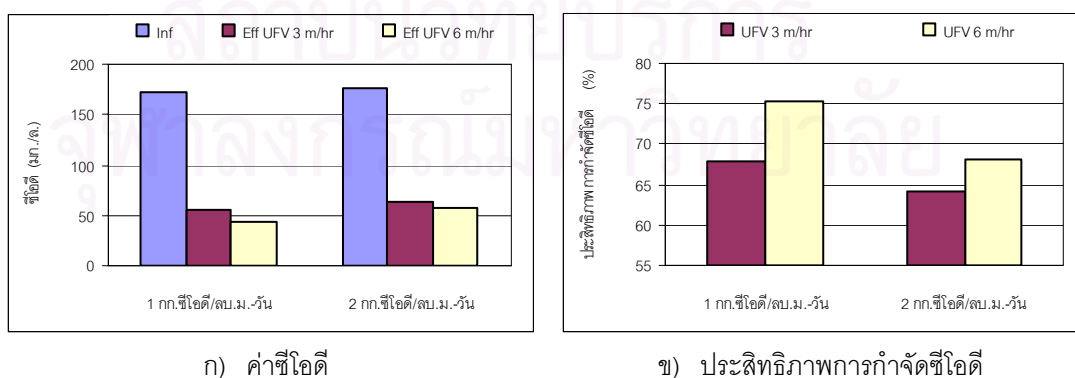
4.3.2 วิจารณ์ผลการทดลอง

1) ซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี

จากผลการทดลอง พบว่า ค่าซีไอดีที่น้ำออกจากระบบ และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 มีค่าสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เกือบตลอดระยะเวลาที่ทำการทดลอง โดยเหตุปัจจัยที่ส่งผลดังกล่าว มาจากอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับที่ต่างกัน ทำให้ความสามารถในการถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสีย และเม็ดเซลล์ตรึงมีค่าต่างกัน โดยที่ความเร็วไหลขึ้นที่สูงทำให้เกิดความปั่นป่วนในระบบได้มาก ดังนั้นถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 ซึ่งมีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 จึงผลิตน้ำออกจากระบบได้ค่าซีไอดีที่ต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 ทำให้ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 ด้วยเช่นกัน นอกจากนี้การเวียนน้ำกลับยังเป็นการเพิ่มโอกาสให้น้ำเสียสัมผัสจุลินทรีย์ ทำให้สารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่สิ้นสุดปฏิกิริยาถูกเวียนกลับมาสัมผัสจุลินทรีย์อีกครั้ง

เมื่อเพิ่มค่าการบรรทุกสารอินทรีย์ พบว่า ที่การบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูง ระบบจะมีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีลดลง เนื่องจาก ระบบต้องทำการกำจัดสารอินทรีย์มากขึ้น และเวลากักน้ำเสียลดลง ทำให้ระยะเวลาในการสัมผัสระหว่างน้ำเสียกับจุลินทรีย์ในระบบมีน้อยลง ค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.18

จากงานวิจัยของตุลชัย แจ่มใส (2545) เติมน้ำระบบอิมเมชันที่เวลากักน้ำเสีย 2 ชั่วโมง และใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีสูงกว่าร้อยละ 50 มีค่าเฉลี่ยซีไอดีน้ำออกจากระบบเท่ากับ 45 มก./ล. จะเห็นได้ว่า ผลการทดลองของงานวิจัยทั้งสองนี้มีแนวโน้มของผลการทดลองคล้ายกัน



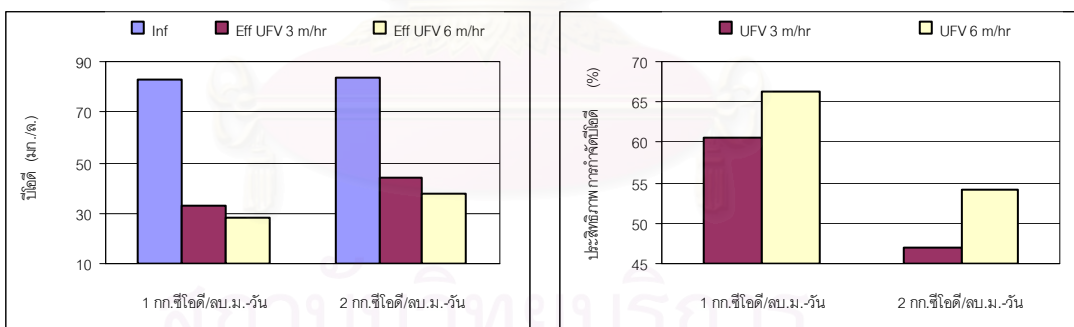
รูปที่ 4.18 เปรียบเทียบค่าซีไอดี และประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี

2) บีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี

ค่าบีโอดีของน้ำออกจากระบบ และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของระบบมีแนวโน้มคล้ายกับค่าซีโอดี กล่าวคือ ถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 ซึ่งมีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 จะผลิตน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่มีค่าบีโอดีเฉลี่ยต่ำกว่า ทำให้ถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีสูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 ด้วยเช่นกัน สาเหตุที่ทำให้เกิดความแตกต่างระหว่างถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ใบ คือ อัตราส่วนการเวียนน้ำกลับในระบบ ซึ่งเหตุผลดังกล่าวเป็นไปในลักษณะเดียวกับค่าซีโอดี คือ การเวียนน้ำกลับในระบบช่วยให้จุลินทรีย์ในระบบมีโอกาสย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่สิ้นสุดปฏิกิริยาอีกครั้ง

เมื่อทำการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีมีแนวโน้มในทิศทางเดียวกับค่าซีโอดี เนื่องจากค่าบีโอดีเป็นส่วนหนึ่งของค่าซีโอดี ค่าบีโอดี และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.19

ผลการทดลองของตุลชัย แจ่มใส (2545) เติมน้ำระบบอีจีเอสบีที่เวลากักน้ำเสีย 2 ชั่วโมง และใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีสูงกว่าร้อยละ 80 มีค่าเฉลี่ยบีโอดีน้ำออกจากระบบเท่ากับ 20 มก./ล. จะเห็นได้ว่า ผลการทดลองของตุลชัย แจ่มใส นั้น จะเห็นได้ว่า ระบบอีจีเอสบีของตุลชัย แจ่มใสมีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีสูงกว่า



ก) ค่าบีโอดี ข) ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี

รูปที่ 4.19 เปรียบเทียบค่าบีโอดีเฉลี่ย และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี

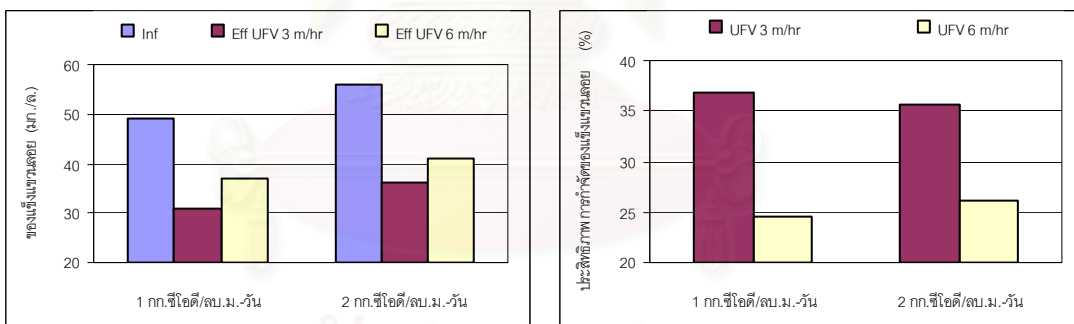
3) ของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 จะต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 เนื่องจากถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 มีความเร็วไหลขึ้นในระบบสูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1

ทำให้ความปั่นป่วนในระบบของถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 มีค่าสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 ซึ่งประสิทธิภาพที่ได้จะตรงข้ามกับค่าซีไอดี และบีไอดี เพราะว่า ค่าซีไอดี และบีไอดีเป็นสารละลาย ในขณะที่ของแข็งแขวนลอยเป็นของแข็ง ซึ่งต้องใช้เวลานานในการย่อยสลายทางชีวภาพ ทำให้การเวียนน้ำกลับในระบบไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการถ่ายเทมวลสารระหว่างของแข็งในน้ำเสีย และจุลินทรีย์ได้

เมื่อเพิ่มภาวะบรรทุกลำสารอินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่เปลี่ยนแปลงไปจากเดิมมากนัก เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียที่มีค่าซีไอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีปริมาณน้อย และสามารถละลายอยู่ในน้ำได้เกือบทั้งหมด จึงไม่มีฟองก๊าซเกิดขึ้นในระบบ ดังนั้นการเพิ่มภาวะบรรทุกลำสารอินทรีย์จึงไม่เป็นการเพิ่มเกิดฟองก๊าซ ซึ่งเป็นอีกสาเหตุหนึ่งของความปั่นป่วนที่เกิดขึ้นในระบบ ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของถังปฏิกรณ์แต่ละใบแสดงดังรูปที่ 4.20

ผลการทดลองของตุลชัย แจ่มใส (2545) เติมน้ำระบบอีจีเอสบีที่เวลากักน้ำเสีย 2 ชั่วโมง และใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเท่ากับร้อยละ 73 มีค่าเฉลี่ยของแข็งแขวนลอยในน้ำออกจากระบบเท่ากับ 12 มก./ล.



ก) ค่าของแข็งแขวนลอย

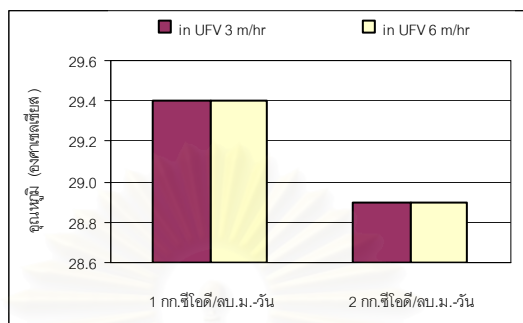
ข) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

รูปที่ 4.20 เปรียบเทียบค่าของแข็งแขวนลอย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย

4) อุณหภูมิ

จากผลการทดลองที่ได้ พบว่า อุณหภูมิของถังปฏิกรณ์ปฏิกรณ์ทั้ง 2 ใบมีค่าเฉลี่ยไม่แตกต่างกัน โดยอุณหภูมิที่แตกต่างกันของแต่ละภาวะบรรทุกลำสารอินทรีย์ ซึ่งมีช่วงต่างกันประมาณ 0.4 °C นั้น เกิดจากสภาพอากาศในแต่ละช่วงเวลาของการเดินระบบอีจีเอสบี

อย่างไรก็ตาม การเวียนน้ำกลับในระบบส่งผลให้อุณหภูมิของน้ำเสียเข้าระบบ และน้ำในระบบไม่แตกต่างกันจนมีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบนั้นได้ อุณหภูมิเฉลี่ยของถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.21



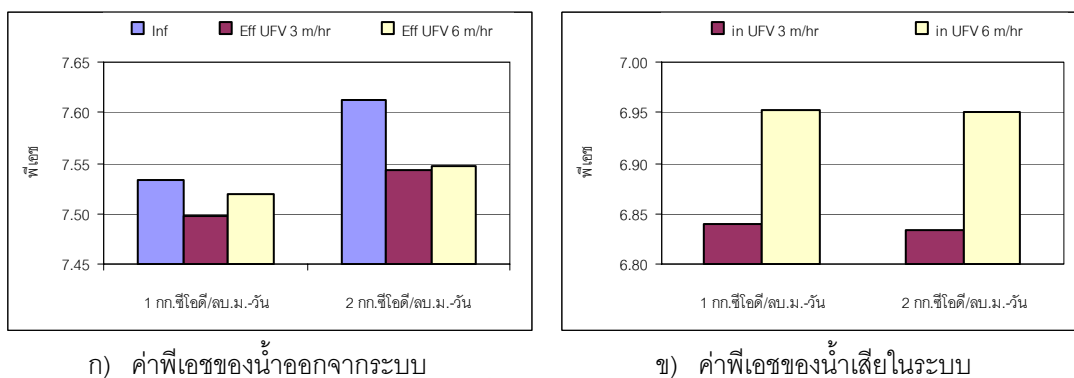
รูปที่ 4.21 เปรียบเทียบอุณหภูมิ

5) พีเอช

พีเอชของน้ำออกจากระบบจะมีค่าลดลงจากน้ำเสียเข้าระบบเพียงเล็กน้อย โดยที่น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 จะมีค่าพีเอชสูงกว่าน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 เนื่องจากพีเอชในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 จะมีค่าสูงกว่าพีเอชในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 เช่นกัน สาเหตุที่เป็นเช่นนี้ เพราะว่าการเวียนน้ำกลับเป็นการนำสภาพต่างมาสะเทินกรดไขมันระเหย และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบ ดังนั้นถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 ที่มีการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 จึงมีพีเอชในถังปฏิกรณ์ และน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ที่สูงกว่าถังปฏิกรณ์ใบที่ 1

ในขณะที่การเพิ่มขึ้นของพีเอชในน้ำออกจากระบบเมื่อเทียบกับพีเอชของน้ำในระบบเนื่องมาจากการที่น้ำในระบบมีก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ละลายอยู่ในน้ำทำให้พีเอชมีค่าต่ำ เมื่อน้ำได้ออกจากระบบจึงได้มีการคายก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกสู่บรรยากาศ ทำให้พีเอชของน้ำออกจากระบบมีค่าสูงขึ้น ส่วนสาเหตุที่ทำให้น้ำออกจากระบบสามารถคายก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกสู่บรรยากาศได้นั้น เนื่องจากความดันพาร์เชียลของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในระบบมีค่าสูงกว่าในบรรยากาศ เมื่อน้ำออกจากระบบจะทำให้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สามารถละลายน้ำได้น้อยลง

เมื่อเพิ่มค่าการบรรเทาทุกสารอินทรีย์ จะเห็นได้ว่า พีเอชน้ำออกจะแตกต่างกัน เนื่องจากพีเอชของน้ำเข้าระบบมีค่าต่างกัน ในขณะที่พีเอชของน้ำในระบบมีค่าใกล้เคียงกันในทุกการบรรเทาทุกสารอินทรีย์ พีเอชของน้ำออก และน้ำในถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.22

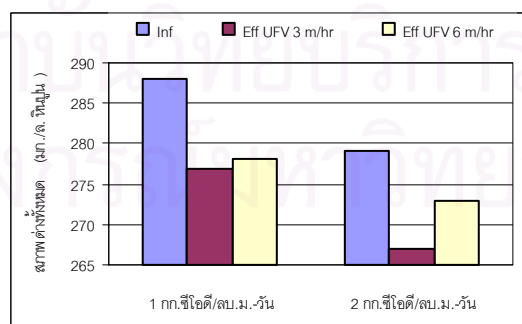


รูปที่ 4.22 เปรียบเทียบค่าพีเอช

6) สภาพต่างทั้งหมด

จากผลการทดลอง พบว่า สภาพต่างทั้งหมดจะลดลงเมื่อเทียบกับสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบ โดยถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 จะมีสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกจากระบบสูงกว่าน้ำออกของถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 โดยที่การเวียนน้ำกลับในระบบจะช่วยให้สภาพต่างของน้ำเข้าสามารถผสมกับต่างในถังปฏิกรณ์ได้เป็นอย่างดี ดังนั้นระบบการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงจะทำให้สภาพต่างที่หลุดออกจากระบบไปพร้อมกับน้ำออกมีปริมาณน้อยกว่าระบบที่มีการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่ต่ำกว่า

เมื่อเพิ่มภาระระบบรอกสารอินทรีย์ ค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกจากระบบจะมีค่าลดต่ำกว่าเดิม ซึ่งผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับพีเอชของน้ำออกที่ลดลงเมื่อเทียบกับน้ำเสียเข้าระบบ ค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำออกจากถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.23

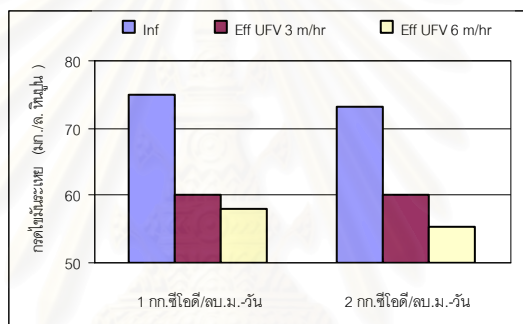


รูปที่ 4.23 เปรียบเทียบค่าสภาพต่างทั้งหมด

7) กรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยในน้ำออกมีค่าลดลงเมื่อเทียบกับน้ำเสียเข้าระบบ โดยที่กรดไขมันระเหยในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 มีค่าต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เนื่องจากการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 ทำให้กรดไขมันระเหยที่ยังไม่ถูกย่อยสลายจนสมบูรณ์มีโอกาสกลับมาสัมผัสกับจุลินทรีย์ในระบบได้ใหม่อีกครั้ง

การเพิ่มภาวะบรรทุกลสารอินทรีย์ไม่ส่งผลให้กรดไขมันระเหยมีค่าเปลี่ยนแปลงไปจากเดิมมากนัก ในขณะที่หลังจากเพิ่มภาวะบรรทุกลสารอินทรีย์แล้วนั้น ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 ก็ยังผลิตน้ำออกจากระบบที่มีกรดไขมันระเหยต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เช่นเดิม ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำออกจากถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.24

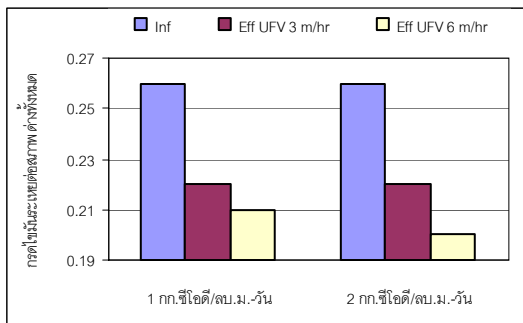


รูปที่ 4.24 เปรียบเทียบค่ากรดไขมันระเหย

8) กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

จากผลการทดลอง จะเห็นได้ว่า ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดมีค่าลดลงเพียงเล็กน้อย และค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียเข้าระบบ และน้ำออกจากระบบนั้น อยู่ในช่วงที่แสดงว่าระบบมีกำลังบำบัดเฟอรัสสูง ซึ่งระบบที่มีกำลังบำบัดเฟอรัสที่ดีควรมีค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดไม่สูงกว่า 0.4

เมื่อเพิ่มภาวะบรรทุกลสารอินทรีย์ ค่ากรดไขมันระเหยไม่แตกต่างจากเดิมมากนัก โดยถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 จะมีค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 แสดงให้เห็นว่า น้ำเวียนกลับช่วยเพิ่มเสถียรภาพของระบบ ค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของน้ำออกจากถังปฏิกรณ์แต่ละใบ แสดงดังรูปที่ 4.25

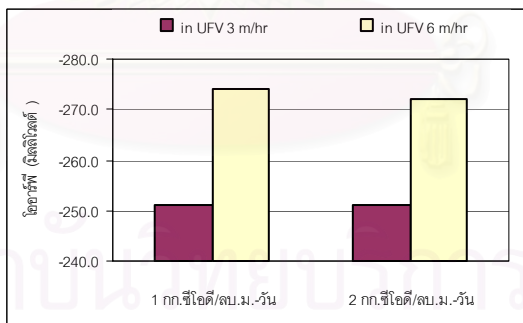


รูปที่ 4.25 เปรียบเทียบค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด

9) ไออาร์พี

ค่าไออาร์พีของถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 สูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 แสดงว่า ถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 มีสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมากกว่าถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 ซึ่งสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนนั้นควรมีค่าไออาร์พีอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์

เมื่อภาวะบรรทุสารอินทรีย์ให้กับระบบ พบว่า ค่าไออาร์พีของถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ไบ ยังคงมีค่าไม่ต่างจากเดิมมากนัก ค่าไออาร์พีของถังปฏิกรณ์แต่ละไบ แสดงดังรูปที่ 4.26

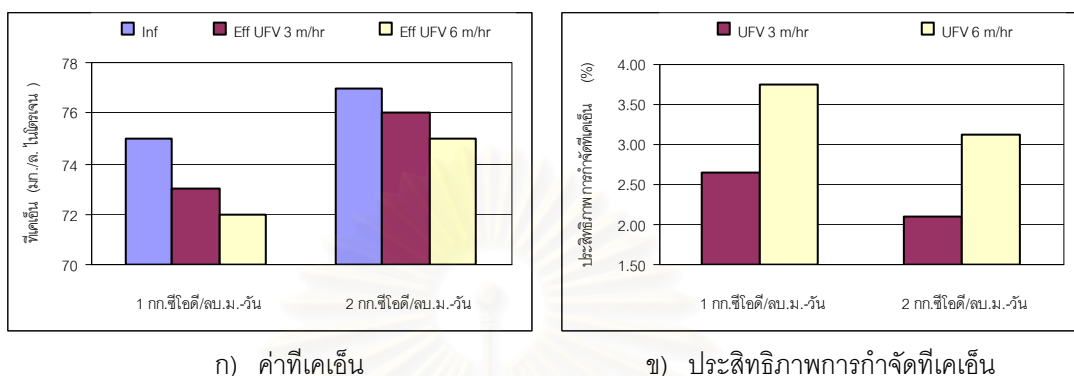


รูปที่ 4.26 เปรียบเทียบค่าไออาร์พี

10) ทีเคเอ็น

ค่าทีเคเอ็นของน้ำออกในถังปฏิกรณ์แต่ละไบมีค่าลดลงเพียงเล็กน้อย แสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนไม่สามารถบำบัดทีเคเอ็นได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในขณะที่ค่าทีเคเอ็นที่ลดลงนั้นเป็นเพราะความต้องการใช้ธาตุไนโตรเจนของจุลินทรีย์ในระบบ

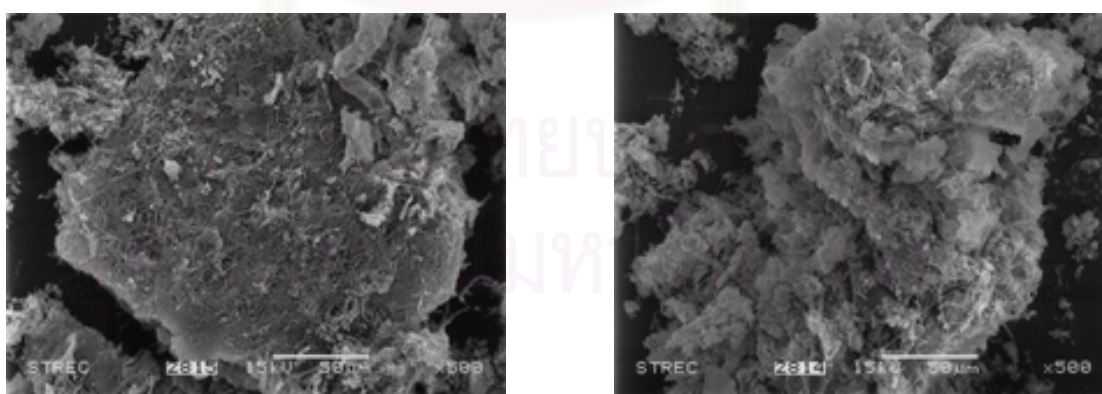
เมื่อทำการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีมีค่าลดลงจากเดิมไม่มากนัก โดยถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 มีประสิทธิภาพสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 เพียงเล็กน้อยเช่นกัน



รูปที่ 4.27 เปรียบเทียบค่าที่เคเอ็นเฉลี่ย และประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็น

4.4 วิเคราะห์เม็ดเซลล์ตรึงที่ผ่านการบำบัดน้ำเสีย

เมื่อสิ้นสุดการทดลองระบบบิโอะรีแอกเตอร์แล้ว ได้นำเม็ดเซลล์ตรึงในแต่ละถังปฏิกรณ์ไปถ่ายภาพ SEM เพื่อตรวจสอบลักษณะที่เปลี่ยนแปลงของเม็ดเซลล์ตรึง พบว่า เม็ดเซลล์ตรึงมีขนาดลดลงเหลือประมาณ 1 มิลลิเมตร แสดงดังรูปที่ 4.28



ก) เม็ดเซลล์ตรึงภายในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.
(กำลังขยาย 500 เท่า)

ข) เม็ดเซลล์ตรึงภายในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.
(กำลังขยาย 500 เท่า)

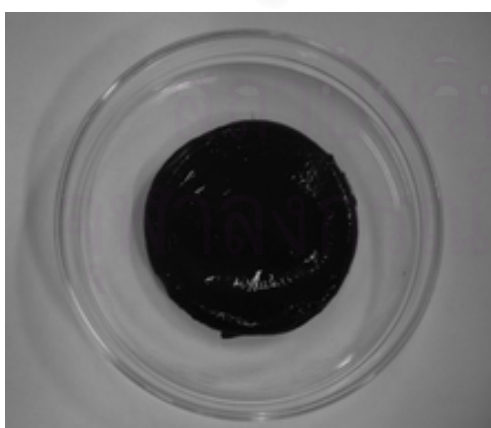
รูปที่ 4.28 ภาพ SEM ของเม็ดเซลล์ตรึงหลังสิ้นสุดการเดินระบบบิโอะรีแอกเตอร์

จากรูปที่ 4.28 จะเห็นว่า เม็ดเซลล์ตรึงภายในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็ว 6 ม./ชม. จะมีขนาดเล็กกว่าเม็ดเซลล์ตรึงภายในถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็ว 3 ม./ชม. แสดงให้เห็นว่า ความเร็วไหลขึ้นที่สูงจะส่งผลทำให้เกิดการเสียดสี และฟูก่อนของเม็ดเซลล์มากขึ้น และเมื่อเปรียบเทียบรูปที่ 4.28 กับรูปที่ 4.5 (ค) พบว่า ผิวของเม็ดเซลล์ตรึงไม่มีผลึกแคลเซียมอัลจิเนตอยู่อย่างหนาแน่นเหมือนเดิม ซึ่งสอดคล้องกับข้อสันนิษฐานที่ว่า ผลึกแคลเซียมอัลจิเนตที่เคลือบเซลล์จุลินทรีย์ไว้นั้นได้ถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ดังกล่าว

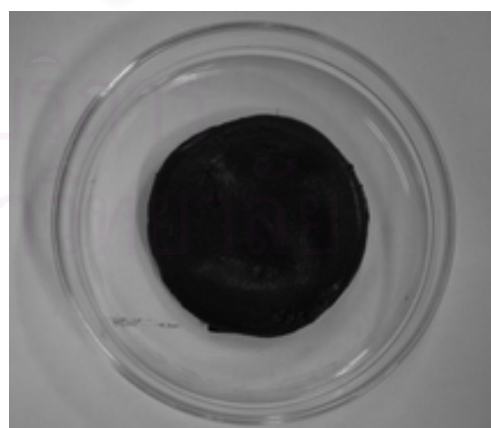
4.5 วิเคราะห์การย่อยสลายแคลเซียมอัลจิเนตของเซลล์จุลินทรีย์

จากการทดลองเดินระบบอีจีเอสบีด้วยน้ำเสียจริง พบว่าที่ระยะเวลาประมาณ 2 เดือนแรกของการทดลอง เม็ดเซลล์ตรึงมีการฟูก่อนเกิดขึ้น จากนั้นเดินระบบต่อไปอีก 2 เดือน ที่ภาระบรรจุทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เม็ดเซลล์ตรึงมีการฟูก่อนจะเกิดการเปลี่ยนแปลงรูปร่าง และบางส่วนหลุดออกมากเป็นของแข็งแขวนลอยในระบบ แต่มีน้ำหนักเพียงพอจึงไม่หลุดออกจากระบบ

จากลักษณะปัญหาดังกล่าว จึงได้ทำการทดลองถึงสาเหตุการฟูก่อนของเซลล์ตรึง โดยได้สร้างเซลล์ตรึงที่มีลักษณะเป็นแผ่น ดังรูปที่ 4.29 และนำไปบ่มไว้ในตู้บ่มที่มีอุณหภูมิประมาณ 37 °ซ โดยไม่ได้ใส่อาหารสำหรับเซลล์จุลินทรีย์ลงไป เพื่อทดสอบว่าในสภาวะขาดอาหารนั้น เซลล์จุลินทรีย์นั้นจะสามารถย่อยแคลเซียมอัลจิเนตเพื่อใช้เป็นอาหารได้หรือไม่



ก) เซลล์ตรึงก่อนเข้าตู้บ่ม



ข) เซลล์ตรึงหลังเข้าตู้บ่ม

รูปที่ 4.29 เซลล์ตรึงก่อน และหลังเข้าตู้บ่ม

จากรูปที่ 4.29 จะเห็นว่า หลังจากนำเข้าสู่ตู้บ่มเป็นระยะเวลา 2 เดือนนั้น เซลล์ตรึงที่นำออกจากตู้บ่มนั้น ผิวภายนอกจากไม่มีความมันเงาเหมือนกับเซลล์ตรึงก่อนนำเข้าสู่ตู้บ่ม เมื่อนำวัตถุไปสัมผัสผิวของเซลล์ที่ผ่านการบ่มมา จะเกิดการฟุ้งร่อน และเปื่อยยุ่ยที่ผิวภายนอก รวมทั้งภายในได้ง่าย ซึ่งสามารถสันนิษฐานได้ว่า จุลินทรีย์สามารถย่อยเจลแคลเซียมอัลจิเนตที่เคลือบเซลล์จุลินทรีย์ไว้ได้นั่นเอง

จากผลการทดลองที่ผ่านมา สรุปได้ว่าเซลล์ตรึงจุลินทรีย์สามารถเข้าบำบัดน้ำเสียได้ในระยะเวลา 4 เดือน ซึ่งมีปัจจัยที่เป็นสาเหตุความทนทานของเม็ดเซลล์ตรึง ได้แก่ ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในเม็ดเซลล์ตรึง ชนิดจุลินทรีย์ในเม็ดเซลล์ตรึง ลักษณะของน้ำเสียที่จะใช้บำบัด เป็นต้น แต่อาจใช้เม็ดเจลแคลเซียมอัลจิเนตเป็นตัวห่อหุ้มให้จุลินทรีย์สามารถอยู่ในระบบได้นาน เพื่อที่จุลินทรีย์ดังกล่าวจะสามารถปรับตัวเข้ากับสภาพแวดล้อมของระบบได้ เช่น การนำจุลินทรีย์ที่ได้จากการคัดแยกพันธุ์จากห้องทดลอง อาทิ นำจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการกำจัดซัลเฟตมาตรึงเซลล์ก่อนนำไปใช้กับระบบบำบัดน้ำเสีย จะทำให้จุลินทรีย์ชนิดดังกล่าวไม่เกิดการหลุดออกจากระบบก่อนที่จุลินทรีย์จะสามารถปรับตัว และอยู่ร่วมกับจุลินทรีย์ชนิดอื่น ๆ ในระบบได้

4.6 วิเคราะห์ก๊าซชีวภาพ

จากผลการทดลองที่ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบได้ ซึ่งมีสาเหตุมาจากค่าซีไอดีที่ถูกกำจัดมีน้อยมาก ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นนั้นละลายอยู่ในน้ำเป็นส่วนใหญ่ กอปรกับการเวียนน้ำกลับในอัตราที่สูง ทำให้ก๊าซชีวภาพละลายน้ำได้มากขึ้น และไม่เกิดการแยกตัวออกจากน้ำในระบบ ระบบเก็บก๊าซจึงไม่สามารถวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นได้

ในการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพขึ้นในระบบ ก๊าซที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่ คือ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนที่เกิดขึ้นจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณซีไอดีที่ถูกกำจัด เพื่อเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ดังกล่าว จึงใช้แนวความคิด และโมเดลเรื่องก๊าซในงานวิจัยของสินีนุช ศศิยศชาติ (2544) มาอธิบาย โดยมีข้อกำหนดดังนี้

ข้อกำหนด

- กำหนดให้น้ำเสียที่ถูกย่อยสลายทั้งหมดมีปริมาตร 1 ลิตร
- ก๊าซที่เกิดขึ้นมี 2 ชนิด คือ มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์
- อุณหภูมิของระบบฯ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30 องศาเซลเซียส
- เนื่องจากเป็นการคำนวณที่เกี่ยวข้องกับการถ่ายเทมวลสารระหว่างวัฏภาคน้ำและวัฏภาคก๊าซ ดังนั้น ในการพิจารณาหน่วยของปริมาณสารที่เปลี่ยนแปลงรูปไปอยู่ในแต่ละวัฏภาคจะพิจารณาในหน่วยมวลของสารนั้นๆ ซึ่งจะทำให้ง่ายต่อการคำนวณ

ให้ M_T = จำนวนโมลของมีเทนทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ

C_T = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ

M_L = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ

C_L = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ

M_G = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ

C_G = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ

- ค่าคงที่ของเฮนรีที่อุณหภูมิเท่ากับ 30 องศาเซลเซียส

K_{CH_4} = 1.24 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ

K_{CO_2} = 29.9 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะได้ก๊าซเกิดขึ้น 2 ชนิด คือ ก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งจะละลายอยู่ในน้ำและอีกส่วนหนึ่งจะหนีออกไปอยู่ในบรรยากาศเหนือน้ำ ดังนั้นผลรวมของก๊าซที่เกิดขึ้นทั้งหมดในรูปมวลจะเท่ากับมวลของก๊าซที่ละลายอยู่ในน้ำรวมกับมวลของก๊าซที่อยู่เหนือน้ำ จากความสัมพันธ์นี้สามารถเขียนออกมาเป็นสมการได้ดังนี้

ก๊าซมีเทน

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

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

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

และจากความสัมพันธ์ของก๊าซในบรรยากาศเมื่อคิดในรูปของความดันพาร์เชียลจะได้ว่า

$$\text{ความดันพาร์เชียลของมีเทน, } P_{\text{CH}_4} = M_G / (M_G + C_G) \quad (4.3)$$

$$\text{ความดันพาร์เชียลของคาร์บอนไดออกไซด์, } P_{\text{CO}_2} = C_G / (M_G + C_G) \quad (4.4)$$

จากกฎของเฮนรี่ ที่กล่าวว่า “ความเข้มข้นของก๊าซที่ละลายน้ำจะเท่ากับค่าคงที่ของการละลายคูณด้วยความดันพาร์เชียลของก๊าซนั้น” จะได้ว่า

$$\text{ความเข้มข้นของมีเทนละลายน้ำ, } M_L = K_{\text{H,CH}_4} \times P_{\text{CH}_4} \quad (4.5)$$

แทนค่า สมการ (4.1) และ (4.3) ลงในสมการที่ (4.5) แล้วจัดรูปใหม่

$$\begin{aligned}M_T - M_G &= K_{\text{H,CH}_4} \times M_G / (M_G + C_G) \\C_G &= [(K_{\text{H,CH}_4} \times M_G) / (M_T - M_G)] - M_G\end{aligned}\quad (4.6)$$

$$\text{ความเข้มข้นของคาร์บอนไดออกไซด์ละลายน้ำ, } C_L = K_{\text{H,CO}_2} \times P_{\text{CO}_2} \quad (4.7)$$

แทนค่า สมการ (4.2) และ (4.4) ลงในสมการ (4.7) แล้วจัดรูปใหม่

$$C_T - C_G = K_{H,CO_2} \times C_G / (M_G + C_G)$$

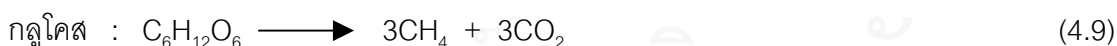
$$M_G = [(K_{H,CO_2} \times C_G) / (C_T - C_G)] - C_G \quad (4.8)$$

จากข้อกำหนดและสมการที่ 4.1 - 4.8 สามารถนำไปใช้หาคำนวนปริมาณก๊าซได้

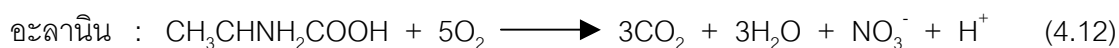
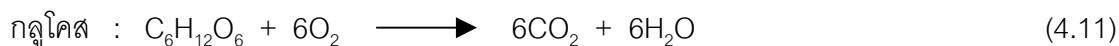
น้ำเสียที่ใช้ที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากอาคารสูง ซึ่งน้ำเสียดังกล่าวเป็นน้ำเสียที่มีธาตุไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนสูง จึงกำหนดให้น้ำเสียดังกล่าวมีคุณสมบัติเป็นน้ำเสียประเภทโปรตีน โดยน้ำเสียประเภทนี้เมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะถูกไฮโดรไลซ์ให้โมเลกุลมีขนาดเล็กลง กลายเป็นกรดอะมิโน และถูกแบคทีเรียสร้างกรดย่อยสลายให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย อะมิโน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจน และสุดท้ายจะถูกย่อยโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนให้เป็นมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย โดยแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นให้เป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต เป็นผลให้สภาพต่างในระบบสูงขึ้น

สำหรับน้ำเสียประเภทโปรตีนโดยทั่วไปจะไม่พบว่ามีเฉพาะโปรตีนทั้งหมด แต่จะมีส่วนผสมของคาร์โบไฮเดรตปนอยู่ด้วย ในปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นกับลักษณะน้ำเสีย แต่ในการทดลองนี้จะสมมติว่า ในน้ำเสียมีคาร์โบไฮเดรตอยู่ 50 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งจะใช้กลูโคสเป็นตัวแทนสูตรทางเคมี และมีโปรตีนอยู่ 50 เปอร์เซ็นต์ โดยสูตรทางเคมีที่ใช้เป็นตัวแทนคือ อะลานิน (Alanine) ซึ่งมีสูตรทางเคมีว่า CH_3CHNH_2COOH มีสมการการย่อยสลายและสมการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ ดังนี้

- สมการย่อยสลายสารอินทรีย์



- สมการออกซิไดซ์สารอินทรีย์



จากสมการทั้ง 4 ข้างต้น จะได้ว่า การย่อยสลายกลูโคส 1 โมล จะใช้ออกซิเจน 6 โมล หรือกล่าวได้ว่า ซีโอดีของกลูโคสเท่ากับ 6 โมล ต่อ 1 โมลของกลูโคส และในการย่อยสลายกลูโคสแบบไม่ใช้อากาศ 1 โมล จะเกิดเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่า ซีโอดี 6 โมล จะเกิดเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล

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

ซีโอดี 1 โมล จะเป็นซีโอดีจากกลูโคส 0.5 โมล และเกิด $\text{CH}_4 = 0.5 \times 0.5 = 0.25$ โมล

$\text{CO}_2 = 0.5 \times 0.5 = 0.25$ โมล

เป็นซีโอดีจากอะลานิน 0.5 โมล และเกิด $\text{CH}_4 = 0.5 \times (1.5/5) = 0.15$ โมล

$\text{CO}_2 = 0.5 \times (0.5 \times 0.5) = 0.05$ โมล

$\text{HCO}_3^- = 0.5 \times (1/5) = 0.10$ โมล

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

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

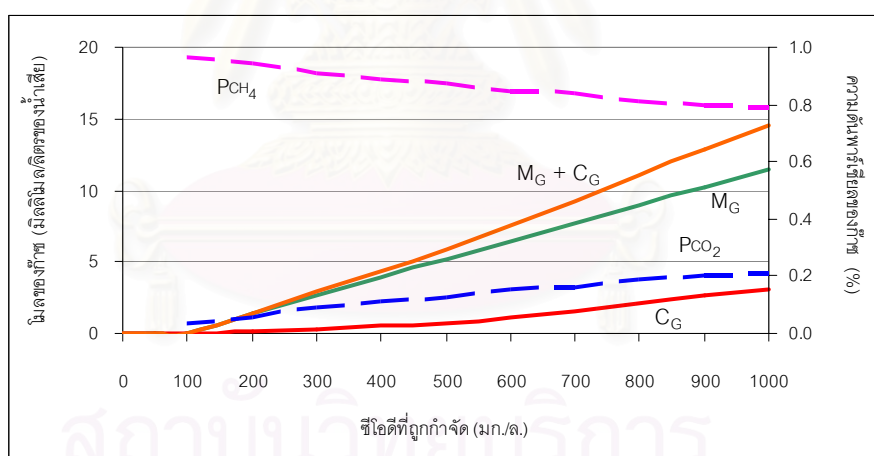
จะให้ มีเทน, $M_T = (C/32) \times 0.40$ มิลลิโมล/ล.

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

การคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นสามารถทำได้โดยการ Trial & error ดังนี้

1. กำหนดค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด (C), มก./ล.
2. คำนวณหาค่า 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. คำนวณหา 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 ซึ่งกำหนดซีโอดีที่ถูกกำจัดของน้ำเสียตั้งแต่ 50 ถึง 500 มก./ล. จะได้ผลดังตารางที่ 4.5 และนำความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมาสร้างเป็นกราฟได้ดังรูปที่ 4.30



รูปที่ 4.30 ความสัมพันธ์ระหว่างซีโอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

จากผลการคำนวณในตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.30 จะเห็นได้ว่า ระบบที่ทำการทดลองสามารถกำจัดค่า ซีโอดีได้ประมาณ 100 - 150 มก./ล. เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ทดลองเป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีต่ำ ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถละลายน้ำได้ทั้งหมด ซึ่งเป็นสาเหตุให้ไม่สามารถตรวจสอบปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นโดยอุปกรณ์วัดก๊าซที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ได้

ตารางที่ 4.6 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด

ซีไอดีที่ถูกกำจัด		จำนวนโมลของก๊าซ		จำนวนโมลของก๊าซเหนือผิวน้ำ		จำนวนโมลของก๊าซที่ละลายน้ำ		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	1.56	0.63	0.47	0.00	0.00	0.63	0.47	0.00	0.00	0.00	0.00
100	3.13	1.25	0.94	0.05	0.00	1.20	0.94	0.97	0.03	0.05	0.00
200	6.25	2.50	1.88	1.33	0.08	1.17	1.80	0.94	0.06	1.41	0.03
300	9.38	3.75	2.81	2.62	0.26	1.13	2.56	0.91	0.09	2.88	0.06
400	12.50	5.00	3.75	3.9	0.50	1.10	3.25	0.89	0.11	4.40	0.10
500	15.63	6.25	4.69	5.17	0.77	1.08	3.92	0.87	0.13	5.94	0.13
600	18.75	7.50	5.63	6.45	1.17	1.05	4.46	0.85	0.15	7.62	0.17
700	21.88	8.75	6.56	7.71	1.48	1.04	5.08	0.84	0.16	9.19	0.21
800	25.00	10.00	7.50	8.99	2.05	1.01	5.45	0.81	0.19	11.04	0.25
900	28.13	11.25	8.44	10.26	2.59	0.99	5.85	0.80	0.20	12.85	0.29
1000	31.25	12.50	9.38	11.52	3.06	0.98	6.32	0.79	0.21	14.58	0.33

หมายเหตุ

- (1) กำหนด
- (2) เท่ากับ (1) / 32
- (3) เท่ากับ (2) x 0.40 (มิลลิโมล/ล.)
- (4) เท่ากับ (2) x 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) x 22.4 / 1000 (ลิตร)

4.7 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน

งานวิจัยนี้ได้มุ่งเน้นศึกษาเรื่องความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์อ็อกซิเจนที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบหรือไม่ ซึ่งผลที่ได้จากการทดลองนั้นสามารถสรุปได้ว่า ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน โดยแบ่งประสิทธิภาพของระบบออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลาย และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง โดยที่สารละลายคือ ซีโอดี และบีโอดี เป็นต้น ส่วนของแข็ง คือ ของแข็งแขวนลอย ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอย แสดงดังตารางที่ 4.7

ตารางที่ 4.7 ประสิทธิภาพของระบบที่ความเร็วไหลขึ้น และภาวะบรรทุสารอินทรีย์ต่าง ๆ

ภาวะบรรทุสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)	ประสิทธิภาพการกำจัด (%)					
	ซีโอดี (มก./ล.)		บีโอดี (มก./ล.)		ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)	
	ความเร็ว ไหลขึ้น 3 ม./ชม.	ความเร็ว ไหลขึ้น 6 ม./ชม.	ความเร็ว ไหลขึ้น 3 ม./ชม.	ความเร็ว ไหลขึ้น 6 ม./ชม.	ความเร็ว ไหลขึ้น 3 ม./ชม.	ความเร็ว ไหลขึ้น 6 ม./ชม.
1	68	75	61	66	37	25
2	64	68	47	54	36	26

จากตารางที่ 4.7 และรูปที่ 4.31 สามารถวิเคราะห์ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน โดยแบ่งพารามิเตอร์ได้ดังนี้

1) ค่าซีโอดี

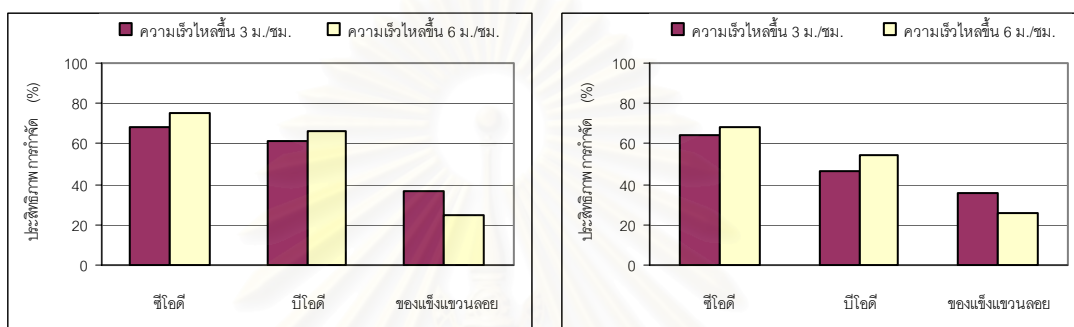
ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อการกำจัดซีโอดี ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ละลาย เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นในระบบอ็อกซิเจนนั้นเกิดจากการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูง ทำให้จุลินทรีย์มีโอกาสสัมผัสกับสารอินทรีย์ละลายมากขึ้น อีกทั้งความปั่นป่วนที่เกิดขึ้นในระบบจากความเร็วไหลขึ้นยังช่วยให้การถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสีย และจุลินทรีย์เป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพ จึงส่งผลทำให้ระบบที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงตามไปด้วย

2) บีโอดี

ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อการกำจัดบีโอดีเป็นไปในลักษณะเดียวกับซีโอดี เนื่องจากค่าบีโอดีเป็นสารอินทรีย์ละลายที่เป็นส่วนหนึ่งของค่าซีโอดี

3) ของแข็งแขวนลอย

ความเร็วไหลขึ้นมีผลทำให้การกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบอีจีเอสบีมีประสิทธิภาพลดลง เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นที่สูงจะทำให้ของแข็งแขวนลอยที่มีน้ำหนักเบา หรือตกตะกอนได้ช้าไม่สามารถตกตะกอนอยู่ในถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีได้ ทำให้ของแข็งดังกล่าวหลุดออกจากระบบได้โดยง่าย ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าลดลงที่ความเร็วไหลขึ้นมีค่าสูง



ก) ภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ 1 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

ข) ภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน

รูปที่ 4.31 ผลของความเร็วไหลขึ้นต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

4.8 ผลของภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

จากตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.32 พบว่า ภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีเช่นกัน วิเคราะห์ผลของภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยแบ่งเป็นพารามิเตอร์เช่นเดียวกับผลของความเร็วไหลขึ้น ดังนี้

1) ซีไอดี

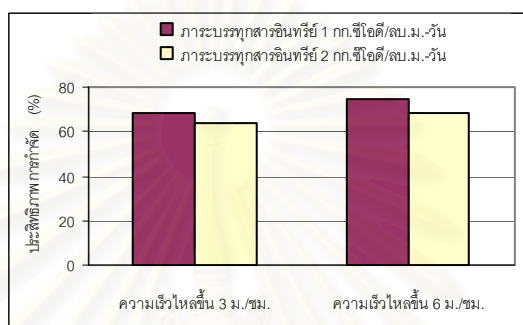
ภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ที่เพิ่มสูงขึ้นจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของระบบอีจีเอสบีได้ โดยที่ภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ที่สูง ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีจะลดลง

2) บีไอดี

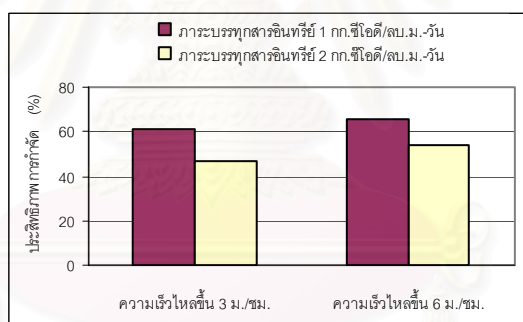
ผลของภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์ที่มีต่อบีไอดีสอดคล้องกับค่าซีไอดีเช่นกัน โดยที่ภาวะบรรทุกระบายอินทรีย์สูง ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีไอดีลดลง

3) ของแข็งแขวนลอย

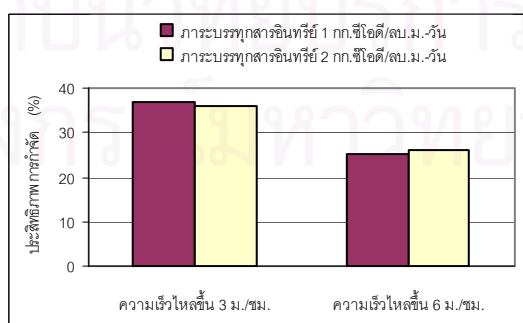
ของแข็งแขวนลอยเป็นพารามิเตอร์ที่ไม่ได้รับผลกระทบจากการเพิ่มขึ้นของภาวะบรรทุksารอินทรีย์ เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีค่าซีไอดีที่ต่ำมาก ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจึงละลายอยู่ในน้ำเป็นส่วนใหญ่ ดังนั้นความปั่นป่วนภายในถังปฏิกรณ์ทั้งหมดจึงเกิดจากการเวียนน้ำกลับ โดยไม่มีความปั่นป่วนที่เกิดจากฟองก๊าซชีวภาพ ซึ่งความปั่นป่วนดังกล่าวสามารถแปรผันได้ตามค่าภาวะบรรทุksารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น



ก) ซีไอดี



ข) บีไอดี



ค) ของแข็งแขวนลอย

รูปที่ 4.32 ผลของภาวะบรรทุksารอินทรีย์ต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

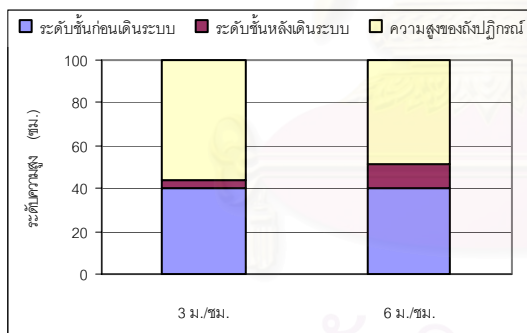
4.9 การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริง

ความเร็วไหลขึ้นที่สูงในระบบส่งผลต่อการขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริง ผลการทดลองเป็นไปดังตารางที่ 4.8

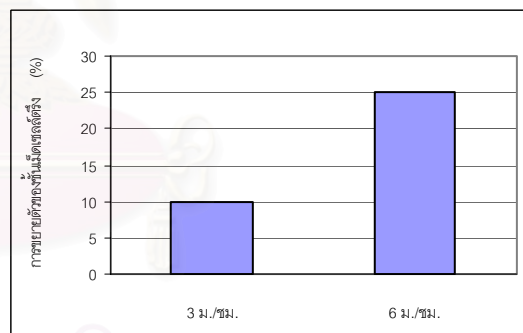
ตารางที่ 4.8 การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริง

ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	ระดับชั้นเม็ดเซลล์ตริง (ชม.)	การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริง (%)
3	44	10
6	50	25

จากผลการทดลองที่ได้ และรูปที่ 4.33 พบว่า การเพิ่มความเร็วไหลขึ้น ทำให้ชั้นของเม็ดเซลล์ตริงมีการขยายตัวมากขึ้นตามไปด้วย แต่การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริงมีค่อนข้างน้อยเนื่องจากเม็ดเซลล์ตริงมีความเร็วในการตกตะกอนสูง เนื่องมาจากขนาด และความหนาแน่นของเม็ดเซลล์ตริง



ก) ระดับชั้นต่าง ๆ ในถังปฏิกรณ์



ข) การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริงที่ความเร็วต่าง ๆ

รูปที่ 4.33 การขยายตัวของชั้นเม็ดเซลล์ตริงในถังปฏิกรณ์

4.10 การประเมินราคาที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง

เม็ดเซลล์ตรึงจุลินทรีย์สามารถสร้างได้ง่าย และใช้ระยะเวลาในการสร้างไม่นานนัก แต่ข้อจำกัดในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง คือ ราคาสารเคมีที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง ซึ่งสารเคมีที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึงเป็นสารเคมีที่มีราคาสูง โดยมีราคาสารเคมีดังต่อไปนี้

- โซเดียมอัลจิเนต ราคา 2,000 บาท/กก.
- แคลเซียมคลอไรด์ ราคา 50 บาท/กก.

และปริมาณสารเคมีที่ใช้ต่อการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง 1 ลิตร

- โซเดียมอัลจิเนต ปริมาณ 30 กรัม
- แคลเซียมคลอไรด์ ปริมาณ 37 กรัม

ราคาสารเคมีที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง 1 ลิตร

- โซเดียมอัลจิเนต ราคา 60 บาท
- แคลเซียมคลอไรด์ ราคา 1.85 บาท

รวมราคาที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง 1 ลิตร เท่ากับ 61.85 บาท

คิดเป็นราคาที่ใช้ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึง 1 ลบ.ม. เท่ากับ 61,850 บาท

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

จากผลการทดลองการนำเซลล์ตรึงจุลินทรีย์มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี สามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

1) เซลล์ตรึงที่เหมาะสมที่นำมาใช้ในการทดลองใช้ความเข้มข้นโซเดียมอัลจิเนตร้อยละ 3.0 และมีความเข้มข้นของจุลินทรีย์ 30,000 มก./ล. เส้นผ่าศูนย์กลางของเม็ดเซลล์ตรึงมีขนาด 3.0 มม.

2) ถึงปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 6 ม./ชม.) ซึ่งมีการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงกว่าถึงปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.) สามารถปรับตัวให้คุ้นเคยกับ น้ำเสียได้ในระยะเวลาอันสั้น

3) ถึงปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 6 ม./ชม.) ซึ่งมีการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงกว่าถึงปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.) จะมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปสารละลายสูง เช่น ค่าซีโอดี และบีโอดี เป็นต้น ในขณะที่ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งแขวนลอยจะมีค่าต่ำ เนื่องจากการเวียนน้ำในระบบทำให้สภาพทาง วิศวกรรมในระบบมีความปั่นป่วนสูง ยากแก่การตกตะกอนของของแข็งแขวนลอย

4) ถึงปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 6 ม./ชม.) ซึ่งมีการเวียนน้ำกลับในอัตราส่วนที่สูงกว่าถึงปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.) จะมีค่าพีเอชในระบบสูงกว่า เนื่องจากการเวียนน้ำกลับของระบบอีจีเอสบีเป็นการนำสภาพต่างกลับมาสะเทินกรดไขมันระเหยในระบบ

5) เซลล์ตรึงที่ทำการตรึงโดยโซเดียมอัลจิเนต และแคลเซียมอัลจิเนตนั้น ไม่สามารถทนต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์บางประเภทได้ดีนัก จึงไม่สามารถใช้ในการบำบัดน้ำเสียโดยตรงได้ แต่อาจนำมาใช้ตรึงเซลล์ของจุลินทรีย์เฉพาะประเภทที่สามารถบำบัดสารเคมีที่มีลักษณะเฉพาะเพื่อใช้ร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียที่ต้องการบำบัดสารบางชนิด เช่น ซัลเฟต เป็นต้น

6) สารเคมีที่ใช้ในการสร้างเซลล์ตรึงเป็นสารเคมีที่มีราคาสูง โดยคิดเป็นราคาสารเคมีสำหรับการสร้างเม็ดเซลล์ตรึงเท่ากับ 61,850 บาท

5.2 ข้อเสนอแนะ

- 1) ศึกษาการสร้างเม็ดเซลล์ตรึงโดยใช้จุลินทรีย์ชนิดอื่น
- 2) ศึกษาการนำเซลล์ตรึงไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีลักษณะเฉพาะตัว เช่น น้ำเสียกากส่าที่ต้องการจุลินทรีย์ที่สามารถลดสีน้ำเสียกากส่าได้
- 3) ศึกษาการนำเซลล์ตรึงไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียร่วมระบบบำบัดน้ำเสียชนิดอื่น



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 6

ความสำคัญของงานวิจัยทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

จากผลการทดลองที่ได้ สามารถสรุปถึงความสำคัญของงานวิจัยทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ดังนี้

เม็ดเซลล์ตรึง

1. ในการสร้างเม็ดเซลล์ตรึงในสามารถกักเซลล์จุลินทรีย์ไว้ได้ดีนั้น ต้องใช้ความเข้มข้นของโซเดียมอัลจิเนตที่ร้อยละ 3.0 (โดยน้ำหนักต่อปริมาตร)
2. การใช้ความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์ที่สูงจะส่งผลทำให้เซลล์จุลินทรีย์มีโอกาสหลุดออกจากเม็ดเซลล์ตรึงได้ง่าย
3. เม็ดเซลล์ตรึงสามารถถุกย่อยสลายได้โดยเซลล์จุลินทรีย์ จากผลการทดลองของงานวิจัยนี้ พบว่า เม็ดเซลล์สามารถทนต่อการย่อยสลายของเซลล์จุลินทรีย์ในระบบได้นานประมาณ 4 เดือน

ระบบอีจีเอสบี

1. จากงานวิจัยนี้ พบว่า ระบบอีจีเอสบีที่ทำงานร่วมกับเซลล์ตรึงสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน หรือคิดเป็นเวลาการกักน้ำเสียในระบบเท่ากับ 2 ชั่วโมง สำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ
2. ความเร็วไหลขั้นต่ำที่เหมาะสมเท่ากับ 3 ม./ชม. ถึงแม้ว่าที่ความเร็วไหลขั้นต่ำ 6 ม./ชม. ระบบจะมีประสิทธิภาพสูงกว่า แต่มีค่าสูงกว่ากันไม่มากนัก

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- คำพูน คุณานุกร. การตรึงเซลล์สเตรปโตมัยซิส 190-1 ที่มีกลูโคสไอโซเมอเรส. วิทยานิพนธ์ปริญญาามหาบัณฑิต ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2531.
- ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์. ผลกระทบของอิออนของนิกเกิลและโคบอลต์ต่อการทำงานของยูเอเอสพี. วิทยานิพนธ์ปริญญาามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2539.
- ตุลชัย แจ่มใส. ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบชั้นเม็ดตะกอนขยายตัวสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2545.
- ธีระ เกรอต. วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2539.
- พีรพงษ์ พิทยากร. การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยระบบยูเอเอสพี. วิทยานิพนธ์ปริญญาามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2530.
- ภรณ์ ลิ้มปิสุต. การตรึงเซลล์ *Candida oleophila* C-73 เพื่อผลิตกรดมะนาว. วิทยานิพนธ์ปริญญาามหาบัณฑิต ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2538.
- ภาวิณี คณาสวัสดิ์. การตรึงเอนไซม์และเซลล์. ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, 2531.
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. คู่มือวิเคราะห์คุณภาพน้ำ. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2543.
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2545.
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2542.

สมพงษ์ นิลประยูร. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอัฟโฟลว์แอนแอโรบิคสัลดจ์แบบลงเกิด. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, 2536.

สินธุ์ ศศิยศชาติ. บทบาทของสภาพต่างต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2544.

อัจฉรา ปิติปัญญากุล. เซลล์จุลินทรีย์ตรึงรูปสำหรับการลดความขมของน้ำมะนาวธรรมชาติ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาเทคโนโลยีทางอาหาร คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2532.

ภาษาอังกฤษ

Bogte, J.J., Breure, A.M., Van Andel, J.G., Lettinga, G. Anaerobic treatment of domestic wastewater in small scale UASB reactors. Wat.Sci.Tech. 27, 9 (1993) : 75-82.

Cheetham, P.S.J., Blunt, K.W. and Bucke, C. Physical studies on cell immobilization using calcium alginate gels. Biotech.and Bioeng. 21 (1979) : 2155-2168.

Chernocharo, C.A.L. and Cardoso, M.R. Development and evaluation of a partitioned Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor for the treatment of domestic sewage from small villages. Wat.Sci.Tech. 40, 8 (1999) : 107-113.

Chibata, I. and Wingard, Jr.L.B. Immobilized Microbial Cells. Applied Biochemistry and Bioengineering. 9 (1983) : 1-4.

Dolfing, J., Granulation in UASB Reactor. Wat.Sci.Tech. 18 , 12 (1986) : 15-25.

Dolfing, J. Kinetics of methane formation by granulation sludge at low substrate concentration. Appl.Microbial.Biotechnol. 22 (1985) : 77-81.

Draaijer, H., Mass, J.A.W., Schaapman, J.E., Khan, A. Performance of the 5 MLD. UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India. Wat.Sci.Tech. 25, 7 (1992) : 123-133.

Fang, H.H., Chui, H.K., Li. Y.Y. Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewater. Wat.Sci.Tech. 30, 12 (1994) : 87-96.

- Gorris LPM, Van Deursen JMA and Van Der Drift C., Inhibition of Propionate Degradation by Acetate in methanogenic Fluidized Bed Reactor. Biotechnology Letter. 11, 1 (1989) : 61-66.
- Guiot, S.R., Pauss, A., Corterton, J.W. A Structure model of the anaerobic granule consortium. Wat.Sci.Tech. 25, 7 (1992) : 1-7.
- Hulshoff Pol, L.W., de Zeeuw, W.J. Velzeboer, C.T.M. and Lettinga, G., Granulation in UASB Reactor. Wat.Sci.Tech. 15 (1983):291-304
- Kato, M.T., Field, J.A., Lettinga, G. The anaerobic treatment of low strength wastewaters in UASB and EGSB reactor. Wat.Sci.Tech. 36, 6-7 (1997) : 375-382.
- Kato, M.T., Field, J.A., Versteeg, P., Lettinga, G. Feasibility of Expanded Granular Sludge Bed reactors for the anaerobic treatment of low-strength soluble wastewater. Biotechnology and Bioengineering. 30, 12 (1994) : 87-96.
- Kiryama, K., Tanaka, Y., Mori, I. Field test of a composite methane gas production system incorporating a membrane module for municipal sewage. Wat.Sci.Tech. 25, 7 (1992) : 135-141.
- Krispa, S.S., Low Strength (Domestic) Wastewater Treatment by Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor. A.I.T. Master,s Thesis. (1992).
- Lalit, K.A., Highrate Treatment of Low Strength (Domestic) Wastewater Treatment by Modified Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor. Biotechnology and Bioengineering. 25 (1983) : 1701-1723.
- Lettinga, G., Roersma, R., Grin, P. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. Biotechnology and Bioengineering. 25 (1983) : 1701-1723.
- Lettinga, G., De Man, A., Van Der Last, A.R.M., Wiegant, W., Van Knippenberg, K., Frijns, J., Van Buuren, J.C.L. Anaerobic treatment of domestic sawage and wastewater. Wat.Sci.Tech. 27, 9 (1993) : 67-73.
- Lettinga, G., Sustainable integrated biological wastewater treatment. Wat.Sci.Tech. 33, 3 (1996) : 85-98.
- Mawson, A.J., Earle, R.L., and Larsen, V.F., Degradation of Acetic and Propionic Acids in the Methane Fermentation. Wat.Res. 25, 12 (1991) : 1549-1554.

- Metcalf and Eddy. Anaerobic Suspended Growth Treatment Processes. In Wastewater engineering Treatment Disposal Reuse. McGraw Hill International Editions. (1991)
- McKane, L. and Kendal, J. Microbiology : essentials and applications. McGraw Hill. (1996) : 84-87.
- Rinzema, A., Van Veen, H., Lettinga, G. Anaerobic digestion of triglyceride emulsions in Expanded Granular Sludge Bed reactors with modified sludge separators. Environmental Technology. 14 (1993) : 423-432.
- Ruiz, I., Soto, M., Veiga, M.C., Ligeró, P., Vega, A., Blázquez, R. Performance of and biomass characterisation in a UASB reactor treating domestic wastewater at ambient temperature. Water SA. 24, 3 (1998) : 215-222.
- Sam-Soom, PALNS., Loewenthal, R.E., Dold, P.L., and Marais, GVR, Hypothesis for pelletisation in the Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor. Water SA. 13, 2 (1987) : 69-80.
- Schellinkhout, A. UASB technology for sewage treatment : experience with a full scale plant and its applicability in Egypt. Wat.Sci.Tech. 27, 9 (1993) : 173-180.
- Schellinkhout, A. and Collazos, C.J. Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. Wat.Sci.Tech. 25, 7 (1992) : 159-166.
- Schmidt, J.E., and Ahring, B.K. Granular Sludge formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors. Biotechnology and Bioengineering. 49 (1995) : 229-246.
- Seghezzi, L., Zeeman, G., Vvan Lier, J.B., Hamelers, H.V.M., Lettinga, G.A. The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresources Technology. 65 (1998) : 175-190.
- Van der Last, A.R.M. and Lettinga, G. Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities. Wat.Sci.Tech. 25, 7 (1992) : 167-178.
- Van Haandal, A.C. and Lettinga, G. Anaerobic sewage Treatment. Chicester John Wiley&Sons Ltd. (1994) : 485-497



ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก ก

ผลการทดลอง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก-1 แสดงค่าซีไอดีตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	ซีไอดี (มก./ล.)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
28/4/2546	198	150	24.24	145	26.77
30/4/2546	185	120	35.14	106	42.70
2/5/2546	180	99	45.00	76	57.78
5/5/2546	172	70	59.30	65	62.21
7/5/2546	184	66	64.13	60	67.39
9/5/2546	190	68	64.21	60	68.42
12/5/2546	185	64	65.41	58	68.65
14/5/2546	180	60	66.67	55	69.44
16/5/2546	173	63	63.58	50	71.10
19/5/2546	178	65	63.48	45	74.72
21/5/2546	177	60	66.10	44	75.14
23/5/2546	162	60	62.96	42	74.07
26/5/2546	168	58	65.48	46	72.62
28/5/2546	178	60	66.29	48	73.03
30/5/2546	184	62	66.30	45	75.54
2/6/2546	174	58	66.67	43	75.29
4/6/2546	185	58	68.65	44	73.81
6/6/2546	182	60	67.03	45	74.72
9/6/2546	174	54	68.97	48	74.05
11/6/2546	168	55	67.26	42	75.72
13/6/2546	172	54	68.60	40	77.40
16/6/2546	155	50	67.74	42	77.17
18/6/2546	171	52	69.59	41	76.02
20/6/2546	177	54	69.49	42	76.27
23/6/2546	160	50	68.75	40	75.00
25/6/2546	165	54	67.27	40	75.76
n	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	173	55	67.89	43	75.37
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	9.01	3.84	1.17	2.78	1.26

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-2 แสดงค่าบีโอดีตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	บีโอดี (มก./ล.)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
30/4/2546	92	52	43.48	48	47.83
7/5/2546	84	40	52.38	37	55.95
14/5/2546	85	35	58.82	32	62.35
21/5/2546	78	32	58.97	29	62.82
28/5/2546	82	34	58.54	30	63.41
4/6/2546	90	35	61.11	29	67.78
11/6/2546	84	32	61.90	28	66.67
18/6/2546	79	31	60.76	26	67.09
25/6/2546	82	32	60.98	27	67.07
n	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	83	33	60.66	28	66.40
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	4.10	1.64	1.26	1.58	1.72

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำการศึกษาทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-3 แสดงค่าของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
28/4/2546	36	24	33.33	29	19.44
30/4/2546	28	20	28.57	22	21.43
2/5/2546	42	31	26.19	34	19.05
5/5/2546	35	26	25.71	28	20.00
7/5/2546	52	28	46.15	35	32.69
9/5/2546	45	27	40.00	33	26.67
12/5/2546	31	22	29.03	24	22.58
14/5/2546	39	25	35.90	29	25.64
16/5/2546	50	28	44.00	36	28.00
19/5/2546	43	29	32.56	34	20.93
21/5/2546	58	32	44.83	38	34.48
23/5/2546	51	35	31.37	36	29.41
26/5/2546	47	31	34.04	37	21.28
28/5/2546	50	29	42.00	33	34.00
30/5/2546	45	28	37.78	35	22.22
2/6/2546	38	26	31.58	31	18.42
4/6/2546	51	33	35.29	39	23.53
6/6/2546	43	27	37.21	35	18.60
9/6/2546	40	28	30.00	33	17.50
11/6/2546	55	34	38.18	37	32.73
13/6/2546	49	33	32.65	39	20.41
16/6/2546	61	35	42.62	42	31.15
18/6/2546	53	29	45.28	39	26.42
20/6/2546	59	35	40.68	41	30.51
23/6/2546	45	31	31.11	35	22.22
25/6/2546	48	32	33.33	38	20.83
n	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	49	31	36.75	37	24.50
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	6.90	3.11	4.90	3.33	5.80

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-4 แสดงค่าอุณหภูมิจากระบบตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	
	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
28/4/2546	28.7	28.8
30/4/2546	29.5	29.4
2/5/2546	30.1	30.3
5/5/2546	29.3	29.3
7/5/2546	28.4	28.2
9/5/2546	27.9	28.0
12/5/2546	28.1	28.4
14/5/2546	27.6	27.8
16/5/2546	28.3	28.2
19/5/2546	29.2	29.0
21/5/2546	28.5	28.4
23/5/2546	28.6	28.7
26/5/2546	27.8	28.1
28/5/2546	28.4	28.3
30/5/2546	29.4	29.5
2/6/2546	29.5	29.5
4/6/2546	28.8	29.0
6/6/2546	30.2	30.1
9/6/2546	29.6	29.5
11/6/2546	30.1	30.2
13/6/2546	28.5	28.7
16/6/2546	29.7	29.8
18/6/2546	29.1	29.3
20/6/2546	30.0	29.9
23/6/2546	28.9	28.8
25/6/2546	29.5	29.7
n	13	13
ค่าเฉลี่ย	29.4	29.4
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	0.59	0.57

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-5 แสดงค่าพีเอชของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	พีเอช				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำในระบบ	น้ำออก	น้ำในระบบ	น้ำออก
28/4/2546	7.37	6.74	7.31	6.76	7.31
30/4/2546	7.33	6.78	7.30	6.79	7.33
2/5/2546	7.41	6.81	7.38	6.83	7.37
5/5/2546	7.53	6.84	7.52	6.89	7.52
7/5/2546	7.76	6.92	7.54	6.95	7.57
9/5/2546	7.36	6.86	7.42	6.94	7.40
12/5/2546	7.45	6.89	7.47	6.95	7.46
14/5/2546	7.78	6.94	7.59	7.05	7.65
16/5/2546	7.32	6.83	7.49	6.98	7.50
19/5/2546	7.47	6.87	7.42	6.97	7.45
21/5/2546	7.73	6.91	7.53	7.01	7.52
23/5/2546	7.68	6.89	7.49	7.03	7.53
26/5/2546	7.57	6.86	7.45	6.98	7.48
28/5/2546	7.38	6.82	7.42	6.95	7.45
30/5/2546	7.28	6.79	7.40	6.88	7.42
2/6/2546	7.53	6.82	7.48	6.94	7.51
4/6/2546	7.74	6.90	7.65	6.96	7.68
6/6/2546	7.67	6.82	7.53	6.93	7.52
9/6/2546	7.52	6.86	7.45	6.97	7.47
11/6/2546	7.39	6.80	7.42	6.92	7.44
13/6/2546	7.61	6.87	7.51	6.97	7.54
16/6/2546	7.43	6.85	7.48	6.98	7.49
18/6/2546	7.81	6.90	7.63	7.02	7.63
20/6/2546	7.51	6.86	7.49	6.99	7.50
23/6/2546	7.56	6.82	7.52	6.95	7.55
25/6/2546	7.49	6.80	7.50	6.93	7.54
n	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	7.53	6.84	7.50	6.95	7.52
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	0.15	0.04	0.07	0.04	0.07

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-6 แสดงค่าสภาพต่างทั้งหมดของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน)		
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
28/4/2546	290	275	275
30/4/2546	280	270	270
2/5/2546	300	280	275
5/5/2546	270	265	270
7/5/2546	250	260	265
9/5/2546	290	275	275
12/5/2546	275	270	270
14/5/2546	240	255	265
16/5/2546	320	290	290
19/5/2546	285	280	285
21/5/2546	265	270	275
23/5/2546	275	265	270
26/5/2546	270	260	260
28/5/2546	295	275	275
30/5/2546	330	310	300
2/6/2546	270	280	290
4/6/2546	260	260	265
6/6/2546	275	270	270
9/6/2546	300	285	280
11/6/2546	290	280	285
13/6/2546	285	270	275
16/6/2546	310	290	280
18/6/2546	275	275	270
20/6/2546	280	265	270
23/6/2546	260	255	260
25/6/2546	310	290	290
n	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	288	277	278
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	20.88	14.52	11.29

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-7 แสดงค่ากรดไขมันระเหยของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	กรดไขมันระเหย (มก./ล. หินปูน)		
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
28/4/2546	80	65	65
30/4/2546	75	55	55
2/5/2546	85	55	50
5/5/2546	60	50	50
7/5/2546	90	65	60
9/5/2546	50	50	50
12/5/2546	70	50	50
14/5/2546	90	60	55
16/5/2546	80	55	55
19/5/2546	75	50	50
21/5/2546	90	60	60
23/5/2546	80	55	60
26/5/2546	70	60	55
28/5/2546	55	50	50
30/5/2546	70	60	55
2/6/2546	80	65	60
4/6/2546	90	60	65
6/6/2546	85	65	60
9/6/2546	70	60	60
11/6/2546	60	50	50
13/6/2546	90	70	65
16/6/2546	65	60	60
18/6/2546	85	65	60
20/6/2546	70	55	55
23/6/2546	80	60	60
25/6/2546	75	60	55
n	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	75	60	58
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	11.18	5.77	4.80

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-8 แสดงค่าการดัดไข่มันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 1

วันที่	การดัดไข่มันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด		
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
28/4/2546	0.28	0.24	0.24
30/4/2546	0.27	0.20	0.20
2/5/2546	0.28	0.20	0.18
5/5/2546	0.22	0.19	0.19
7/5/2546	0.36	0.25	0.23
9/5/2546	0.17	0.18	0.18
12/5/2546	0.25	0.19	0.19
14/5/2546	0.38	0.24	0.21
16/5/2546	0.25	0.19	0.19
19/5/2546	0.26	0.18	0.18
21/5/2546	0.34	0.22	0.22
23/5/2546	0.29	0.21	0.22
26/5/2546	0.26	0.23	0.21
28/5/2546	0.19	0.18	0.18
30/5/2546	0.21	0.19	0.18
2/6/2546	0.30	0.23	0.21
4/6/2546	0.35	0.23	0.25
6/6/2546	0.31	0.24	0.22
9/6/2546	0.23	0.21	0.21
11/6/2546	0.21	0.18	0.18
13/6/2546	0.32	0.26	0.24
16/6/2546	0.21	0.21	0.21
18/6/2546	0.31	0.24	0.22
20/6/2546	0.25	0.21	0.20
23/6/2546	0.31	0.24	0.23
25/6/2546	0.24	0.21	0.19
n	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	0.26	0.22	0.21
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	0.05	0.02	0.02

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-9 แสดงค่าไออาร์พีของระบบทดลองการทดลองชุดที่ 1

วันที่	ไออาร์พี (มิลลิโวลต์)	
	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
28/4/2546	-225	-232
30/4/2546	-234	-245
2/5/2546	-251	-263
5/5/2546	-260	-275
7/5/2546	-264	-270
9/5/2546	-258	-281
12/5/2546	-267	-279
14/5/2546	-242	-271
16/5/2546	-251	-268
19/5/2546	-260	-275
21/5/2546	-249	-268
23/5/2546	-241	-267
26/5/2546	-239	-274
28/5/2546	-244	-280
30/5/2546	-256	-268
2/6/2546	-243	-275
4/6/2546	-252	-271
6/6/2546	-245	-269
9/6/2546	-250	-274
11/6/2546	-248	-281
13/6/2546	-253	-270
16/6/2546	-247	-273
18/6/2546	-261	-268
20/6/2546	-259	-276
23/6/2546	-255	-273
25/6/2546	-245	-282
n	13	13
ค่าเฉลี่ย	-251	-274
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	5.91	4.81

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-10 แสดงค่าที่เคเอ็นของระบบทดลองการทดลองชุดที่ 1

วันที่	ทีเคเอ็น (มก./ล. ในโตรเจน)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
30/4/2546	78	76	2.56	76	2.56
7/5/2546	70	67	4.29	66	5.71
14/5/2546	84	81	3.57	81	3.57
21/5/2546	76	74	2.63	74	2.63
28/5/2546	81	78	3.70	78	3.70
4/6/2546	67	66	1.49	64	4.48
11/6/2546	76	74	2.63	73	3.95
18/6/2546	64	62	3.13	62	3.13
25/6/2546	87	85	2.30	84	3.45
n	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	75	73	2.65	72	3.74
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	9.57	9.22	0.84	9.28	0.51

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-11 แสดงค่าซีไอดีตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	ซีไอดี (มก./ล.)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
30/6/2546	194	91	53.09	87	55.15
2/7/2546	175	82	53.14	76	56.57
4/7/2546	190	77	59.47	74	61.05
7/7/2546	183	72	60.66	64	65.03
9/7/2546	170	76	55.29	71	58.24
11/7/2546	181	74	59.12	68	62.43
14/7/2546	165	69	58.18	65	60.61
16/7/2546	184	73	60.33	69	62.50
18/7/2546	172	68	60.47	65	62.21
21/7/2546	167	63	62.28	60	64.07
23/7/2546	176	60	65.91	58	67.05
25/7/2546	158	57	63.92	53	66.46
28/7/2546	173	61	64.74	57	67.05
30/7/2546	186	64	65.59	59	68.28
1/8/2546	169	58	65.68	55	67.46
4/8/2546	192	68	64.58	61	68.23
6/8/2546	179	62	65.36	57	67.05
8/8/2546	188	66	64.89	59	68.28
11/8/2546	168	64	61.90	56	66.06
13/8/2546	177	65	63.28	57	66.86
15/8/2546	156	59	62.18	55	68.75
18/8/2546	163	61	62.58	53	68.82
20/8/2546	180	65	63.89	56	68.89
22/8/2546	191	67	64.92	59	69.11
25/8/2546	184	65	64.67	57	69.02
27/8/2546	172	63	63.37	55	68.02
n	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	177	64	64.07	57	68.06
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	11.15	2.96	1.30	2.19	0.95

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-12 แสดงค่าบีโอดีตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	บีโอดี (มก./ล.)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
2/7/2546	87	48	44.83	42	51.72
9/7/2546	79	47	40.51	40	49.37
16/7/2546	91	43	52.75	38	58.24
23/7/2546	87	46	47.13	39	55.17
30/7/2546	74	42	43.24	36	51.35
6/8/2546	83	44	46.99	37	55.42
13/8/2546	92	45	51.09	40	56.52
20/8/2546	80	43	46.25	38	52.50
27/8/2546	90	47	47.78	41	54.44
n	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	84	44	47.07	38	54.05
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	7.36	1.92	2.83	2.07	2.11

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-13 แสดงค่าของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
30/6/2546	51	30	41.18	36	29.41
2/7/2546	45	25	44.44	31	31.11
4/7/2546	62	40	35.48	47	24.19
7/7/2546	53	32	39.62	35	33.96
9/7/2546	55	31	43.64	38	30.91
11/7/2546	59	34	42.37	41	30.51
14/7/2546	49	30	38.78	39	20.41
16/7/2546	43	28	34.88	35	18.60
18/7/2546	51	33	35.29	35	31.37
21/7/2546	63	35	44.44	47	25.40
23/7/2546	54	31	42.59	44	18.52
25/7/2546	58	30	48.28	41	29.31
28/7/2546	49	35	28.57	37	24.49
30/7/2546	55	31	43.64	38	30.91
1/8/2546	61	39	36.07	46	24.59
4/8/2546	58	32	44.83	43	25.86
6/8/2546	64	40	37.50	52	18.75
8/8/2546	51	38	25.49	41	19.61
11/8/2546	47	33	29.79	35	25.53
13/8/2546	56	39	30.36	42	25.00
15/8/2546	52	36	30.77	40	23.08
18/8/2546	59	34	42.37	38	35.59
20/8/2546	58	35	39.66	39	32.76
22/8/2546	62	41	33.87	47	24.19
25/8/2546	55	33	40.00	41	25.45
27/8/2546	50	35	30.00	36	28.00
n	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	56	36	35.72	41	26.10
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	5.02	3.26	6.17	4.74	4.78

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-14 แสดงค่าคุณสมบัติของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	คุณสมบัติ (องศาเซลเซียส)	
	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
30/6/2546	29.2	29.1
2/7/2546	27.5	27.6
4/7/2546	27.9	28.0
7/7/2546	28.2	28.4
9/7/2546	29.1	28.9
11/7/2546	28.5	28.7
14/7/2546	30.1	30.0
16/7/2546	29.5	29.6
18/7/2546	29.8	29.8
21/7/2546	28.1	28.0
23/7/2546	30.1	30.1
25/7/2546	28.5	28.5
28/7/2546	29.6	29.6
30/7/2546	29.1	29.1
1/8/2546	28.3	28.4
4/8/2546	27.9	28.0
6/8/2546	28.5	28.5
8/8/2546	28.8	28.9
11/8/2546	28.2	28.2
13/8/2546	29.8	29.8
15/8/2546	30.0	29.9
18/8/2546	28.7	28.7
20/8/2546	29.9	30.0
22/8/2546	28.2	28.1
25/8/2546	29.3	29.2
27/8/2546	28.4	28.5
n	13	13
ค่าเฉลี่ย	28.9	28.9
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	0.71	0.69

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-15 แสดงค่าพีเอชของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	พีเอช				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ไบโอที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำในระบบ	น้ำออก	น้ำในระบบ	น้ำออก
30/6/2546	7.42	6.77	7.35	6.84	7.34
2/7/2546	7.38	6.81	7.33	6.88	7.33
4/7/2546	7.57	6.85	7.54	6.91	7.55
7/7/2546	7.51	6.80	7.49	6.89	7.47
9/7/2546	7.64	6.82	7.58	6.93	7.55
11/7/2546	7.55	6.80	7.53	6.94	7.51
14/7/2546	7.68	6.88	7.60	6.97	7.62
16/7/2546	7.72	6.84	7.64	6.95	7.60
18/7/2546	7.62	6.86	7.57	6.92	7.59
21/7/2546	7.49	6.77	7.50	6.94	7.48
23/7/2546	7.41	6.75	7.45	6.89	7.44
25/7/2546	7.59	6.81	7.46	6.93	7.45
28/7/2546	7.51	6.79	7.43	6.90	7.40
30/7/2546	7.65	6.84	7.52	6.96	7.50
1/8/2546	7.61	6.82	7.49	6.91	7.51
4/8/2546	7.73	6.81	7.53	6.88	7.55
6/8/2546	7.57	6.79	7.51	6.93	7.51
8/8/2546	7.63	6.82	7.56	6.95	7.54
11/8/2546	7.67	6.87	7.53	7.01	7.52
13/8/2546	7.56	6.81	7.55	6.98	7.55
15/8/2546	7.40	6.78	7.52	6.94	7.52
18/8/2546	7.58	6.84	7.57	6.95	7.56
20/8/2546	7.66	6.87	7.55	6.97	7.54
22/8/2546	7.70	6.91	7.61	7.00	7.63
25/8/2546	7.62	6.82	7.57	6.93	7.60
27/8/2546	7.58	6.86	7.56	6.95	7.58
n	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	7.61	6.83	7.54	6.95	7.55
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	0.08	0.04	0.03	0.04	0.04

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-16 แสดงค่าสภาพต่างทั้งหมดของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	สภาพต่างทั้งหมด (มก./ล. หินปูน)		
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
30/6/2546	280	260	270
2/7/2546	300	275	270
4/7/2546	265	260	265
7/7/2546	275	265	270
9/7/2546	260	260	260
11/7/2546	270	265	260
14/7/2546	265	260	260
16/7/2546	280	270	265
18/7/2546	275	260	270
21/7/2546	290	270	280
23/7/2546	310	280	290
25/7/2546	300	270	275
28/7/2546	290	270	280
30/7/2546	275	260	265
1/8/2546	280	270	270
4/8/2546	260	260	260
6/8/2546	275	260	270
8/8/2546	270	260	260
11/8/2546	290	270	280
13/8/2546	280	270	275
15/8/2546	300	275	290
18/8/2546	290	275	280
20/8/2546	270	260	270
22/8/2546	280	270	275
25/8/2546	270	270	270
27/8/2546	290	275	280
n	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	279	267	273
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	10.96	6.33	8.57

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-17 แสดงค่ากรดไขมันระเหยของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	กรดไขมันระเหย (มก./ล. หินปูน)		
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
30/6/2546	70	60	55
2/7/2546	85	70	60
4/7/2546	65	55	55
7/7/2546	75	60	55
9/7/2546	70	60	60
11/7/2546	90	65	60
14/7/2546	75	60	55
16/7/2546	85	65	60
18/7/2546	70	60	55
21/7/2546	60	55	55
23/7/2546	55	55	55
25/7/2546	65	60	55
28/7/2546	70	65	60
30/7/2546	60	60	55
1/8/2546	75	60	55
4/5/2546	70	55	50
6/8/2546	65	55	55
8/8/2546	75	60	55
11/8/2546	90	65	60
13/8/2546	80	65	55
15/8/2546	75	60	55
18/8/2546	75	60	60
20/8/2546	65	55	50
22/8/2546	70	60	55
25/8/2546	75	60	55
27/8/2546	75	65	60
n	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	73	60	55
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	7.51	3.54	3.20

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-18 แสดงค่ากรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมดของระบบตลอดการทดลองชุดที่ 2

วันที่	กรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างทั้งหมด		
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	น้ำออกจากถังปฏิกรณ์ไบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
30/6/2546	0.25	0.23	0.20
2/7/2546	0.28	0.25	0.22
4/7/2546	0.25	0.21	0.21
7/7/2546	0.27	0.23	0.20
9/7/2546	0.27	0.23	0.23
11/7/2546	0.33	0.25	0.23
14/7/2546	0.28	0.23	0.21
16/7/2546	0.30	0.24	0.23
18/7/2546	0.25	0.23	0.20
21/7/2546	0.21	0.20	0.20
23/7/2546	0.18	0.20	0.19
25/7/2546	0.22	0.22	0.20
28/7/2546	0.24	0.24	0.21
30/7/2546	0.22	0.23	0.21
1/8/2546	0.27	0.22	0.20
4/8/2546	0.27	0.21	0.19
6/8/2546	0.24	0.21	0.20
8/8/2546	0.28	0.23	0.21
11/8/2546	0.31	0.24	0.21
13/8/2546	0.29	0.24	0.20
15/8/2546	0.25	0.22	0.19
18/8/2546	0.26	0.22	0.21
20/8/2546	0.24	0.21	0.19
22/8/2546	0.25	0.22	0.20
25/8/2546	0.28	0.22	0.20
27/8/2546	0.26	0.24	0.21
n	13	13	13
ค่าเฉลี่ย	0.26	0.22	0.20
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	0.02	0.01	0.01

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-19 แสดงค่าไออาร์พีของระบบทดลองการทดลองชุดที่ 2

วันที่	ไออาร์พี (มิลลิโวลต์)	
	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)	ภายในถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)
30/6/2546	-249	-265
2/7/2546	-257	-274
4/7/2546	-247	-269
7/7/2546	-253	-265
9/7/2546	-259	-270
11/7/2546	-254	-263
14/7/2546	-251	-265
16/7/2546	-255	-269
18/7/2546	-247	-257
21/7/2546	-260	-264
23/7/2546	-251	-275
25/7/2546	-257	-271
28/7/2546	-250	-280
30/7/2546	-245	-274
1/8/2546	-249	-269
4/8/2546	-243	-273
6/8/2546	-252	-267
8/8/2546	-250	-265
11/8/2546	-258	-272
13/8/2546	-249	-268
15/8/2546	-257	-275
18/8/2546	-255	-278
20/8/2546	-245	-271
22/8/2546	-253	-266
25/8/2546	-255	-275
27/8/2546	-250	-277
n	13	13
ค่าเฉลี่ย	-251	-272
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	4.72	4.25

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

ตารางที่ ก-20 แสดงค่าที่เคเอ็นของระบบทดลองการทดลองชุดที่ 2

วันที่	ทีเคเอ็น (มก./ล. ในโตรเจน)				
	น้ำเข้าระบบ	ถังปฏิกรณ์ใบที่ 1 (ความเร็วไหลขึ้น 3 ม./ชม.)		ถังปฏิกรณ์ใบที่ 2 (ความเร็วไหลขึ้น 6 ม./ชม.)	
		น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)	น้ำออก	ประสิทธิภาพ การกำจัด (%)
2/7/2546	85	81	4.71	81	4.71
9/7/2546	76	74	2.63	74	2.63
16/7/2546	81	78	3.70	78	3.70
23/7/2546	67	64	4.48	64	4.48
30/7/2546	77	76	1.30	74	3.90
6/8/2546	71	69	2.82	69	2.82
13/8/2546	76	74	2.63	73	3.95
20/8/2546	85	84	1.18	83	2.35
27/8/2546	78	76	2.56	76	2.56
n	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย	77	76	2.10	75	3.12
ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน	5.03	5.40	0.79	5.15	0.75

หมายเหตุ n คือ จำนวนข้อมูลที่ทำกรทดลองในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นายรองเพชร บุญช่วยดี เกิดเมื่อวันที่ 21 กันยายน พ.ศ. 2521 ที่กรุงเทพมหานคร สำเร็จการศึกษาชั้นมัธยมปลายจากโรงเรียนสวนกุหลาบวิทยาลัย สำเร็จการศึกษาปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยขอนแก่น ในปีการศึกษา 2543 และเข้าศึกษาต่อในหลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อปีการศึกษา 2544



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย