

ผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับและความเร็วไหลขึ้น
ที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี



นางสาวสุชัญญา ทองเครือ

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)

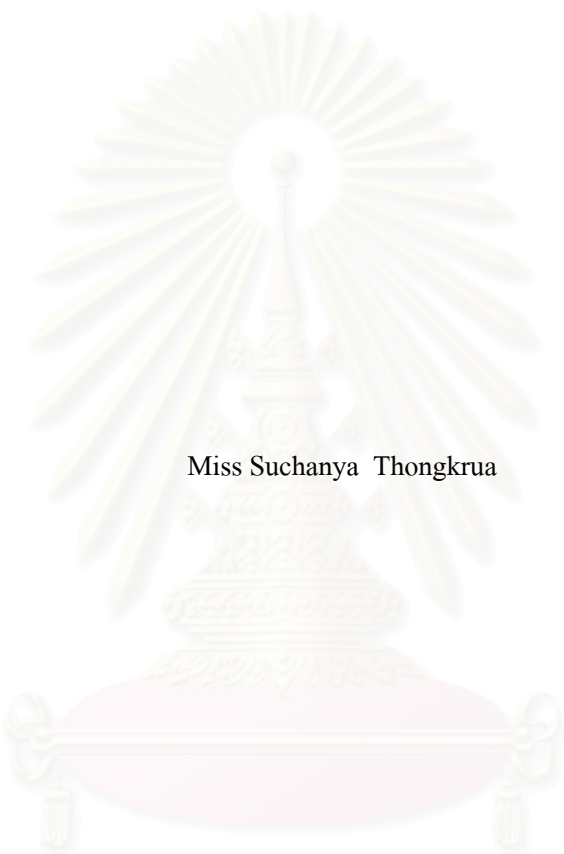
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2547

ISBN 974-17-6008-6

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

EFFECTS OF INFLUENT FLOW RATE TO RECIRCULATION FLOW RATE RATIO
AND UPFLOW VELOCITY ON EFFICIENCY OF DOMESTIC
WASTEWATER TREATMENT BY EGSB SYSTEM



Miss Suchanya Thongkrua

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science in Environmental Science (Inter-department)

Graduate School

Chulalongkorn University

Academic Year 2004

ISBN 974-17-6008-6

สุชัญญา ทองเครือ : ผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับและความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี (EFFECTS OF INFLUENT FLOW RATE TO RECIRCULATION FLOW RATE RATIO AND UPFLOW VELOCITY ON EFFICIENCY OF DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT BY EGSB SYSTEM) อ. ที่ปรึกษา : ผศ.ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 184 หน้า. ISBN 974-17-6008-6

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ประเภทอาคารเรียน จากอาคารเจริญวิศวกรรม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยศึกษาถึงผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับและความเร็วไหลขึ้น ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ งานวิจัยแบ่งออกเป็น 2 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 ควบคุมความเร็วไหลขึ้นให้คงที่เท่ากับ 4.5 ม./ชม. และทำการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับเป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 และการทดลองที่ 2 เลือกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับที่เหมาะสมหนึ่งค่าจากการทดลองที่ 1 ให้คงที่ เท่ากับ 1:11 และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นเป็น 3.5 และ 5.5 ม./ชม.

ผลการทดลองที่ 1 พบว่า ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 69.2, 72.6, 76.3 และ 74.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 72.7, 73.5, 76.6 และ 75.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 74.0, 77.4, 81.7 และ 73.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสรุปได้ว่า สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับที่ 1:11 ทำให้ระบบอีจีเอสบีมีประสิทธิภาพดีที่สุด

ผลการทดลองที่ 2 พบว่า ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 72.5 และ 79.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 74.6 และ 78.1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 82.0 และ 79.7 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสรุปได้ว่า ความเร็วไหลขึ้นมีผลต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี

ตลอดงานวิจัยนี้ไม่สามารถตรวจวัดก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นได้ เนื่องจากน้ำเสียมีความเข้มข้นซีโอดีต่ำและก๊าซชีวภาพสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบและออกไปกับน้ำทิ้ง และคุณภาพน้ำออกจากระบบอีจีเอสบีผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร ดังนั้นระบบอีจีเอสบีจึงเป็นทางเลือกหนึ่งในการนำไปใช้งานจริงเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนประเภทอาคารเรียน

สาขาวิชา.....วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม.....ลายมือชื่อนิสิต.....
ปีการศึกษา.....2547.....ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....

4589173220 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEY WORD : EGSB SYSTEME / DOMESTIC WASTEWATER

SUCHANYA THONGKRUA : EFFECTS OF INFLUENT FLOW RATE TO RECIRCULATION FLOW RATE RATIO AND UPFLOW VELOCITY ON EFFICIENCY OF DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT BY EGSB SYSTEM. THESIS ADVISOR : ASST. PROF. CHAVALIT RATANATAMSKUL, Ph.D., 184 pp. ISBN 974-17-6008-6

This research was a study on efficiency of EGSB system in treating domestic wastewater from Jarernvidsavagum building, faculty of engineering, Chulalongkorn university. The research examined the effects of influent flow rate to recirculation flow rate ratio and upflow velocity on efficiency of system. The research was divided into 2 experiments. The first experiment controlled standing upflow velocity at 4.5 m./hr. and the influent flow rate to recirculation flow rate ratios were varied at 1:3, 1:7, 1:11 and 1:15. The second experiment selected one suitable influent flow rate to recirculation flow rate ratio at 1:11 and the upflow velocities were varied at 3.5 and 5.5 m./hr..

The results obtained from the first experiment was found that at influent flow rate to recirculation flow rate ratios at 1:3, 1:7, 1:11 and 1:15, The efficiencies of COD removal were 69.2, 72.6, 76.3 and 74.6 percent, respectively, efficiencies of BOD removal were 72.7, 73.5, 76.6 and 75.6 percent, respectively and efficiencies of suspended solid removal were 74.0, 77.4, 81.7 and 73.3 percent, respectively. It could summary that the influent flow rate to recirculation flow rate ratio at 1:11 had best efficiency for treatment of overall parameters.

The results obtained from the second experiment was found that at upflow velocities 3.5 and 5.5 m./hr., The efficiencies of COD removal were 72.5 and 79.3 percent, respectively, efficiencies of BOD removal were 74.6 and 78.1 percent, respectively and efficiencies of suspended solid removal were 82.0 and 79.7 percent, respectively. It could summary that the upflow velocity had significant effects on efficiency of EGSB system.

This research could not measure biogas amount since wastewater had low COD concentration and it could also dissolve in wastewater and then go with effluent. The effluent quality from EGSB system could comply with building effluent standard. Therefore, the EGSB system is an alternative system for treating domestic wastewater.

Field of study.....Environmental Science..... Student's signature.....

Academic year.....2004..... Advisor's signature.....

กิตติกรรมประกาศ

ขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้การสนับสนุนและให้ความช่วยเหลือ ตลอดจนให้คำปรึกษาและคำแนะนำต่างๆ จนทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี

ขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชาญวิทย์ โฆษิตานนท์ รองศาสตราจารย์ ดร.ชเรศ ศรีสถิตย์ และรองศาสตราจารย์ ดร.สมใจ เพ็งปรีชา ที่กรุณาสละเวลาอันมีค่าและให้ความอนุเคราะห์ร่วมเป็นกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ตลอดจนให้คำแนะนำแก้ไขเพื่อให้วิทยานิพนธ์นี้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณ คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อนุเคราะห์สถานที่ของอาคารเจริญวิศวกรรมในการใช้เป็นที่ตั้งของถังปฏิบัติการอีจีเอสบี

ขอขอบคุณ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้อำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือวิเคราะห์ขนาดอนุภาค และขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการทุกท่านที่ได้ให้ความช่วยเหลือด้วยดีตลอดงานวิจัย

ขอขอบคุณ บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) ที่กรุณามอบทุนในการทำวิจัยนี้

ขอขอบคุณ เพื่อนๆชาวสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม และวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทุกท่านที่ได้ให้ความช่วยเหลือต่างๆ และขอขอบคุณ คุณสิทธิชัย มุ่งดี ที่เป็นกำลังใจที่ดี และให้ความช่วยเหลือในการติดตั้งระบบอีจีเอสบี รวมทั้งช่วยตรวจทานความถูกต้องในเล่มวิทยานิพนธ์

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา ที่สนับสนุนการศึกษาเป็นอย่างดีมาโดยตลอด คอยอบรมสั่งสอน และเป็นกำลังใจให้เสมอมา ตลอดจนขอขอบคุณบุคคลท่านอื่นๆ ที่มีได้กล่าวถึงในที่นี้ ที่ได้ให้ความช่วยเหลือทั้งทางตรงและทางอ้อมแก่ผู้วิจัยจนสำเร็จการศึกษา

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ญ
สารบัญรูป.....	ฎ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 การตรวจสอบเอกสาร.....	4
2.1 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจน (Anaerobic treatment).....	4
2.1.1 ลักษณะสมบัติทางชีวเคมีของกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	4
2.1.2 ปฏิกริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในการย่อยแบบไร้ออกซิเจน.....	5
2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน.....	20
2.2 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ; UASB).....	24
2.2.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี.....	24
2.2.2 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี.....	24
2.2.3 ข้อดีและข้อเสียของระบบยูเอเอสบี.....	26
2.2.4 ประเภทของ Granular sludge ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี.....	28
2.2.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดจุลินทรีย์ (Granules).....	29
2.2.6 ความสำคัญของ Extra Cellular Polymers (ECP) ต่อการเกิดเม็ด จุลินทรีย์ (Granulation).....	32
2.2.7 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดจุลินทรีย์ (Granulation).....	33
2.2.8 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	34
2.3 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed ; EGSB).....	36
2.3.1 การทำงานของระบบอีจีเอสบี.....	38

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.3.2 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี	39
2.3.3 ข้อได้เปรียบและเสียเปรียบของระบบอีจีเอสบี	42
2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	43
2.4.1 การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบ ยูเอเอสบี	43
2.4.2 การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบ อีจีเอสบี	47
2.4.3 การเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ระหว่างระบบยูเอเอสบีและระบบอีจีเอสบี	49
บทที่ 3 การดำเนินการวิจัย	50
3.1 อุปกรณ์และเครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง	50
3.2 หลักการทำงานของระบบอีจีเอสบี	51
3.3 แผนการทดลอง	51
3.4 การเตรียมน้ำเสีย	52
3.5 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง	55
3.6 การเก็บและการวิเคราะห์ตัวอย่าง	58
3.7 การควบคุมการทดลอง	59
3.8 การวิเคราะห์และแปลผลข้อมูล	59
บทที่ 4 ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล	60
4.1 ผลการวิจัย	60
4.1.1 การศึกษาผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี	60
4.1.2 การศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ อีจีเอสบี	82
4.2 การวิจารณ์ผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี	96
4.3 การวิจารณ์ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี	102
4.4 ผลของพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมระบบ	107
4.5 ก๊าซชีวภาพ	111

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.6 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	117
4.6.1 ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	117
4.6.2 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	124
4.7 การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำออกจากระบบอีจีเอสบีกับมาตรฐานน้ำทิ้งจาก อาคาร.....	127
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ.....	129
5.1 สรุปผลการวิจัย.....	129
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	130
รายการอ้างอิง.....	131
ภาคผนวก.....	137
ภาคผนวก ก ผลการทดลองช่วงที่ 1.....	138
ภาคผนวก ข ผลการทดลองช่วงที่ 2.....	151
ภาคผนวก ค ผลการทดลองช่วงที่ 3.....	163
ภาคผนวก ง ข้อมูลการกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	175
ภาคผนวก จ การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	182
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	184

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
1.1	คุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนประเภทต่างๆในประเทศไทย.....2
2.1	การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน.....13
3.1	แผนการทดลอง.....52
3.2	คุณสมบัติของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง.....55
3.3	พารามิเตอร์ วิเคราะห์ ความถี่ และตำแหน่งการเก็บตัวอย่าง.....58
4.1	ผลการทดลองที่ 1.....61
4.2	ผลการทดลองที่ 2.....83
4.3	การขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ.....105
4.4	สภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของทุกการทดลอง.....108
4.5	กรดไขมันระเหยเฉลี่ยของทุกการทดลอง.....108
4.6	พีเอชเฉลี่ยของทุกการทดลอง.....109
4.7	อุณหภูมิในน้ำออกของทุกการทดลอง.....110
4.8	โออาร์พีในน้ำออกของทุกการทดลอง.....110
4.9	ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด.....116
4.10	การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....125
4.11	การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำออกจากระบบอจีเอสบีกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร.....127
ก1	ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1.....138
ก2	บีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1.....140
ก3	ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 1.....141
ก4	สภาพต่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1.....142
ก5	กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1.....143
ก6	อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1.....144
ก7	พีเอชของการทดลองช่วงที่ 1.....146
ก8	โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1.....148
ก9	ทีเคเอ็นของการทดลองช่วงที่ 1.....149
ก10	ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1.....150
ข1	ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2.....151
ข2	บีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2.....152
ข3	ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 2.....153

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่		หน้า
ข4	สภาพต่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2.....	154
ข5	กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 2.....	155
ข6	อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2.....	156
ข7	พีเอชของการทดลองช่วงที่ 2.....	158
ข8	ไออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 2.....	160
ข9	ทีเคเอ็นของการทดลองช่วงที่ 2.....	161
ข10	ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 2.....	162
ค1	ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 3.....	163
ค2	บีโอดีของการทดลองช่วงที่ 3.....	164
ค3	ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 3.....	165
ค4	สภาพต่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 3.....	166
ค5	กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 3.....	167
ค6	อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 3.....	168
ค7	พีเอชของการทดลองช่วงที่ 3.....	170
ค8	ไออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 3.....	172
ค9	ทีเคเอ็นของการทดลองช่วงที่ 3.....	173
ค10	ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 3.....	174
จ1	การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีเมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่อ อัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) แตกต่างกันด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA).....	182
จ2	การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีเมื่อความเร็วไหลขึ้นแตกต่างกัน ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA).....	183

สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	4
2.2	6
2.3	7
2.4	7
2.5	10
2.6	11
2.7	25
2.8	27
2.9	30
2.10	31
2.11	33
2.12	34
2.13	35
2.14	36
2.15	36
2.16	40
3.1	53
3.2	54
3.3	56
3.4	57
3.5	57
4.1	62
4.2	63
4.3	63

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.4 ซีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11	64
4.5 ซีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15	64
4.6 บีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3	66
4.7 บีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7	66
4.8 บีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11	67
4.9 บีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15	67
4.10 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3	69
4.11 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7	69
4.12 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11	70
4.13 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15	70
4.14 สภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1	72
4.15 กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 1	73
4.16 พีเอชตลอดการทดลองที่ 1	75
4.17 อุณหภูมิตลอดการทดลองที่ 1	76
4.18 โออาร์พีตลอดการทดลองที่ 1	79
4.19 ทีเคเอ็นตลอดการทดลองที่ 1	80
4.20 ซัลไฟด์ตลอดการทดลองที่ 1	81
4.21 ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ	84
4.22 ซีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	85
4.23 ซีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	85
4.24 บีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	87
4.25 บีไอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	87
4.26 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	88
4.27 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	88
4.28 สภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 2	90
4.29 กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 2	90
4.30 พีเอชตลอดการทดลองที่ 2	92
4.31 อุณหภูมิตลอดการทดลองที่ 2	92
4.32 โออาร์พีตลอดการทดลองที่ 2	94

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.33	ที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 2 95
4.34	ซัลไฟด์ตลอดการทดลองที่ 2 95
4.35	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆ 96
4.36	การขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ต่างๆ 98
4.37	ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆ 100
4.38	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหล เวียนกลับต่างๆ 101
4.39	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ 103
4.40	ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ 104
4.41	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ 105
4.42	การขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ 106
4.43	ประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีที่การขยายตัวของชั้นตะกอนค่าต่างๆ 106
4.44	ความสัมพันธ์ระหว่างซีโอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น 115
4.45	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3 ความเร็ว ไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. 118
4.46	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7 ความเร็ว ไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. 119
4.47	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็ว ไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. 120
4.48	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15 ความเร็ว ไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. 121
4.49	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็ว ไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. 122

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.50	ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อิมัลซิฟิเคชันที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.123
4.51	การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1126
4.52	การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 2126
ง1	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up).....175
ง2	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:3176
ง3	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:7177
ง4	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:11178
ง5	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:15179
ง6	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5 ม./ชม.180
ง7	การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5.5 ม./ชม.181

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญของปัญหา

ในอดีตน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และมีปริมาณของแข็งแขวนลอยน้อย จะได้รับการบำบัดด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจน เช่น Activated Sludge ต่อมาได้มีการนำระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมาใช้แทน เนื่องจากมีข้อได้เปรียบ คือ ใช้พื้นที่น้อย สลัดจ์ส่วนเกินต่ำ ประหยัดพลังงานทำให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดต่ำ และได้ก๊าซชีวภาพ (Lettinga, 1996 ; Seghezzi และคณะ, 1998) ซึ่งระบบหนึ่งที่ได้มีการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 1,000 มก./ล. เช่น น้ำเสียชุมชน ได้แก่ ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ; UASB) เนื่องจากระบบยูเอเอสบีเป็นระบบที่สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนระบบอื่น กลับพบว่าส่วนใหญ่ยังไม่มียุติประสิทธิภาพในการบำบัดที่เพียงพอที่จะทำให้คุณภาพน้ำทิ้งผ่านเกณฑ์มาตรฐานได้ จึงได้มีการพัฒนาระบบยูเอเอสบีให้สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยคิดตั้งระบบหมุนเวียนน้ำทิ้งและเรียกระบบใหม่นี้ว่า อีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed ; EGSB) ซึ่งระบบนี้มีความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์สูงกว่าระบบยูเอเอสบี ทำให้ชั้นตะกอนขยายตัวได้มากกว่า ส่งผลให้การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึง (Kato และคณะ, 1994) และระบบอีจีเอสบียังสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากกว่าระบบยูเอเอสบีด้วย (Seghezzi และคณะ, 1998) ระบบยูเอเอสบีบางแห่งประสิทธิภาพในการบำบัดสูง สาเหตุหนึ่งเนื่องมาจากน้ำเสียมีความเข้มข้นซีโอดีสูงมากกว่า 400 มก./ล. แต่เมื่อนำระบบยูเอเอสบีมาบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีต่ำประมาณ 37 เปอร์เซ็นต์ (Kato, Field และ Lettinga, 1997) ดังนั้นในทางปฏิบัติระบบยูเอเอสบีจึงไม่เหมาะที่จะใช้เป็นขั้นตอนสุดท้ายของการบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่มีความเข้มข้นซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. รวมทั้งในประเทศไทยด้วย (ตุลชัย แจ่มใส, 2545) ซึ่งคุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนประเภทต่างๆในประเทศไทยแสดงดังตารางที่ 1.1

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงได้เลือกระบบอีจีเอสบีมาบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งใช้น้ำเสียจากอาคารเจริญวิศวกรรม (อาคาร 4) คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยมุ่งศึกษาผลของ

สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) และความเร็วไหลขึ้น ต่อประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ

ตารางที่ 1.1 คุณสมบัติของน้ำเสียชุมชนประเภทต่างๆในประเทศไทย (สมพงษ์ นิลประยูร, 2536)

ประเภทอาคาร	pH	TS (มก./ล.)	SS (มก./ล.)	BOD (มก./ล.)	TKN (มก./ล.)
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	740-1,020	25-69	21-170	8.5-23
ออบ อบ นวด	6.6-6.7	-	11.7	45	14-28
ตลาด	6.5-6.7	1,878-1,893	242-551	487-712	14
บ้านจัดสรร	7.3-7.5	1,925	34	38	54-72
ร้านอาหาร	5.2-6.5	-	324-416	919-2,350	654
ศูนย์การค้า	7.5-7.6	2,814-3,670	61	1,503	18
โรงเรียน	6.8-7.2	3,242	58	81	55-85
หอพัก	7.7-7.8	732	29	94-106	67

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

ศึกษาและเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนของระบบอีจีเอสบี เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เปลี่ยนแปลง และความเร็วไหลขึ้นเปลี่ยนแปลง

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

1.3.1 ทำการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้แบบจำลองระบบอีจีเอสบี จำนวน 2 ชุด ขนาด 2 ลิตรเท่ากัน โดยถังปฏิกรณ์มีเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร และสูง 1 เมตร ซึ่งติดตั้งแบบจำลองระบบอีจีเอสบีบริเวณห้องโถงของชั้นใต้ดินของอาคารเจริญวิศวกรรม (อาคาร 4) คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

1.3.2 นำเสียดตัวอย่าง ใช้น้ำเสียดจากถังพักน้ำเสียดของอาคารเจริญวิศวกรรม (อาคาร 4) คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

1.3.3 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียดชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี ภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลงของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) และความเร็วไหลขึ้น โดยแบ่งเป็น 2 การทดลองดังนี้ คือ

การทดลองที่ 1 กำหนดความเร็วไหลขึ้นคงที่เท่ากับ 4.5 ม./ชม. และทำการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15

การทดลองที่ 2 เลือกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่เหมาะสมหนึ่งค่าจากการทดลองที่ 1 ให้คงที่ และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นเป็น 3.5 และ 5.5 ม./ชม.

การทดลองทั้ง 2 การทดลองนี้จะแบ่งออกเป็น 3 ช่วงการทดลอง ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบ (Start up) ประมาณ 2 สัปดาห์ และดำเนินการทดลองแต่ละช่วงใช้เวลาประมาณ 2 เดือน รวมระยะเวลาในการทดลองทั้งหมด 7 เดือน

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 เป็นข้อมูลพื้นฐานเกี่ยวกับความเป็นไปได้ ในการนำระบบอีจีเอสบีมาบำบัดน้ำเสียดชุมชนและน้ำเสียดความเข้มข้นต่ำ

1.4.2 เป็นข้อมูลพื้นฐานสำหรับวางแผนการจัดการระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ด้วยระบบอีจีเอสบี ให้สามารถบำบัดน้ำเสียดชุมชนและน้ำเสียดความเข้มข้นต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

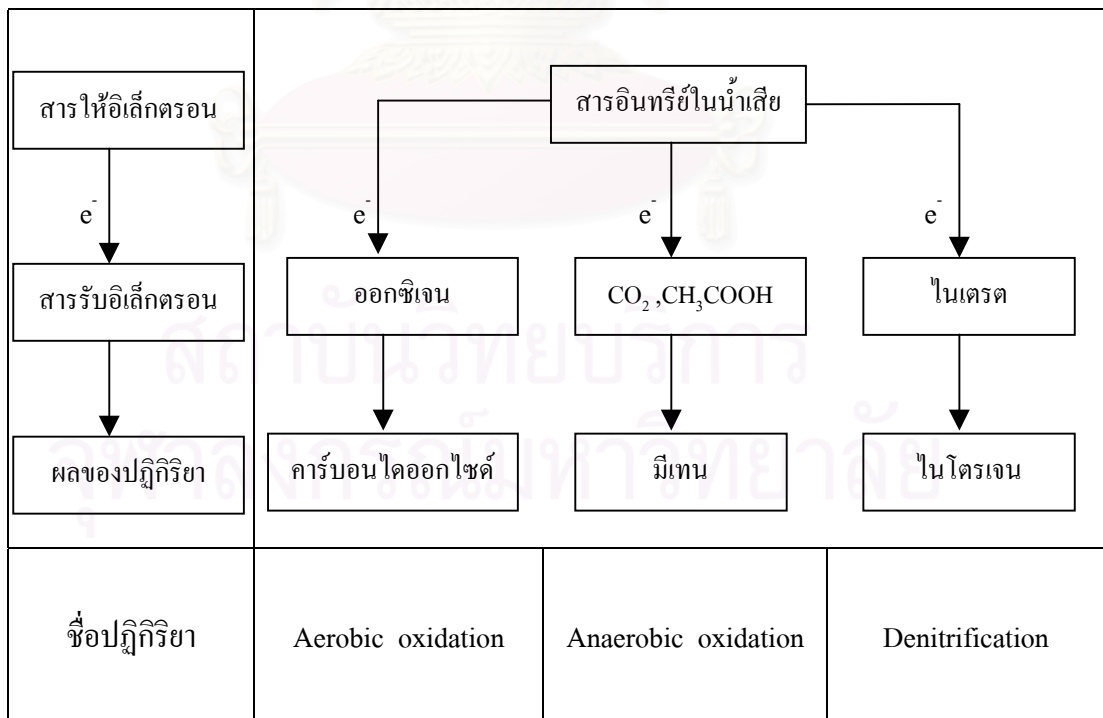
บทที่ 2

การตรวจสอบเอกสาร

2.1 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจน (Anaerobic treatment)

2.1.1 ลักษณะสมบัติทางชีวเคมีของกระบวนการไร้ออกซิเจน

ปฏิกิริยาการบำบัดน้ำเสียไม่ว่าจะเป็นแบบใช้ออกซิเจนหรือไร้ออกซิเจน ล้วนแต่มีกลไกพื้นฐานร่วมกัน กล่าวคือทั้งคู่เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชันหรือปฏิกิริยารีดอกซ์ ซึ่งเป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้และสารรับอิเล็กตรอน สารอินทรีย์หรือมลสารในน้ำเสียจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน (เนื่องจากมีพลังงานอยู่ในตัวสูง) และสารอย่างอื่นที่อยู่ในน้ำเป็นสารรับอิเล็กตรอน ความแตกต่างระหว่างปฏิกิริยาใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจนอยู่ที่ประเภทของสารรับอิเล็กตรอน ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจนปฏิกิริยาก็เป็นแบบใช้ออกซิเจน ถ้าสารรับอิเล็กตรอนไม่ใช่ออกซิเจนแต่เป็นคาร์บอนไดออกไซด์หรือซัลเฟต ปฏิกิริยาก็เป็นแบบไร้ออกซิเจน ปฏิกิริยารีดอกซ์ในน้ำเสียแสดงดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในน้ำเสีย (มันสิน ตันฑุลเวศน์, 2542)

กระบวนการไร้ออกซิเจน (Anaerobic treatment) สำหรับน้ำเสียมักใช้ประโยชน์ใน 2 รูปแบบ คือ การสร้างเสถียรภาพให้ตะกอนอินทรีย์ โดยเป็นส่วนหนึ่งของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยการย่อยสลายตะกอนสารอินทรีย์ หรือ ตะกอนซึ่งเป็นจุลินทรีย์ ที่ได้จากถังตกตะกอนขั้นต้น และหรือถังตกตะกอนขั้นสุดท้ายจากการบำบัดแบบชีวภาพชนิดต่างๆ ซึ่งกระบวนการไร้ออกซิเจนที่มักใช้ก็คือ ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional anaerobic digestion) หรือถังหมักแบบสองเฟส (Two-phase anaerobic digestion) และใช้ในการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นหลัก ซึ่งกระบวนการดังกล่าว ได้แก่ ระบบ Anaerobic Contact, Anaerobic Filter, Anaerobic Fluidized Bed (AFB), Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) เป็นต้น ซึ่งแต่ละระบบมีความเหมาะสมในการใช้งานแตกต่างกันไป โดยลักษณะของระบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ แสดงดังรูปที่ 2.2

นอกจากนี้กระบวนการไร้ออกซิเจนยังมีลักษณะเฉพาะตัวซึ่งแตกต่างจากกระบวนการแบบใช้ออกซิเจนอย่างเด่นชัดหลายประการ คือ

- กระบวนการไร้ออกซิเจนได้ก๊าซมีเทนเป็นผลสุดท้ายของปฏิกิริยา
- มีอัตราการสร้างตะกอนต่ำมาก
- ไม่สามารถลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ให้เหลือต่ำมากได้
- มีเสถียรภาพต่ำ
- ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำ

2.1.2 ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในการย่อยแบบไร้ออกซิเจน

2.1.2.1 ขั้นตอนของปฏิกิริยาการย่อยแบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการไร้ออกซิเจนเกิดขึ้น 4 ขั้นตอนตามลำดับ ดังนี้

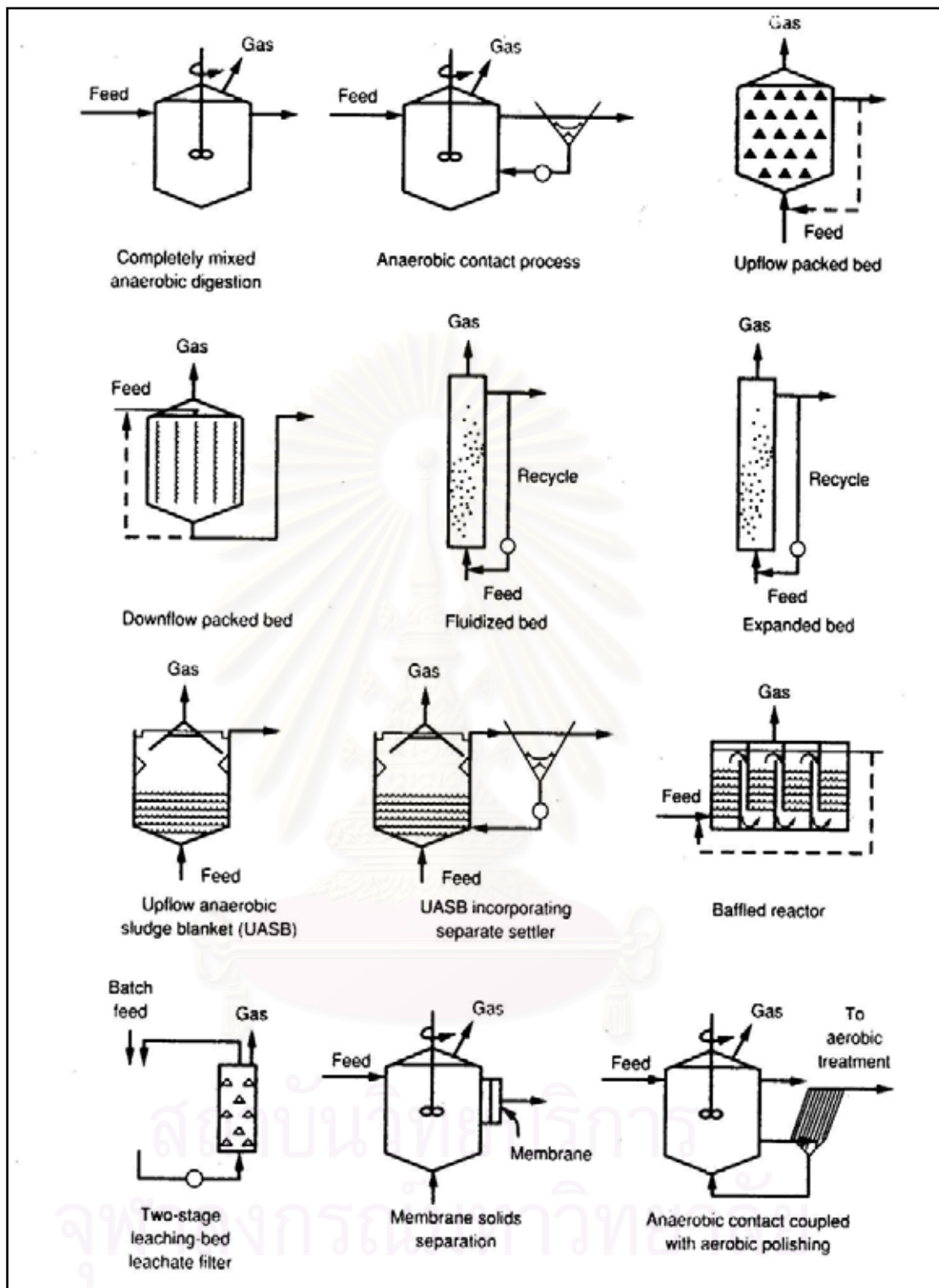
ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ (Acetogenesis)

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

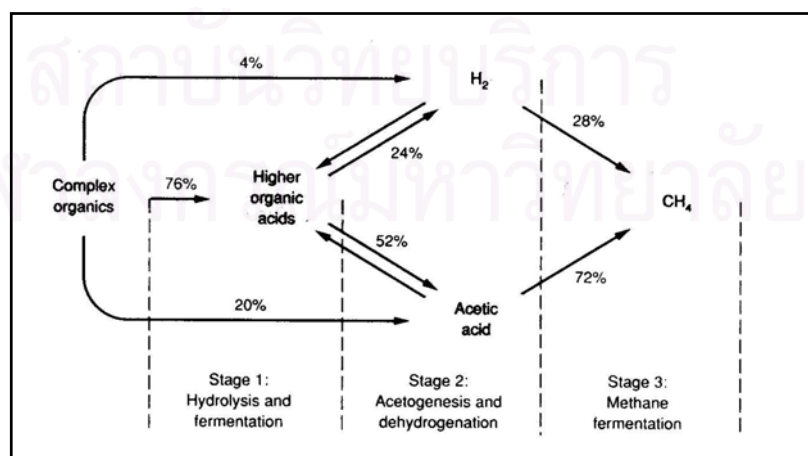
ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน แสดงดังรูปที่ 2.3 และการเคลื่อนย้ายพลังงานในกระบวนการไร้ออกซิเจน (Metcalf และ Eddy, 1991) แสดงดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.2 ลักษณะของระบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ (Metcalf และ Eddy, 1991)

Stage		Organism group
Hydrolysis	Lipids ↓ Long chain Fatty acid ↓ ↓ ↓	Acidogenic
Acidogenesis	Proteins ↓ Amino acids ↓ ↓ ↓	
Acetogenesis	Carbohydrates ↓ Sugars ↓ ↓ ↓	Acetogenic
Methanogenesis	Short chain fatty acids + H ₂ + CO ₂ ↓ ↓ ↓	Methanogenic
หมายเหตุ :	—————> High hydrogen partial pressure> Low hydrogen partial pressure	

รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน (Sam-Soon และคณะ, 1987)



รูปที่ 2.4 การเคลื่อนย้ายพลังงานในกระบวนการไร้ออกซิเจน (Metcalf และ Eddy, 1991)

2.1.2.1.1 ขั้นตอนี่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ไฮโดรไลซิสเป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก เช่น น้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมันชนิดยาว ตามลำดับ โดยแบคทีเรียหลายจำพวกซึ่งส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียสร้างกรด ขั้นตอนนี้สามารถเกิดขึ้นได้ภายนอกเซลล์แบคทีเรีย โดยอาศัยเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมาใช้ในการย่อยสลายดังกล่าว ซึ่งเอนไซม์ที่ปล่อยออกมาจะขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเลี้ยง เช่น แป้ง และไกลโคเจน จะต้องใช้อะไมเลส (Amylase) เป็นต้น ชนิดของสารตั้งต้น (Substrate) และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน Hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้ แสดงดังรูปที่ 2.5

2.1.2.1.2 ขั้นตอนี่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

ผลผลิตของขั้นตอนที่ 1 จะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์ เพื่อไปใช้เป็นอาหารและถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) เช่น กรดอะเซติก (Acetic acid) กรดบิวไทริก (Butyric acid) และกรดโพรไพโอนิก (Propionic acid) เป็นต้น และผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย กระบวนการทางชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระหว่างการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลเล็ก และชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสับสเตรตที่ผ่านมาจากขั้นตอนที่ 1 และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure ; ppH_2) ที่เกิดขึ้น โดยผลของปฏิกิริยาที่ได้จะแตกต่างกันแสดงดังรูปที่ 2.6 ซึ่งในการย่อยสลายของกลูโคสผ่านวิถีทางชีวเคมีที่เรียกว่า Embden – Meyerhof Pathway (EMP) ภายใต้สภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำ จะได้ผลผลิตคือกรดอะเซติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน แต่เมื่ออยู่ภายใต้สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลสูง จะได้ กรดโพรไพโอนิก กรดอะเซติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการข้างล่าง

สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลต่ำ



สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลสูง

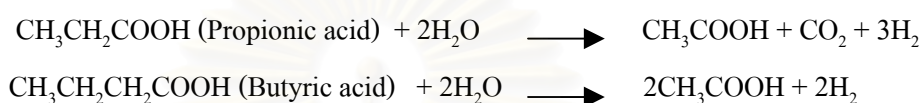


2.1.2.1.3 ขั้นตอนี่ 3 การสร้างกรดอะเซติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ

(Acetogenesis)

แบคทีเรียพวก Acetogenic มีบทบาทสำคัญในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดและขั้นตอนการสร้างมีเทน การผลิตมีเทนโดยแบคทีเรียสร้างมีเทน

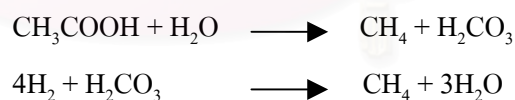
(Methanogenic) ต้องการสับสเตรตเฉพาะเจาะจงมาก ได้แก่ กรดอะเซติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และเมทิลามีน (Methylamine) กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไม่อาจใช้เป็นสับสเตรตในการผลิตมีเทนได้โดยตรง แบคทีเรียพวก Acetogenic (ที่ผลิตไฮโดรเจนได้ด้วย) มีความสามารถในการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็น กรดอะเซติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เซี่ยลต่ำกว่า 2×10^{-3} บรรยากาศ และต่ำกว่า 9×10^{-3} บรรยากาศ สำหรับการย่อยสลายกรดบิวไทริก และ กรดโพรไพโอนิก ตามลำดับ ดังสมการข้างล่าง



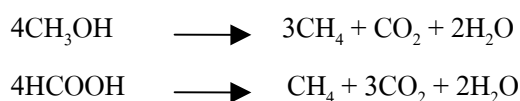
ขั้นตอนที่ 3 นี้ จะเกิดขึ้นได้เฉพาะในสภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เซี่ยลต่ำเท่านั้น กรดไขมันระเหยไม่สามารถย่อยสลายเป็นกรดอะเซติกภายใต้สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เซี่ยลสูง และแบคทีเรียพวกนี้จะมีส่วนช่วยไม่ให้เกิดการสะสมตัวของกรดบิวไทริก และกรดโพรไพโอนิก ในถังปฏิกรณ์ ซึ่งอาจทำให้ค่าพีเอชลดลงจนยับยั้งการทำงานของพวก Methanogenic ได้

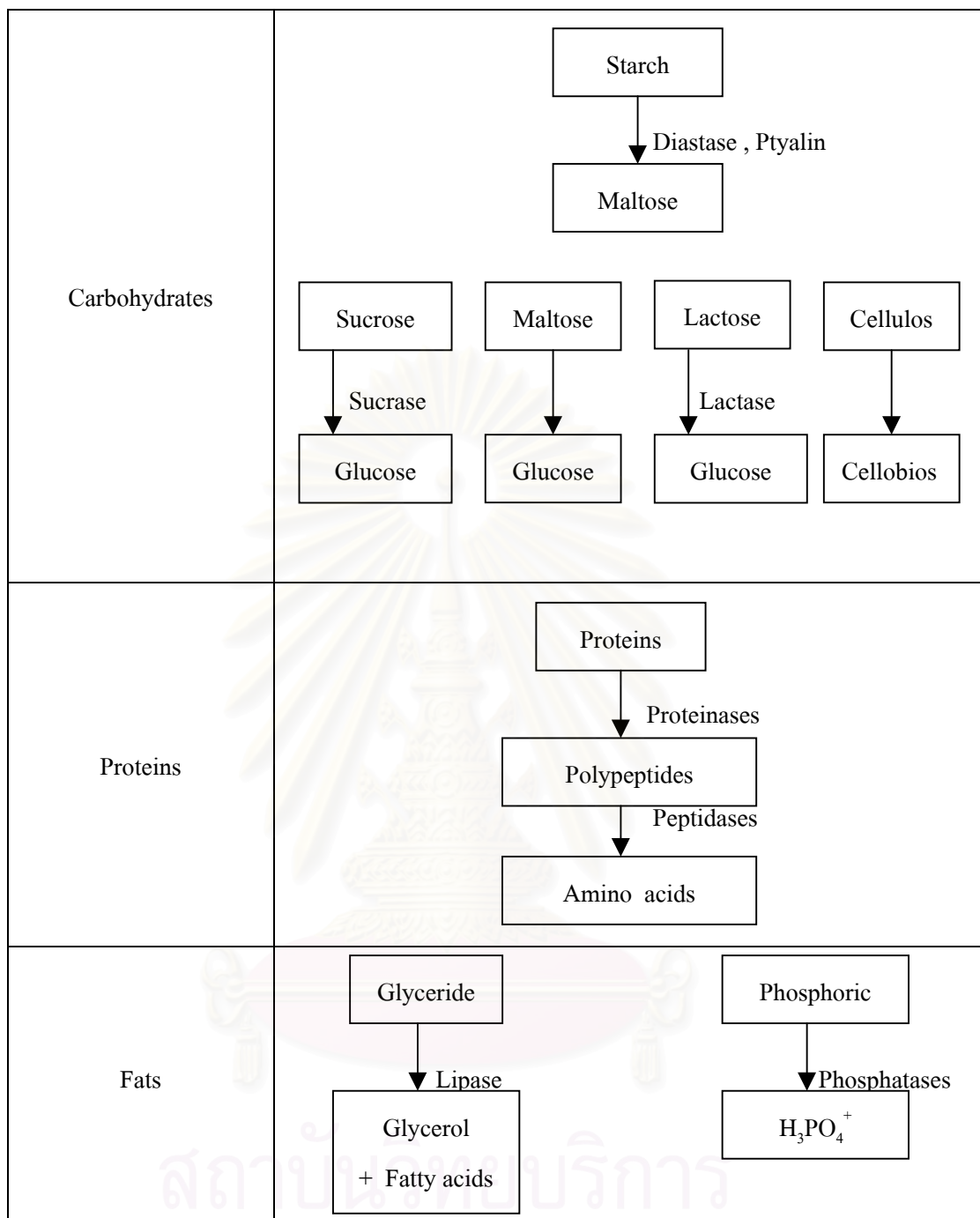
2.1.2.1.4 ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะเซติกและไฮโดรเจนจะถูกแบคทีเรียใช้สร้างก๊าซมีเทนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอย่างเด็ดขาด ดังสมการข้างล่าง

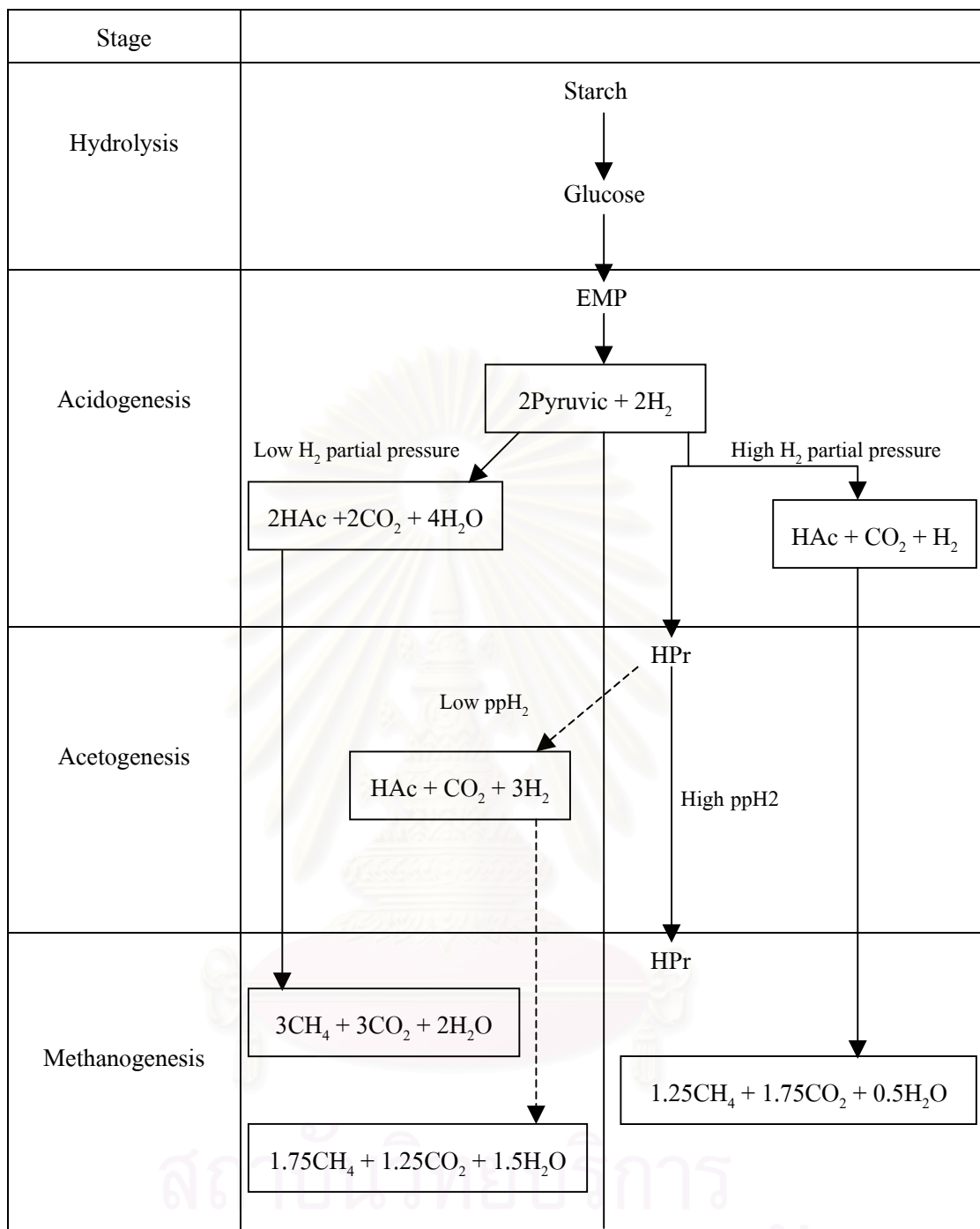


กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไม่สามารถเปลี่ยนเป็นมีเทนได้โดยตรง แบคทีเรียจะต้องเปลี่ยนกรดไขมันระเหยต่างๆ ให้เป็นกรดอะเซติกหรือไฮโดรเจนเสียก่อน จึงจะใช้ผลิตมีเทนได้ นอกจากกรดอะเซติกและไฮโดรเจนแล้ว แบคทีเรียอาจใช้สับสเตรตอย่างง่ายอีกเพียงไม่กี่ชนิด ในการผลิตมีเทน เช่น เมทานอล และกรดฟอร์มิก (HCOOH) ดังสมการข้างล่าง





รูปที่ 2.5 ชนิดของสารตั้งต้น และผลผลิตที่ได้จากขั้นตอน Hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้
(Sawyer และ McCarty, 1978)

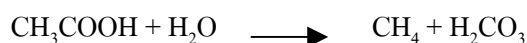


รูปที่ 2.6 การย่อยสลายของแป้งภายใต้สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เซิลต่ำและสูง

(Sam-Soon และคณะ, 1987)

แบคทีเรียสร้างมีเทนจำแนกได้เป็น 3 ชนิด ดังนี้

- Obligate Acetoclastic Methanogen สามารถบริโภคกรดอะเซติกได้เพียงอย่างเดียว โดยใช้เป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการข้างล่าง



- Obligate Hydrogenotrophic Methanogen (H_2 - utilizer) เป็นแบคทีเรียที่สามารถผลิตมีเทนได้จากไฮโดรเจนเพียงอย่างเดียว ในกรณีนี้ไฮโดรเจนเป็นพลังงาน และมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังสมการข้างล่าง



- Hydrogenotrophic / Acetoclastic Methanogen เป็นแบคทีเรียที่สามารถสร้างมีเทนได้จากกรดอะเซติก หรือไฮโดรเจน แต่จะชอบไฮโดรเจนมากกว่า

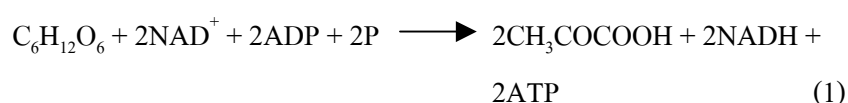
ซึ่งแบคทีเรียพวก Methanogenic นี้ สามารถเจริญเติบโตในช่วงที่มีพีเอชแคบประมาณ 6.8-7.2 และอุณหภูมิก็มีผลต่อการเจริญเติบโต รวมทั้งมักจะมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะต่ำ (Specific growth rate) ทำให้ขั้นตอนนี้เกิดขึ้นช้า และมักเป็นขั้นตอนในการจำกัดอัตราการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน ปัจจุบันได้มีการจำแนกชนิดแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนออกเป็นกลุ่มๆ แสดงดังตารางที่ 2.1

2.1.2.2 ตัวอย่างวิถีชีวเคมีที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการสร้างกรดไขมันระเหย

(Acidogenesis) จากกลูโคส ภายใต้วิถีชีวเคมีแบบ EMP (Embden – Meyerhof Pathway)

ในการสร้างกรดไขมันระเหยภายใต้วิถีชีวเคมีแบบ EMP สามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ขั้นตอน คือ

ขั้นตอนแรก กลูโคสจะถูกออกซิไดส์กลายเป็นกรดไพรูวิก ดังสมการ



ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Jones และคณะ, 1987)

Species	Morphology	Substrate	Optimal Temperature (°C)	Optimal pH
ORDER I. METHANOBACTERIALES				
Family I. Methanobacteriaceae				
Genus I. Methanobacterium				
<i>M. alcaliphilum</i>	Long rods to filaments	H ₂ /CO ₂	37	7.0
<i>M. bryantii</i>	Long rods to filaments	H ₂ /CO ₂	37-39	7.0
<i>M. formicicum</i>	Long rods to filaments	H ₂ /CO ₂	37-45	
<i>M. ivanovii</i>	Rods to filaments	H ₂ /CO ₂ , Formate	45	
<i>M. thermoaggregans</i>	Long rods to filaments forming aggrgates	H ₂ /CO ₂	65	7.0-7.5
<i>M. thermoalcaliphilum</i>	Long rods to filaments	H ₂ /CO ₂	58-62	7.5-8.5
<i>M. thermoautotrophicum</i>	Long rods to filaments	H ₂ /CO ₂	65-70	7.2-7.6
<i>M. thermoformicicum</i>	Rods	H ₂ /CO ₂ , Formate	55	
<i>M. uliginosum</i>	Long rods	H ₂ /CO ₂	40	
<i>M. wolfei</i>	Rods	H ₂ /CO ₂	55-65	7.0-7.5
Genus II. Methanobrevibacter				
<i>M. arboriphilus</i>	Short rods, Shot chains	H ₂ /CO ₂	37-39	7.5-8.0

ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (ต่อ)

Species	Morphology	Substrate	Opimal Temperrature (°C)	Optimal pH
Family II. Methanothermaceae				
Genus I. Methanothermus				
<i>M. fervidus</i>	Short rods	H ₂ /CO ₂	83	6.5
ORDER II. METHANOCOCCALES				
Family I. Methanococcaceae				
Genus I. Methanococcus				
<i>M. aeolicus</i>	Irregular cocci	Formate		
<i>M. deltae</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	37	
<i>M. frisius</i>	Regular cocci	H ₂ /CO ₂ , Methanol, Methylamines	36	
<i>M. halophilus</i>	Irregular forming aggregatei	Methanol, Methylamines	26-36	
<i>M. junnaschii</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂	85	6.0
<i>M. maripaludis</i>	Regular to irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	35-39	6.8-7.2
<i>M. thermolithotrophicu</i>	Regular to irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	65	6.5-7.5
<i>M. vannielii</i>	Regular to irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	36-40	7.0-9.0
<i>M. voltae</i>	Regular to irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	35-40	6.7-7.4

ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (ต่อ)

Species	Morphology	Substrate	Opimal Temperrature (°C)	Optimal pH
ORDER III. METHANOMICROBIALES				
Family I. Methanomicrobiaceae				
Genus I. Methanomicrobium				
<i>M. mobile</i>	Short rods	H ₂ /CO ₂ , Formate	40	6.1-6.9
<i>M. paynteri</i>	Short irregular rods	H ₂ /CO ₂	40	6.5-7.0
Genus II. Methanogenium				
<i>M. aggreans</i>	Irregular cocci forming aggregates	H ₂ /CO ₂ , Formate	35	
<i>M. bourgense</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	37	
<i>M. cariaci</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	20-25	6.8-7.3
<i>M. fritonii</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	57	7.0-7.5
<i>M. marisnigri</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	20-25	6.2-6.6
<i>M. olentangyi</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂	37	
<i>M. tatii</i>	Regular to iiregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	37-40	7.0
<i>M. thermophilicum</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	55-58	7.0
<i>M. wolfei</i>	Irregular cocci	H ₂ /CO ₂ , Formate	45	

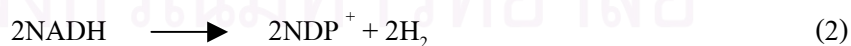
ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (ต่อ)

Species	Morphology	Substrate	Optimal Temperrature (°C)	Optimal pH
Genus III. Methanospirillum				
<i>M. hungatei</i>	Regular cuarved rods to long spiral filaments	H ₂ /CO ₂ , Formate	30-40	6.6-7.4
Family II. Methanosarcinaceae				
Genus I. Methanosarcina				
<i>M. acetivorans</i>	Irregular cocci, Forming cysts	Methanol, Methylamines, Acetate	35-40	6.5-7.0
<i>M. barkeri</i>	Irregular cocci, Forming packets	H ₂ /CO ₂ , Methanol, Methylamines, Acetate	35-40	7.0
<i>M. mazei</i>	Irregular cocci, Forming packets	Methanol, Methylamines, Acetate , H ₂ /CO ₂ Very slowly or not	30-40	6.0-7.0
<i>M. thermophila</i>	Irregular cocci, Forming aggregates	H ₂ /CO ₂ , Methanol, Methylamines, Acetate	50	6.0-7.0
<i>M. vavvolata</i>	Irregular cocci, Forming cysts	H ₂ /CO ₂ , Methanol, Methylamines, Acetate	40	

ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (ต่อ)

Species	Morphology	Substrate	Opimal Temperrature (°C)	Optimal pH
Genus II. Methanococcoides				
<i>M.methylutens</i>	Irregular cocci	Methanol, Methylamines	30-35	7.0-7.5
Family III. Methanoplanaceae				
Genus I. Methanoplanus				
<i>M. endosymbiosus</i>	Plate-shaped	H ₂ /CO ₂ , Formate	32	
<i>M. limicola</i>	Plate-shaped	H ₂ /CO ₂ , Formate	40	
Family not assiged				
Genus Methanothrix				
<i>M. concilii</i>	Rods to filaments	Acetate	35-40	

โดยแต่ละโมเลกุลของกลูโคส จะผลิตกรดไพรูวิก 2 โมล และ ATP 2 โมล โดยมีโคเอนไซม์ NAD⁺ (อยู่ในรูปออกซิดีส) เป็นพาหนะของอิเล็กตรอน และไฮโดรเจน ทำให้เกิด NADH และเนื่องจากปริมาณ NAD⁺ มีจำกัด จึงต้องมีวิธีปลดปล่อย H⁺ ออกจาก NADP ให้เป็น NAD⁺ เพื่อให้เป็นพาหนะสำหรับขนส่งอิเล็กตรอนต่อไป โดยปกติการปลดปล่อย H⁺ ออกจาก NADH ให้เป็น NAD⁺ จะเกิดขึ้นดังสมการ



ซึ่งสมการที่ (2) จะเกิดขึ้นได้ราบเท่าที่ H₂ สามารถหนีออกจากระบบได้ ดังนั้น สมการ (2) จะเกิดขึ้นได้ก็ต่อเมื่อ มีค่าต่ำ (น้อยกว่า 10⁻⁶ บรรยากาศ) (Sam-Soon, 1987)

ขั้นตอนที่สอง เป็นขั้นตอนในการเปลี่ยนกรดไพรูวิกจากขั้นแรก ให้เป็นกรดไขมันระเหย ซึ่งจะได้อกริดไขมันระเหยชนิดใดขึ้นนั้นขึ้นอยู่กับค่า Hydrogen partial pressure ดังนี้

กรณี Low hydrogen partial pressure

กรดไพรูวิกที่เกิดขึ้น จะถูกออกซิไดส์ต่อไปเป็นอะซิติลโคเอ (CH₃ CoA)
 ดังสมการ



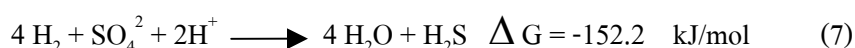
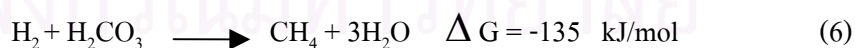
โดยมี NAD⁺ เป็นพาหะของอิเล็กตรอน โดยได้ NAD⁺ จากการปลดปล่อย H⁺ จากสมการ CH₃ CoA จะถูกเปลี่ยนต่อไปเป็นกรดอะเซติก พร้อมกับได้พลังงานออกมาในรูป ATP ดังสมการ



เมื่อรวมสมการ (1) ,(2) ,(3) และ (4) เข้าด้วยกันจะได้ปฏิกิริยาการหมัก (Fermentation) ที่สมบูรณ์ ภายใต้สภาวะ Low hydrogen partial pressure ดังนี้



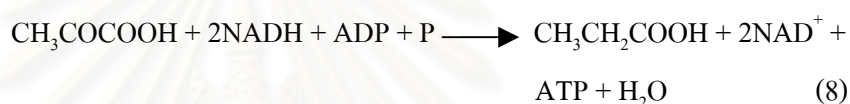
จากสมการ (5) พบว่าการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนของกลูโคส 1 โมล ภายใต้สภาวะ Low hydrogen partial pressure จะได้กรดอะเซติก 2 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 2 โมล ไฮโดรเจน 4 โมล และ ATP 4 โมล และระบบยังสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดย H₂ - utilizing methane bacteria สามารถใช้ไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นในการผลิตมีเทน หรือ Sulfate - Reducing Bacteria (SRB) ก็สามารถใช้ไฮโดรเจนได้ ดังสมการ



จากสมการ (6) และ (7) จะมีผลทำให้ Hydrogen partial pressure มีค่าต่ำเสมอ แต่ในสมการ (7) จะมีไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเป็นพิษต่อแบคทีเรียเกิดขึ้นด้วย

กรณี High hydrogen partial pressure

หาก H_2 – utilizing methane bacteria ไม่สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพหรือไม่มีแบคทีเรียชนิดดังกล่าวอยู่ในระบบ ทำให้ไฮโดรเจนเกิดการสะสมอยู่ในระบบ จนทำให้ค่า Hydrogen partial pressure มีค่าสูงทำให้ NADH ไม่สามารถปลดปล่อย H^+ ตามสมการ (2) เนื่องจาก H_2 ไม่สามารถหนีออกไปจากระบบได้ แบคทีเรียชนิดไม่สร้างมีเทนจึงต้องหาวิธีการฟื้นอำนาจของ NADH วิธีอื่น เพื่อให้ปฏิกิริยาการหมักสามารถดำเนินต่อไปได้โดยใช้วิธีการสร้างปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเองได้ และใช้เป็นปฏิกิริยาควบคุมในการเปลี่ยน NADH ให้เป็น NAD^+ และพบว่ากรดไพรูวิกให้เป็นกรด โพรไพโอนิกสามารถทำให้ NADH ปลดปล่อย H^+ ได้ดังสมการ



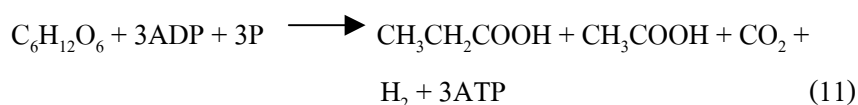
จะเห็นว่ากรดไพรูวิก 1 โมล สามารถปลดปล่อย H^+ จาก NADH ได้ 2 โมล แต่ยังมีกรดไพรูวิกเหลืออยู่อีก 1 โมล ซึ่งจะถูกลูกออกซิไดส์ไปเป็น CH_3CoA ตามปกติ ดังสมการ



และพบว่า เมื่อมาถึงขั้นตอนนี้ก็จะเกิดปัญหาในการฟื้นอำนาจให้แก่ NADH เช่นเดิม ถ้า Hydrogen partial pressure ต่ำ การฟื้นอำนาจจะเป็นไปอย่างปกติ แต่ถ้า Hydrogen partial pressure สูง การฟื้นอำนาจของ NADH ก็จะควบคุมไปกับการเปลี่ยน CH_3CoA ไปเป็นกรดอะเซติก ดังสมการ



เมื่อรวมสมการ (1) ,(8) ,(9) และ (10) เข้าด้วยกันจะได้ปฏิกิริยาการหมักที่สมบูรณ์ ภายใต้ภาวะ High hydrogen partial pressure มีดังนี้



นั่นคือการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนของกลูโคส 1 โมล ภายใต้สภาวะ High hydrogen partial pressure จะได้กรดโพรไพโอนิก 1 โมล กรดอะเซติก 1 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 1 โมล ไฮโดรเจน 1 โมล และ ATP จำนวน 3 โมล เมื่อเปรียบเทียบกับสมการ (5) กับ (11) ในขั้นของการสร้างกรด (Acidogenesis) จะเห็นว่าการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนภายใต้ Low hydrogen partial pressure จะให้ ATP 4 โมล และผลิตกรดอะเซติก 2 โมล ในขณะที่ภายใต้สภาวะ High hydrogen partial pressure จะให้ ATP เพียง 3 โมล และ ผลิตกรดอะเซติก และกรดโพรไพโอนิก อย่างละ 1 โมล

2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของกระบวนการไร้ออกซิเจน

2.1.3.1 อุณหภูมิ (Temperature)

ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน สามารถทำงานในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50 – 60 องศาเซลเซียส
- ช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 20 – 45 องศาเซลเซียส

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิก จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิก แต่มักจะให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิกมากกว่าในการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากพวกเทอร์โมฟิลิกจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงต่ออุณหภูมิมากกว่า ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอ จึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีความร้อนที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2 – 3 องศาเซลเซียส จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซมีเทนอย่างมาก

2.1.3.2 พีเอช

แบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Methanogens) มีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยที่ขั้นตอนนี้จะเกิดได้ดีในช่วงพีเอช 6.5 – 8.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว เมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดสร้างกรด (Acidogens) ยังสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0 – 6.5 นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปไอออนของสารต่างๆ เช่น Volatile Fatty Acid, NH_3 และ H_2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน

2.1.3.3 ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย

ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนที่ทำงานได้ดี ควรจะมีความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยในรูปของกรดอะเซติกประมาณ 200 – 400 มก./ล. อัตราการเพิ่มของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณของกรด โดยที่ระบบยังสามารถทำงานได้ดีที่ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยสูงกว่า 1,000 มก./ล. แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยมีการเพิ่มอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลกับระบบ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการชะลตัวของการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนหรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น นอกจากนี้ชนิดของกรดไขมันระเหยก็ถือว่ามีความสำคัญ เช่น กรดโพรพิโอนิกสูงกว่า 1,000 มก./ล. จะทำให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดนี้และระดับพีเอชที่ต่ำลง

2.1.3.4 ระดับสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพต่างบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (Buffer capacity) ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ปริมาณกรดที่เพิ่มเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้พีเอชลดลงอย่างรวดเร็วและมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผลิตมีเทน ระดับสภาพต่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภทและความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้า น้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงก็มีโอกาสที่จะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้นโดยทั่วไประบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนควรมีสภาพต่างประมาณ 1,500-2,000 มก./ล. นอกจากนี้ยังมีปัจจัยที่สำคัญคือ อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยในรูปกรดอะเซติกต่อระดับของสภาพต่างไบคาร์บอเนตในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ระบบจะมีกำลังบัฟเฟอร์สูง เมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนสูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

2.1.3.5 โออาร์พี (ORP)

โออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox) โดยแสดงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไปจะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรตและวัดค่าโออาร์พีมีค่าลบในน้ำเสียที่ไร้ออกซิเจน โออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าวัดค่าโออาร์พีมีค่าบวกมากๆแสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี สำหรับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อยหรือมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดี และมีค่าโออาร์พีที่เหมาะสมอยู่ในช่วง -500 ถึง -300 มิลลิโวลต์

2.1.3.6 ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย (Substrate)

สารอาหารในน้ำเสีย เกี่ยวข้องโดยตรงกับชนิดของแบคทีเรียในระบบและประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมา พบว่าสารอาหารที่ต่างชนิดกัน มีอัตราการย่อยสลายที่ช้าเร็วต่างกัน โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่า โปรตีนและไขมัน

2.1.3.7 สารอาหารที่จำเป็น (Nutrients)

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนมีข้อดีประการหนึ่ง คือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้น จึงต้องการสารอาหารเสริม เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส ต่ำกว่าแบบใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์ต้องการธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน $BOD : N : P = 100 : 1.1 : 0.2$ หรือ $COD : N : P = 350 : 5 : 1$ นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง COD ต่อ N ยังมีผลต่อลักษณะเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ด้วย โดยทำให้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์มีลักษณะเป็น絮เมื่ออัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100 : 10

แบคทีเรียผลิตมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (Trace element) มีฉะนั้นระบบอาจไม่ดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพ ได้เช่น เหล็ก โคบอลต์ นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียเป็นการลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำงานให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยการเติม Yeast extract

2.1.3.8 สารพิษ (Toxic)

น้ำเสียที่นำมาผ่านกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ถ้าหากสารเหล่านี้ปริมาณน้อยก็จะมีผลกระทบต่อการทำงานของระบบ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบได้แก่

- พิษของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยในปริมาณที่สูงในระบบจะส่งผลกระทบต่อค่าพีเอชซึ่งลดค่าลงอยู่ในช่วงที่เป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์

- พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน จะเกิดจากการย่อยสลาย

สารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่คือ โปรตีนหรือยูเรีย โดยทั้งนี้ในโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียม อีออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ดังสมการข้างล่าง



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกริยาจะดำเนินไปทางขวา โดยที่ NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษมากกว่า NH_4^+

- พิษของซัลไฟด์

พิษของซัลไฟด์เกิดขึ้นได้เมื่อน้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณซัลไฟด์มาก หรือเกิดการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือเกิดการย่อยโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน โดยทั้งนี้สารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ขึ้นกับอีออนบวกที่รวมอยู่ โดยถ้ารวมตัวกับโลหะหนักก็จะอยู่ในรูปของตะกอน ส่วนที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 50 ถึง 100 มก./ล. แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษ การลดพิษซัลไฟด์ทำได้โดยการตกตะกอนซัลไฟด์หรือการแยกซัลไฟด์ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

- พิษของอีออนและโลหะหนัก

อีออนหรือโลหะหนักที่มีความเข้มข้นสูงเกินปริมาณหนึ่งจะเกิดความเป็นพิษต่อระบบได้ อีออนที่สำคัญได้แก่ Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} และ S^{2-} อีออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าอีออนลบ นอกจากนี้อีออนบวกที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่าอีออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 ถึง 10 เท่า

ส่วนพิษของโลหะหนักได้แก่ แมงกานีส แคลเซียม สังกะสี นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทั้งในรูปของอีออน พิษของโลหะหนักจะมากน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์ สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นตะกอนเกลือของโลหะหนัก อย่างไรก็ตามอีออนต่างๆ นี้บางชนิดจำเป็นต้องมีในปริมาณที่เหมาะสม เพื่อเป็นสารอาหารที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

- พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิด จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน

สารพวกนี้ ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว เช่น เมทานอล ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้ สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลินทรีย์คุ้นเคย และปรับตัวได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม

2.2 ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ; UASB)

2.2.1 ความเป็นมาของระบบยูเอเอสบี

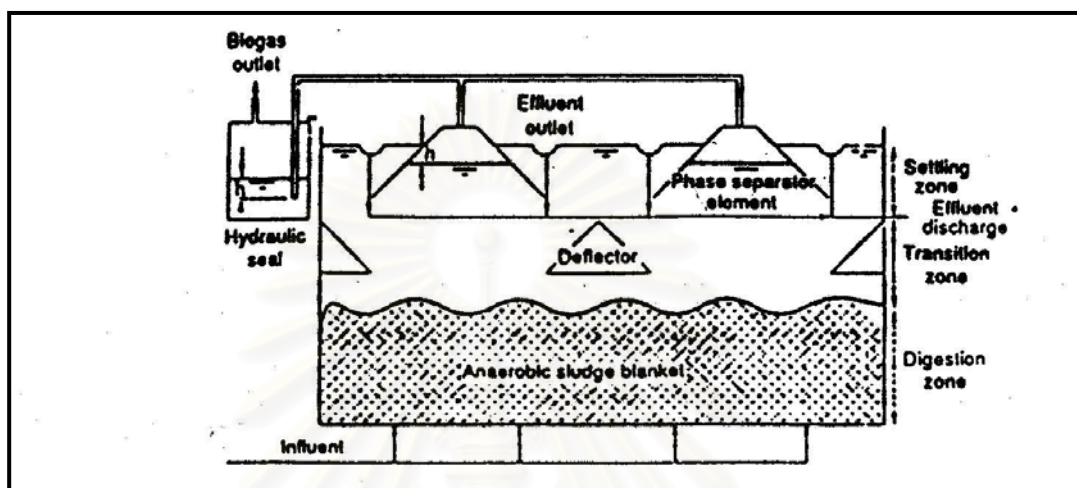
กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนของระบบ UASB ได้ถูกพัฒนาขึ้นมาในเวลานานนัก Standers (1966) พบว่าการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ให้มีอยู่ในถังหมักได้เป็นจำนวนมาก โดยติดตั้งถังตกตะกอนไว้ตอนบนของถังหมัก จะทำให้ใช้เวลาในการบำบัดน้ำเสียสั้นลง และยังสามารถที่จะรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบได้มากขึ้นด้วย การมี High loading rate จะทำให้เกิดก๊าซ ซึ่งทำให้มีการผสมที่ดีในชั้น Bed และ Blanket Lettinga และคณะ (1980) ได้พัฒนาระบบดังกล่าว โดยเลี้ยงให้มีจุลินทรีย์เกาะตัวเป็นกลุ่มหรือเป็นเม็ด พร้อมทั้งพัฒนาอุปกรณ์ที่ใช้ในการแยกก๊าซชีวภาพ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) เพื่อช่วยให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้นและมีการสะสมของตะกอนในส่วนล่างของถัง ทำให้มีอายุตะกอนสูง นอกจากนี้ ก๊าซที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์เมื่อลอยขึ้นสู่ส่วนบนของถังจะช่วยให้เกิดการกวนผสมภายในชั้นตะกอน จึงเริ่มมีการใช้ระบบ UASB เรื่อยมาจนถึงปัจจุบัน

2.2.2 ลักษณะและการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ระบบการทำงานของระบบยูเอเอสบี เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการฉีดพ่นน้ำเสียจากด้านล่างสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ โดยไม่ต้องมีสารตัวกลางหรือวัสดุอื่นใดมาช่วยในการพองจุลินทรีย์ และลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี จะเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยม หรือทรงกระบอก แสดงดังรูปที่ 2.7 โดยจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ

1. ส่วนที่เป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสีย (Feed inlet system) ซึ่งอยู่ทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์
2. ส่วนที่แยกน้ำ ก๊าซ และตะกอนแขวนลอย ซึ่งอยู่ส่วนบนของถังหมัก โดยมีอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ออกจากกัน ประกอบด้วยแผ่นเอียงทำมุมประมาณ 45-60 องศา (Kroeker และคณะ, 1979) นอกจากนี้ ยังช่วยในการป้องกันมิให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ฟุ้งกระจายโดยก๊าซชีวภาพหลุดออกไปจากถังหมัก ในการทำงานของระบบ UASB จะมีการเติมเชื้อแบคทีเรียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ จากนั้นทำให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมเพื่อให้เกิดชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความหนาแน่น และรวมเป็นเม็ดหรือเกล็ด ทำให้มีความเร็วในการ

จมตัวลงสู่ก้นถังปฏิกรณ์สูง (High setting velocity) รวมเป็นชั้นของ Sludge bed ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำ และมีความเร็วในการจมตัวต่ำกว่า จะลอยอยู่เป็นชั้นตะกอนแขวนลอย (Sludge blanket) รายละเอียดของอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ที่ใช้ในระบบยูเอสบีที่บำบัดน้ำเสียชุมชนในประเทศต่างๆ แสดงดังรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.7 ส่วนประกอบของระบบยูเอสบี (Van Haandel และ Lettinga, 1994)

วัตถุประสงค์ในการติดตั้ง GSS สำหรับระบบยูเอสบี (Lettinga และ Hulshoff Pol, 1991) มีดังนี้

- เพื่อแยก และนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกรณ์
- เพื่อป้องกันการหลุดออก (Wash out) ของจุลินทรีย์ ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพของระบบดีขึ้น

- เพื่อให้ตะกอนตกตะกอนกลับไปด้านล่างของถังปฏิกรณ์
- เพื่อป้องกันไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอย (Sludge blanket) ขยายตัว และฟุ้งกระจายอย่างรวดเร็วเข้าไปในส่วนตกตะกอน
- เพื่อเป็นการทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพที่ดี

น้ำเสียจะถูกป้อนเข้าสู่ส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ ผ่านระบบป้องกันน้ำเสีย ระหว่างที่น้ำเสียไหลผ่าน และเกิดการสัมผัสกับชั้นตะกอนจุลินทรีย์ก็จะเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ ทำให้เกิดเซลล์ของแบคทีเรีย และก๊าซชีวภาพต่างๆ โดยที่ก๊าซเหล่านี้จะเกาะติดอยู่กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้นประกอบด้วยก๊าซที่เกิดขึ้นทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เกิดการลอยตัวขึ้นสู่ด้านบนของถัง ทำให้มีการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียกับ

ตะกอนจุลินทรีย์ที่แขวนลอยและเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ และเมื่อน้ำเสียไหลขึ้นไปยังส่วนบนของถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) น้ำเสียจะเกิดการปะทะกับแผ่นกั้นและก๊าซที่มาเกาะกับกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์จะถูกแยกออกโดยไหลไปยังส่วนบนออกไปตามท่อไปยังอุปกรณ์เก็บก๊าซ น้ำเสียจะถูกแยกออกจากตะกอนจุลินทรีย์และไหลล้นออกไปนอกถังปฏิกรณ์ ส่วนตะกอนจุลินทรีย์จะถูกดักและตกลงกลับไปยังชั้นของตะกอนด้านล่าง (Metcalf และ Eddy, 1991)

จะเห็นได้ว่า ปัจจัยสำคัญของระบบยูเอเอสบี คือ การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เกาะเป็นเกล็ดหรือเม็ด ซึ่งมีความหนาแน่น และน้ำหนักมาก เพื่อที่จะตกตะกอนได้ดี เป็นสิ่งสำคัญของระบบนี้ เพราะถ้าไม่มีการรวมตัวเป็นเม็ด หรือเกล็ด จะทำให้เกิดการหลุดออก (Wash out) ของตะกอนจุลินทรีย์ได้ เป็นผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรืออาจล้มเหลวได้ นอกจากนี้การป้องกันน้ำเสียที่เข้าระบบไม่ให้เกิดเป็นช่อง (Channeling) ก็เป็นสิ่งสำคัญ เพราะมีจะนั้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบลดลงได้

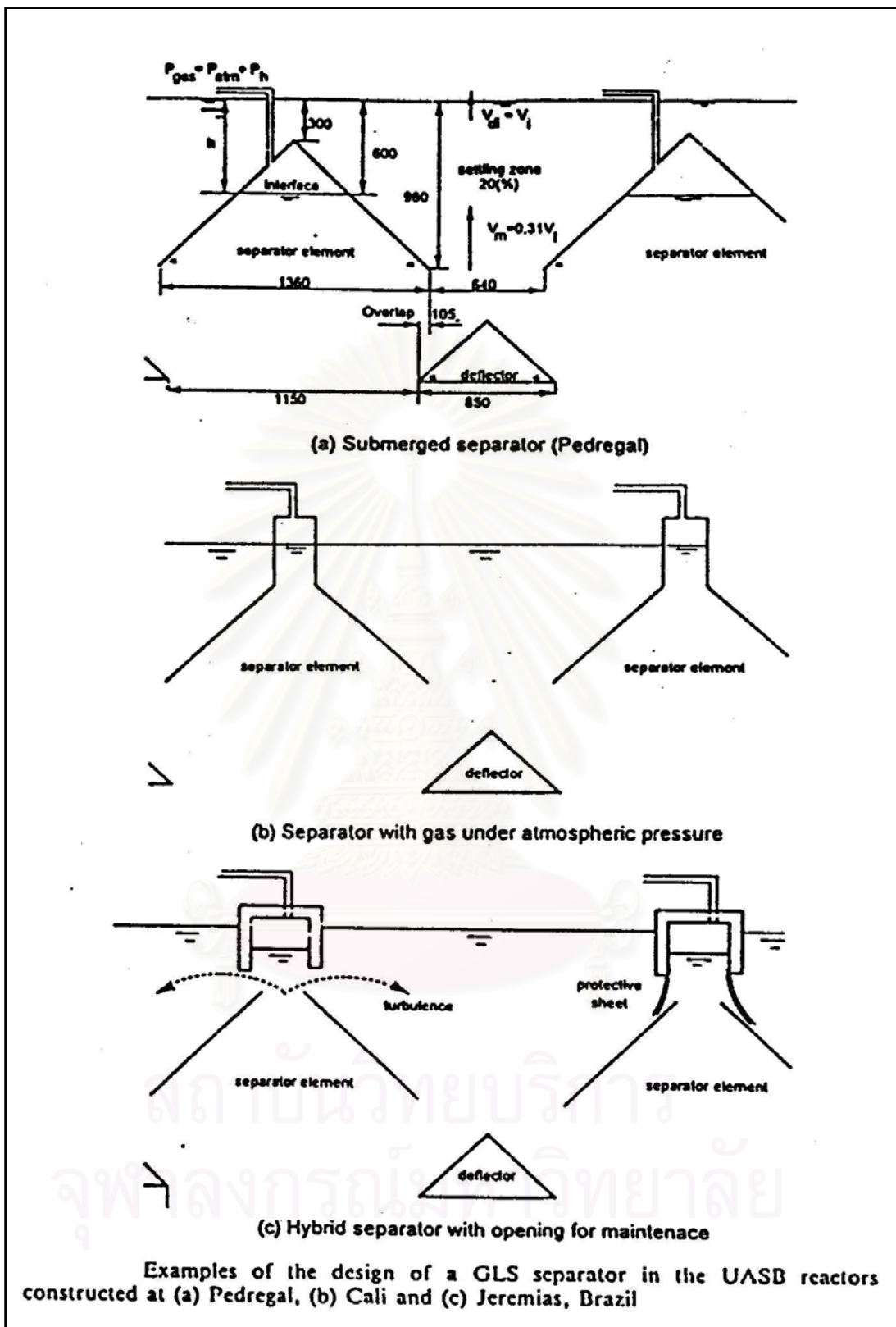
การทำงานของระบบยูเอเอสบี จะต้องทำการเติมเชื้อจุลินทรีย์เข้าสู่ถังยูเอเอสบีก่อน และรักษาสภาพแวดล้อมในถังปฏิกรณ์ให้เหมาะสมต่อการเกิดชั้นตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge bed) ซึ่งจะมีความเข้มข้นประมาณ 40 – 100 กก.วีเอสเอส/ลบ.ม. ตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะมีความหนาแน่นและเกิดการรวมตัวกัน โดยกลุ่มของแบคทีเรียจนกระทั่งมีลักษณะเป็นเม็ด (Granular) ซึ่งมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีลักษณะที่แตกต่างกัน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสียที่ถูกบำบัดและเชื้อจุลินทรีย์ที่เอามาเลี้ยงเพื่อเริ่มต้นระบบ (Start up)

2.2.3 ข้อดีและข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี ได้รับความสนใจมากขึ้น เนื่องจากสภาวะการขาดแคลนพลังงานในปัจจุบันทวีความรุนแรงยิ่งขึ้น รวมทั้งมีการแยกเชื้อแบคทีเรีย เช่น พวก Methanogenic ออกมาเป็นเชื้อบริสุทธิ์สำเร็จ ทำให้สามารถเข้าใจพฤติกรรมของแบคทีเรียพวก Anaerobic มากขึ้น การใช้ระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสีย มีข้อดีและข้อเสีย ดังนี้

ข้อดี ได้แก่

1. มีความต้องการพลังงานต่ำ เนื่องจากไม่มีการเติมอากาศ
2. ไม่ต้องใช้สารตัวกลาง ทำให้ลดค่าใช้จ่ายลง
3. เกิดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินน้อย และตะกอนมีความคงตัวสูง
4. สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ได้สูงกว่าระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่น



รูปที่ 2.8 รายละเอียดของอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ที่ใช้ในระบบยูเอสบีที่บำบัดน้ำเสียชุมชนในประเทศต่างๆ (Van Haandel และ Lettinga, 1994)

5. ผลผลิตที่ได้คือ ก๊าซชีวภาพ (ก๊าซมีเทน) สามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้
6. สามารถป้องกันไม่ให้ตะกอนหลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่น
7. เหมาะสมที่จะใช้ในระบบบำบัดทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ และในพื้นที่ชุมชนนอกเขตเมือง
8. สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลานาน ระบบฟื้นตัวได้เร็ว
9. สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น Halogenated solvents

ข้อเสีย ได้แก่

1. ต้องมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพที่เหมาะสมเพื่อช่วยในการกวนผสมในชั้นตะกอน
2. ต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้จับตัวเป็นเม็ด มิฉะนั้นจะค่อยประสิทธิภาพ
3. ต้องพยายามรักษาตะกอนของจุลินทรีย์ในระบบให้เหมาะสม และควบคุมให้เกิดการล้างออก (Wash out) น้อยที่สุด
4. ต้องใช้เวลาในการ Start up ระบบค่อนข้างนาน
5. แบคทีเรียโดยเฉพาะพวกผลิตมีเทน มีความสามารถเจริญเติบโตได้ดี ในช่วงสภาวะเหมาะสมที่แคบ เช่น pH ประมาณ 6.8-7.2
6. ระบบมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ โดยเฉพาะช่วงอุณหภูมิต่ำ

2.2.4 ประเภทของ Granular sludge ในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี (Lettinga และคณะ, 1984)

ลักษณะของ Granular sludge ที่เกิดขึ้นในระบบยูเอเอสบีขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ (Seed sludge) ส่วนประกอบของน้ำเสีย ตลอดจนการเริ่มต้นขบวนการแบบไร้ออกซิเจน และสิ่งแวดล้อมที่เริ่มต้น Granular sludge อาจมีหลายชนิด ดังนี้

2.2.4.1 *Sarcina granules* เป็นชนิดที่มีจุลินทรีย์รูปร่างกลม เกาะกันเป็นกลุ่ม เป็นส่วนใหญ่ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีอะเซติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล. และมักมีขนาดเล็ก (เส้นผ่านศูนย์กลางต่ำกว่า 6.5 มิลลิเมตร) จึงถูกชะล้างออกได้ง่ายและยังเป็นชนิดที่มีความสามารถในการย่อยสลายต่ำ

2.2.4.2 *Spinky granular* เป็นชนิดที่มีความยาวมากกว่า 1 มิลลิเมตร มีความหนาแน่นน้อยกว่า 0.5 มิลลิเมตร ประกอบด้วยแคลเซียมคาร์บอเนตมากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งข้าวโพด

2.2.4.3 Filamentous เป็นจุลินทรีย์ที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาว ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นจากน้ำเสียที่มีแต่ VFA (Volatile Fatty Acid)

2.2.4.4 Rod ลักษณะเป็นรูปแท่งประกอบด้วย *Methanotrix sp.* ชนิดที่เป็นเส้นรวมกันประมาณ 5 เซลล์ พบในถังหมักที่บำบัดน้ำเสียโรงงานเป้งมันและโรงงานน้ำตาล

โครงสร้างของ Granular sludge ประกอบด้วย Methanotrix aggregates rod เป็นแกนกลาง และล้อมรอบด้วย Methanotrix ที่เป็นเส้นสายล้อมรอบดังแสดงในรูปที่ 2.9

2.2.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดจุลินทรีย์ (Granules)

Guiot และคณะ (1992) กล่าวว่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกพันธุ์ของแบคทีเรีย ที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลินทรีย์ที่สามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีข้อดีดังนี้คือ

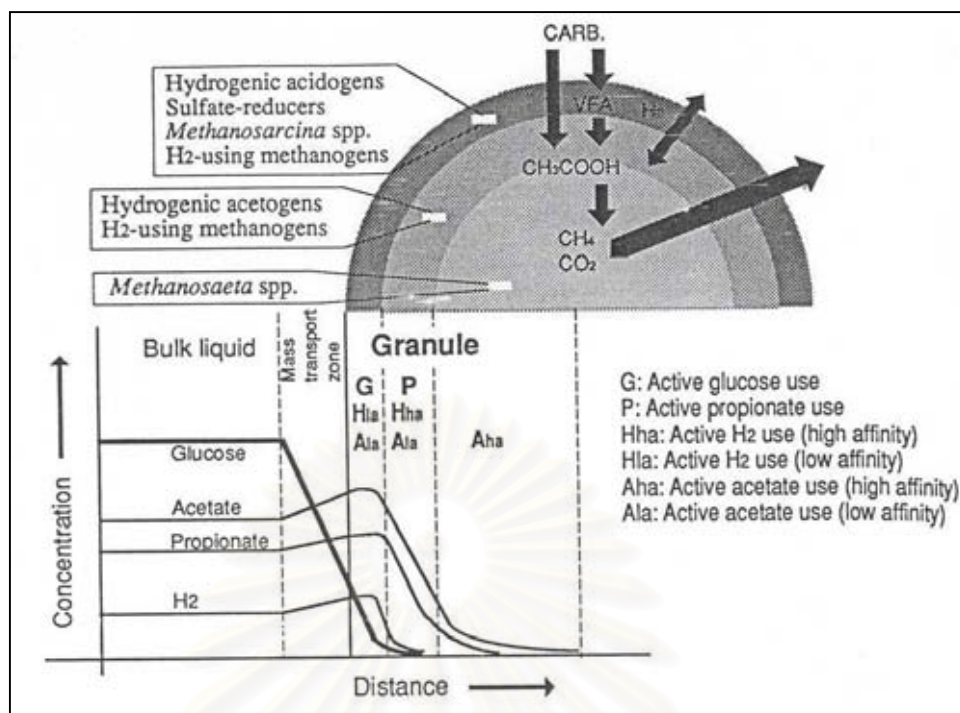
- มีความหนาแน่นสูง
- เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง (Media) จึงไม่มีการสูญเสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์
- เม็ดจุลินทรีย์มีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาตรที่สูงมาก

การศึกษาโครงสร้างของเม็ดจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopy) พบว่าโครงสร้างภายในแบ่งเป็น 3 ชั้น เช่น เม็ดจุลินทรีย์ที่พบในการทดลองซึ่งใช้น้ำตาลซูโครส พบกลุ่มแบคทีเรียแบ่งเป็น 3 ชั้น ดังแสดงในรูปที่ 2.9 ดังนี้

ชั้นนอก ซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens Sulfate reducers, Methanosarcina และ H_2 -utilizing methanogens

ชั้นกลาง ได้แก่ Hydrogenics acetogens และ H_2 -utilizing methanogens เช่น Methanosarcina, Methanococcales และ Methanospirillum เป็นต้น

ชั้นใน เป็นแบคทีเรียประเภท Acetoclastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

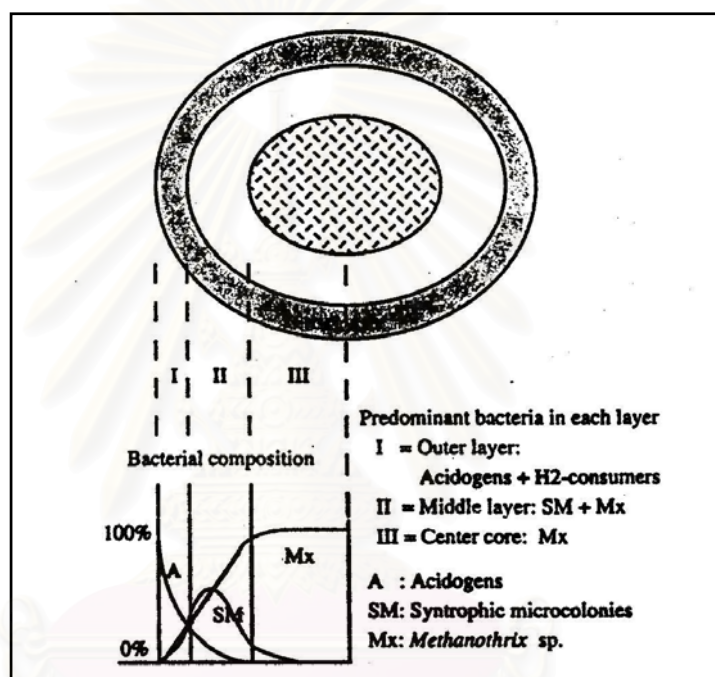


รูปที่ 2.9 โครงสร้างของเม็ดจุลินทรีย์ในระบบยูเอสบีบำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot และคณะ, 1992)

แบคทีเรียกลุ่ม H_2 - utilizing methanogens ในชั้นกลางและชั้นนอกมีความแตกต่างกันคือ กลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกมีความชอบที่จะใช้สารตั้งต้น (Substrate) ที่ต่ำกว่า (Low affinity หรือมีค่า K_s สูง) กลุ่มแบคทีเรียชั้นกลาง และแบคทีเรียกลุ่ม Acetoclastic ที่อยู่ชั้นในมี Affinity ที่สูงกว่า (ค่า K_s ต่ำ)แบคทีเรียกลุ่ม Acetoclastic ในชั้นกลาง การเกิดเม็ดจุลินทรีย์ (Granulation) เป็นโครงสร้างในลักษณะดังกล่าว ส่งผลให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียแต่ละชนิด โดยเฉพาะในแกนกลางของเม็ดจุลินทรีย์ซึ่งเป็น Acetoclastic methanogens (ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta) เป็นส่วนสำคัญในการผลิตมีเทนโดยอาศัยสารตั้งต้น (Substrate) ได้แก่ อะเซเตท ซึ่งเป็นผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียกลุ่มชั้นนอกและชั้นกลาง โดยทั้งนี้ Methanosaeta เป็นแบคทีเรียที่มีค่า Affinity สูงมากที่สุด (K_s ต่ำมากที่สุด) ในกลุ่มแบคทีเรีย Acetoclastic methanogens ซึ่งถือว่าเป็นผลดีต่อการทำปฏิกิริยาของ Methanosaeta ในสถานะที่ข้อจำกัดของการแพร่กระจายอะเซเตทมายังแกนกลางของเม็ดจุลินทรีย์

อย่างไรก็ตาม มีรายงานว่าไม่พบโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของแบคทีเรียในเม็ดจุลินทรีย์ที่บำบัดน้ำเสียประเภทโพรไพโอเนท เอทานอล และน้ำเสียประเภทที่ไม่ใช่คาร์โบไฮเดรต (Non-carbohydrate) โดยเฉพาะน้ำเสียประเภทโพรไพโอเนท พบแบคทีเรียกลุ่ม Propionate oxidizing acetogens กระจายอยู่ทั่วเม็ดจุลินทรีย์ (Fang และคณะ, 1994)

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้นขึ้นกับอัตราการย่อยสลาย Substrates และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเมื่อดจุลินทรีย์ ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ที่ผิวนอกสุดของเมื่อดจุลินทรีย์พบว่ากลุ่ม Acidogens จะมีปริมาณมาก ทั้งนี้ เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (Bulk liquid) แล้ว ยังเป็นผลมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาของ Acidogenesis ที่มีค่าสูงกว่า Acetogenesis และ Methanogenesis อะเซตที่ถูกผลิตจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเมื่อดจุลินทรีย์ต่อไป ดังแสดงในรูปที่ 2.10



รูปที่ 2.10 โครงสร้างและความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต

(Fang และคณะ, 1994)

ในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีนหรือกรดอะมิโน เช่น กลูตามาต ขั้นตอน Acidogenesis จะเป็นขั้นกำหนดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (Rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลายและการแพร่กระจายที่ช้าของกลูตามาต ทำให้มีการแพร่กระจายของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเมื่อดจุลินทรีย์ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเมื่อดจุลินทรีย์และไม่เกิดโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย (Fang และคณะ, 1994)

2.2.6 ความสำคัญของ Extra Cellular Polymers (ECP) ต่อการเกิดเม็ดจุลินทรีย์

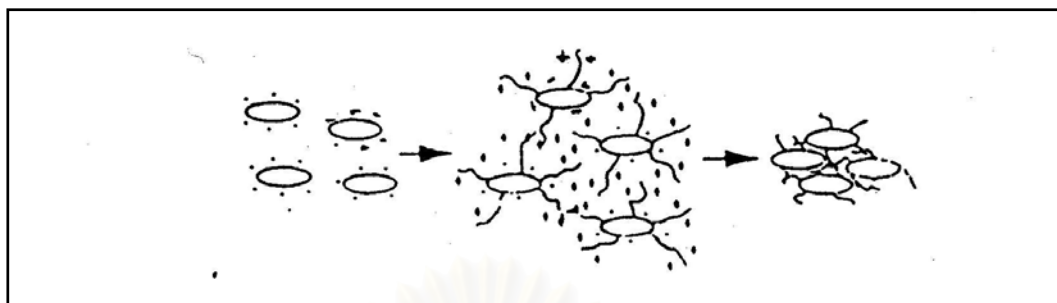
(Granulation) (Schmidt และ Ahring, 1995)

Extra Cellular Polymers (ECP) เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถเกิดขึ้นได้ทั่วไปในธรรมชาติและเป็นพื้นฐานสำคัญของโครงสร้างเม็ดจุลินทรีย์ ECP ของเซลล์แบคทีเรีย เป็นสารที่มีโครงสร้างที่มีส่วนประกอบหลักเป็น Polysaccharide ซึ่งห่อหุ้มอยู่รอบนอกชั้นเมมเบรนของเซลล์แกรมลบ (Gram-negative cell) และ Peptidoglycan สำหรับเซลล์แกรมบวก (Gram-positive cells) ECP เป็นสารที่เกิดได้หลายทาง เช่น การสลายตัวของเซลล์ หรือสารอินทรีย์ที่ถูกขับทิ้งออกมาจากเซลล์ ECP ประกอบไปด้วยโพลีเมอร์ของ Saccharide โปรตีน ไขมัน และกรดนิวคลีอิก โดยหน้าที่ของ ECP มีความสามารถในการดักจับสารอาหารละลาย (Soluble nutrients) และยังเป็นตัวช่วยในการยึดเกาะกับเซลล์อื่นด้วย

มีรายงานการวิจัยหลายงานรายงานว่าแบคทีเรียที่อยู่ภายในเม็ดจุลินทรีย์ถูกล้อมรอบด้วย ECP และเป็นที่ยอมรับว่าในกระบวนการรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลินทรีย์จะมี ECP เข้ามาเกี่ยวข้องด้วย มีรายงานว่าพบปริมาณ ECP อยู่ในเม็ดจุลินทรีย์มีค่าระหว่าง 0.6 ถึง 20 เปอร์เซ็นต์น้ำหนักแห้ง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับวิธีการวิเคราะห์เม็ดจุลินทรีย์ วิธีการสกัดแยก ECP และวิธีการวิเคราะห์ ECP ECP ที่พบในเม็ดจุลินทรีย์มักประกอบด้วย โปรตีน และ Polysaccharide เป็นส่วนใหญ่ โดยมีอัตราส่วนของโปรตีนต่อ Polysaccharide เท่ากับ 2 : 1 ถึง 6 : 1 และยังมีส่วนประกอบของไขมันซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.02-0.05 เปอร์เซ็นต์น้ำหนักแห้ง สารที่เป็นส่วนประกอบใน ECP จะส่งผลกระทบต่อคุณสมบัติทางกายภาพของตะกอน โดยทั่วไปแบคทีเรียที่กระจายตัวในน้ำเสีย (Dispersed bacteria) มักจะมีคุณสมบัติเป็นประจุลบและเกิดแรงผลักทางไฟฟ้าสถิตระหว่างเซลล์ แต่ ECP ที่ห่อหุ้มรอบผิวเซลล์จะส่งผลให้เซลล์เหล่านั้นเกิดการรวมตัวเนื่องจากมีส่วนที่เป็นประจุบวกและเกิดการดูดติดกัน แสดงดังรูปที่ 2.11 อย่างไรก็ตาม ปริมาณ ECP ที่มากเกินไปสามารถส่งผลต่อการเกิดเม็ดจุลินทรีย์เนื่องจากเกิดการผลักกันของประจุบวก

ปริมาณ ECP ขึ้นอยู่กับสภาวะแวดล้อมที่เม็ดจุลินทรีย์เจริญเติบโต พบว่าความเข้มข้น ECP ในช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) มีค่าต่ำกว่าในช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) และยิ่งขึ้นกับประเภทของน้ำเสียด้วย มีรายงานว่าส่วนประกอบที่เป็นคาร์โบไฮเดรตซึ่งสกัดจากเม็ดจุลินทรีย์มีปริมาณเพิ่มขึ้น เมื่อมีการเติมธาตุเหล็กและ Yeast extract ลงไปในน้ำเสีย และเกิดผลตรงกันข้ามเมื่อไม่ได้ทำการเติมเหล็ก การเพิ่มอัตราส่วน C/N จะทำให้มีปริมาณ Extracellular polysaccharide ซึ่งทำให้ความสามารถในการยึดเกาะของเซลล์เพิ่มขึ้น และยังมีรายงานว่าปริมาณของโปรตีนและ Polysaccharide ใน ECP ที่ลดลง ถูกพบในระบบยูเอเอสบี ที่เปลี่ยนแปลงจากการบำบัดน้ำเสียประเภทน้ำคาลมาเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เดิม อะเซเตท โพรไพโอเนท และบิวไทเรท

และยังพบปริมาณ ไบโอมันที่สูงขึ้นในเม็ดจุลินทรีย์อีกด้วย



รูปที่ 2.11 บทบาทของประจุไฟฟ้าและ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของแบคทีเรีย
(Schmidt และ Ahring, 1995)

ปัจจุบันยังไม่เป็นที่ชัดเจนว่า ECP เป็นผลที่เกิดจากแบคทีเรียจำเพาะกลุ่มหนึ่ง หรือแบคทีเรียทุกชนิดในเม็ดจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตาม ผลผลิตซึ่งเป็น ECP โดยเฉพาะ polysaccharide เป็นผลผลิตเนื่องจากแบคทีเรียกลุ่ม Methanogenic และ Acetogenic น้อยมาก และแบคทีเรียกลุ่ม Acidogenic เป็นกลุ่มที่มีอิทธิพลเป็นอย่างมากต่อผลผลิต ECP ที่เกิดขึ้น

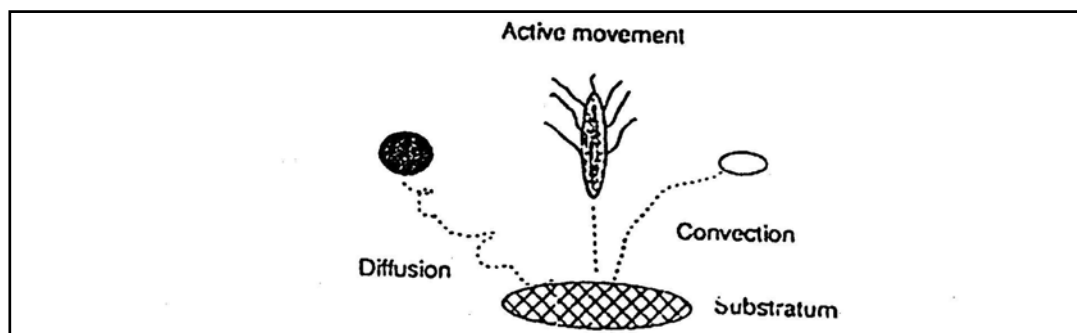
2.2.7 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดจุลินทรีย์ (Granulation) (Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนการเกิดเม็ดจุลินทรีย์สามารถอธิบายได้โดยขั้นตอนดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 Transport การเคลื่อนไหวของเซลล์ด้วยวิธีการต่างๆ แสดงดังรูปที่ 2.12 ไปจับตัวกับอนุภาคเนื้อเยื่อ หรือเซลล์แบคทีเรียอื่น กลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน (Substratum) ด้วยวิธีการต่างๆ ได้แก่ การแพร่กระจาย (Brownian motion) การพัดพา (Convective) โดยของเหลว ก๊าซ การตกตะกอน หรือ การเคลื่อนไหวของเซลล์โดย Flagella

ขั้นตอนที่ 2 Reversible adsorption การดูดติดของเซลล์แบคทีเรียกับ Substratum ซึ่งอาจเป็นกลุ่มแบคทีเรียหรืออนุภาคของแข็งเนื้อเยื่อ โดยแรงทางฟิสิกส์-เคมี ซึ่งสามารถเกิดการแยกตัวหรือหลุดออกไปได้อีกครั้ง การดูดติดเป็นผลมาจากแรงทางประจุไฟฟ้า (Ionic strength)

ขั้นตอนที่ 3 Irreversible adhesion ด้วยพันธะแข็งแรงของโพลิเมอร์ (ECP) การเกาะยึดของเซลล์เข้ากับ Substratum ซึ่งเซลล์มีโอกาสที่จะหลุดออกจากเม็ดจุลินทรีย์ได้ยากมาก ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อนหรือหลังการเกาะยึดของเซลล์ (Adhesion)



รูปที่ 2.12 กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย

(Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนที่ 4 Multiplication หรือการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ในชั้น ECP โดยเซลล์ที่แบ่งตัวใหม่ยังคงถูกกักอยู่ในชั้น ECP และเกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดจุลินทรีย์ นอกจากนี้ยังเกิดจากการดักเซลล์ใหม่ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามาจับตัวในเม็ดจุลินทรีย์ แสดงดังรูปที่ 2.13

2.2.8 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมในการคงอยู่หรือหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ แสดงดังรูปที่ 2.14 และได้กล่าวถึงขั้นตอนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ 3 ขั้นตอนดังนี้

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

เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อได้ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัว เนื่องจากน้ำเสียที่ไหลผ่านชั้นตะกอน และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย (Filamentous organisms) ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จับตัวได้น้อยลง

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

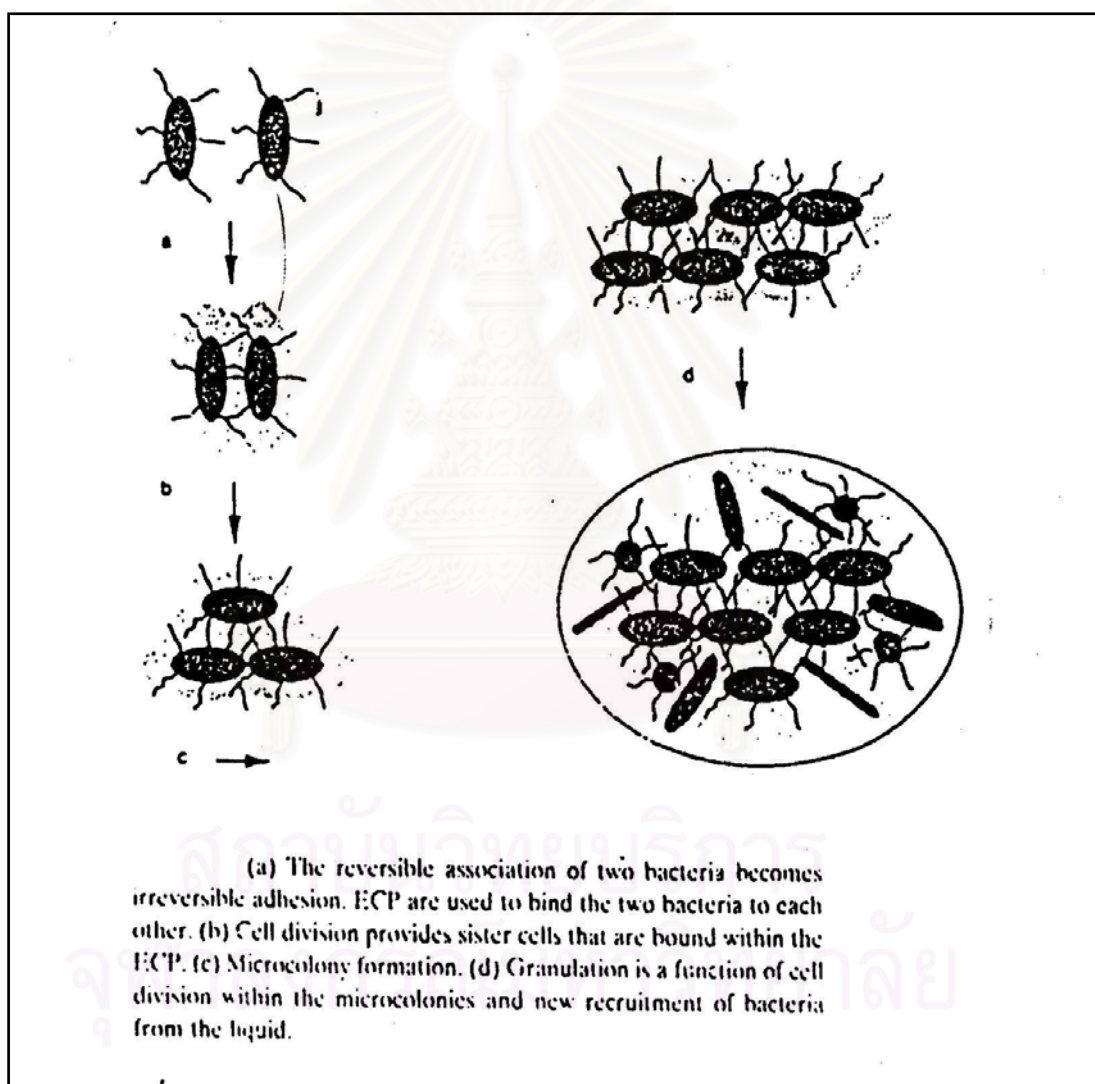
ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแฉวนลอย เนื่องมาจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มภาระบรทุกสารอินทรีย์ทำให้มีปริมาณก๊าซมากขึ้น ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบ และรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มิลลิเมตร ซึ่งถือได้ว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์ของระบบ

ขั้นตอนที่ 3 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3-5 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)

ขั้นตอนนี้ เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีมากกว่าอัตราการ

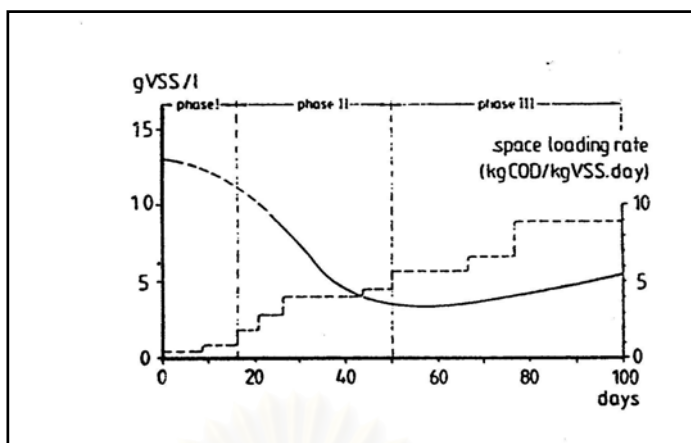
หลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ได้มากขึ้นจนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

ลักษณะของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้ง 3 ขั้นตอน แสดงในรูปที่ 2.15 ซึ่งใช้เส้นกราฟความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ (ก. วิเอสเอส/ล.) ตามความสูงของถังแสดงถึงขั้นตอนทั้งสามดังกล่าว

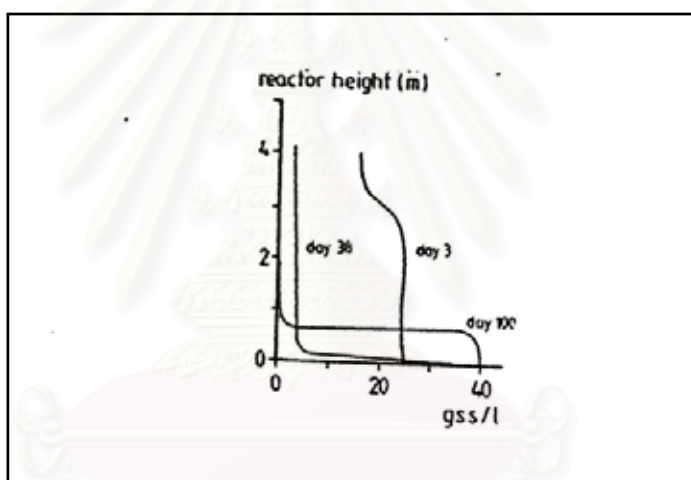


รูปที่ 2.13 กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดจุลินทรีย์

(Schmidt และ Ahring, 1995)



รูปที่ 2.14 การเพิ่มขึ้นของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์และออร์แกนิกโพลีดิ้งระหว่างขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังยูเอเอสบี (Hulshoff Pol และคณะ, 1983)



รูปที่ 2.15 ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังยูเอเอสบี (Hulshoff Pol และคณะ, 1983)

2.3 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed ; EGSB)

ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่พัฒนามาจากระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) โดยระบบยูเอเอสบีเป็นระบบที่ถูกรอกแบบมาเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นระดับปานกลางถึงระดับสูง แต่ได้มีความพยายามที่จะนำระบบยูเอเอสบีมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซีโอดีต่ำกว่า 1,000 มก./ล. หรือน้ำเสียชุมชน (ส่วนใหญ่จะใช้ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจน) เพื่อเป็นการลดการใช้พลังงานในการเติมออกซิเจนให้กับระบบ ซึ่งจาก

งานวิจัยได้พบปัญหาที่เกิดจากการใช้ระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมีค่าต่ำ

ปัญหาที่เกิดขึ้นในการใช้ระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ (Kato และคณะ, 1994) เกิดจากสาเหตุหลักๆ ดังนี้

1. ลักษณะของน้ำเสีย

เนื่องจากน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของซีโอดีต่ำ ทำให้มีสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ในระบบ หรือถึงปฏิกิริยาค่อนข้างต่ำ ระบบจึงไม่มีสารอาหารเพียงพอต่อความต้องการในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งจุลินทรีย์ที่อยู่ในกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนจะมีค่ายิลด์ที่ต่ำมากอยู่แล้ว ดังนั้น เมื่อพิจารณาจากสมการของโมนอด์ จะพบว่า อัตราการเกิดปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ในระบบที่เกิดขึ้นจะมีค่าต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสมมาก

ค่าความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำมากจะส่งผลต่อปริมาณก๊าซชีวภาพที่ถูกผลิตขึ้นในระบบ ซึ่งจะมีปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่ำมาก ทำให้การกวนผสมในชั้นตะกอนจุลินทรีย์ไม่เพียงพอและการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสีย และจุลินทรีย์มีไม่ทั่วถึง ทำให้มีสารอาหารบางส่วนหลงเหลือจากการถูกบำบัด โดยจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้น จุลินทรีย์จะได้รับสารอาหารเพื่อดำเนินปฏิกิริยาไม่เพียงพอสำหรับอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่เหมาะสม รวมทั้งทำให้น้ำที่ออกจากระบบมีค่าความเข้มข้นของซีโอดีที่ลดลงจากเดิมไม่มากนัก ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบมีค่าต่ำ

สำหรับกรณีนี้ ปัจจัยที่เป็นตัวกำหนดความสามารถของระบบจะไม่ใช่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading) เหมือนกับระบบบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นระดับปานกลางถึงระดับสูงอีกต่อไป แต่จะเป็นค่าภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic loading) สูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ และสามารถดำเนินปฏิกิริยาต่อไปโดยไม่เกิดการล้างออก (Wash out) ของจุลินทรีย์ในระบบ อันมีสาเหตุเนื่องมาจากการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่มากเกินไป

2. ปริมาณออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย

พบว่า น้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชนมักจะมีค่าออกซิเจนละลายอยู่เสมอ ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ซึ่งเป็นพวก Obligate anaerobes ที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างเด็ดขาด

2.3.1 การทำงานของระบบอีจีเอสบี

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

การป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบอีจีเอสบี กระทำโดยป้อนน้ำเสียเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ เพื่อให้ น้ำเสียสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้อย่างทั่วถึง สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะถูกจุลินทรีย์ในตะกอนชั้นล่างย่อยสลายกลายเป็นเซลล์จุลินทรีย์เกิดใหม่ และก๊าซชีวภาพต่างๆ โดยก๊าซที่เกิดขึ้นจะเกาะอยู่ตามเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ความเร็วไหลขึ้นของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ และฟองก๊าซที่เกิดขึ้นจะพาเอาตะกอนจุลินทรีย์ชั้นล่างขึ้นสู่ด้านบน ทำให้มีการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสีย และตะกอนแขวนลอยที่มีความเข้มข้นต่ำกว่าตะกอนชั้นล่าง ในระหว่างที่น้ำเสียไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นส่วนของถังตกตะกอน สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เหลืออยู่ยังคงถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอยอย่างต่อเนื่อง เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ จะปะทะเข้ากับอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ที่มีลักษณะเอียงทำมุมประมาณ 45-60 องศา ซึ่งทำหน้าที่แยกก๊าซที่เกิดขึ้นให้หลุดออกจากกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์ ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะแยกตัวออกจากตะกอนจุลินทรีย์ และไหลออกทางด้านบนของถังปฏิกรณ์ ในขณะที่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะตกตะกอน และจมตัวลงสู่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์ต่อไป

ในระบบนี้ปัจจัยที่สำคัญของระบบ คือ การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้รวมตัวกันเป็นเม็ดหรือเกล็ดตะกอนจนกระทั่งมีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากพอที่จะสามารถตกตะกอนได้ดี เพราะว่าถ้าไม่สามารถทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ดังกล่าวตกตะกอนได้ดีแล้ว จะเกิดปัญหาการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบลดลง และอาจทำให้ระบบล้มเหลวได้

2.3.2 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี

ระบบอีจีเอสบีได้ถูกพัฒนาขึ้นมาเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ทั้งนี้ระบบจะทำการติดตั้งเครื่องสูบน้ำเวียนกลับ เพื่อเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้สูงพอที่ทำให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์มีการขยายตัวเพิ่มขึ้น

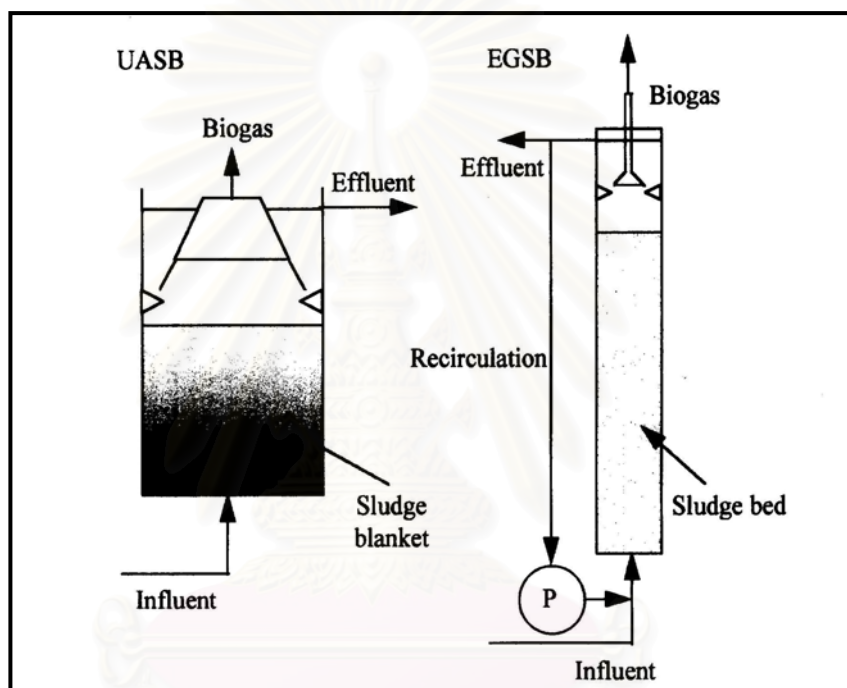
รูปแบบถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีจะมีอัตราส่วนความสูงต่อความกว้างที่มาก ทั้งนี้เพื่อที่จะเพิ่มระยะความสูงให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์มีระยะการขยายตัวที่มากขึ้น รวมทั้งไม่ทำให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบด้วยอีกทางหนึ่ง นอกจากนี้จะมีอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ติดตั้งอยู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ เพื่อป้องกันการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์แล้วก็ตามระบบการสูบน้ำเวียนกลับ ส่งผลให้สามารถควบคุมความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้มีค่าสูงได้ถึง 4-10 ม./ชม. ในขณะที่ระบบยูเอเอสบีทั่วไปมักจะมีค่าความเร็วในการไหลขึ้นในช่วง 0.5-5 ม./ชม. หรือต่ำกว่านั้น เพื่อป้องกันการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากถังปฏิกรณ์ของระบบยูเอเอสบีจะมีอัตราส่วนความสูงต่อความกว้างที่น้อยกว่าเมื่อเทียบกับถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบี ทำให้ไม่มีระยะทางเพียงพอที่จะทำให้ชั้นตะกอนจุลินทรีย์ขยายตัว เมื่อระบบได้รับความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่สูงจะทำให้ตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบได้ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรือระบบเกิดความล้มเหลวได้ แผนผังส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี และอีจีเอสบี แสดงดังรูปที่ 2.16

ถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีอาศัยความเร็วไหลขึ้นเป็นปัจจัยในการควบคุม เพื่อให้เกิดการผสม หรือการสัมผัสที่ดีระหว่างน้ำเสียกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ อย่างไรก็ตาม ปัจจัยที่ใช้ในการควบคุมการผสมนี้อาจเป็นสาเหตุของการล้างออกของตะกอนจุลินทรีย์ได้เช่นกัน ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมปัจจัยดังกล่าว ให้เกิดความสมดุลระหว่างการกวนผสมที่เพียงพอและการรักษาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในระบบ

Seghezzeo และคณะ (1998) ได้กล่าวถึงคุณสมบัติของระบบอีจีเอสบีไว้ ดังนี้

1. ค่าความเร็วการไหลสูงอยู่ในช่วงประมาณ 4 – 10 ม./ชม. และภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง เมื่อเปรียบเทียบกับระบบยูเอเอสบี โดยสูงถึง 40 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน
2. ชั้นของตะกอนมีการขยายตัว
3. มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่เจือจางหรือมีความเข้มข้นต่ำ
4. ตะกอนมีลักษณะเป็นเม็ด (Granules) อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูง และมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี

5. ลักษณะการกวนผสมต่างจากระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ เนื่องจากค่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สูง และก๊าซที่ถูกผลิตเพิ่มขึ้น ส่งผลให้เกิดการสัมผัสที่ระหว่างน้ำเสียและชั้นตะกอนจุลินทรีย์
6. ความดันของตะกอนบริเวณชั้นล่างมีค่าสูงในกรณีที่ถังปฏิกรณ์สูงมาก แต่ยังไม่มีการศึกษาเกี่ยวกับผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์
7. ตะกอนชนิดฟล็อก (Floculent sludge) จะถูกล้างออก (Wash out) จากระบบ
8. ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารแขวนลอยหรือคอลลอยด์ค่อนข้างต่ำ



รูปที่ 2.16 แผนผังส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี และอีจีเอสบี โดย P คือเครื่องสูบน้ำทิ้งเวียนกลับ (Seghezzi และคณะ, 1998)

ถังปฏิกรณ์ระบบอีจีเอสบี มีความสามารถในการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดส์ โดยไม่จำเป็นต้องอาศัยตัวกลาง เนื่องจากระบบการเวียนน้ำทิ้งกลับภายในถังปฏิกรณ์แบบอีจีเอสบีทำให้เกิดการกวนผสมที่เพียงพอ ช่วยให้การถ่ายเทมวลสารระหว่างน้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์เป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ระบบการเวียนน้ำทิ้งกลับยังช่วยในการลดความเป็นพิษของสารอินทรีย์ที่เข้ามาในระบบ ให้มีความเข้มข้นลดลงจนไม่สามารถส่งผลกระทบต่อตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นล่างของถังปฏิกรณ์ ซึ่งจะเป็นชั้นตะกอนที่ได้รับสารพิษก่อนชั้นอื่น รวมทั้งช่วยในการรักษาสภาพคงไบคาร์บอเนตของระบบ ทำให้สามารถลดปริมาณสารเคมีบัฟเฟอร์ที่จะต้องเติมเข้าระบบได้อีกทางหนึ่ง

Kato และคณะ (1994) กล่าวว่าไว้ว่าระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนที่มีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชน เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนโดยทั่วไป เมื่อนำมาบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือน้ำเสียชุมชน จะมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ต่ำ อันมีเหตุมาจากการที่ค่าซีโอดีในน้ำเสียนั้นจะส่งผลต่อระดับสารอาหารที่ต่ำลงไปเรื่อยๆ ตามชั้นความลึกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์มีอัตราปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอาหารที่ต่ำ จากสมการของโมนอนด์แสดงว่า อัตราปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหาร และค่า K_s (Half velocity constant) ซึ่งค่า K_s เป็นค่าแสดงถึงคุณลักษณะจำเพาะของจุลินทรีย์ที่มีต่อสารอาหารชนิดนั้นๆ โดยแบ่งค่า 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 ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกกลุ่มเซลล์จุลินทรีย์หรือเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

โดยปกติ Apparent K_s จะมีค่าสูงกว่า Intrinsic K_s เนื่องจาก พบว่ามีข้อจำกัดในการถ่ายเทมวลสารผ่าน Biofilm ของเมื่อดจุลินทรีย์มากกว่าเซลล์จุลินทรีย์แบบแขวนลอย ดังนั้นจะเกิดเหตุการณ์ที่ความเข้มข้นของสารอาหารลดต่ำลงเรื่อยๆ ตามระดับความลึกในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ และไม่มีสารอาหารที่เพียงพอสำหรับจุลินทรีย์ที่อยู่ชั้นใน ทำให้กลุ่มจุลินทรีย์ที่อยู่ในชั้นดังกล่าวขาดสารอาหาร และเกิดการสลายตัวกลายเป็นโพรงที่ว่างบริเวณแกนกลางของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการสะสมตัวของก๊าซชีวภาพภายในโพรงดังกล่าว ส่งผลให้เกิดการล้าออกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบได้ นอกจากนี้ โพรงที่เกิดขึ้นยังทำให้โครงสร้างของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ไม่มีความแข็งแรงพอ และความปั่นป่วนทางชลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์อาจทำให้เกิดแตกสลายของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ได้

การที่จะให้มีสารอาหารเพียงพอต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ชั้นในของเมื่อดตะกอนนั้น จำเป็นที่จะต้องทำให้อัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น Biofilm นั้น มีค่าสูงกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลินทรีย์ชั้นนอกของเมื่อดตะกอน ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ

สารอาหารต่ำจึงต้องมีการควบคุมที่เพียงพอ เพื่อให้ความปั่นป่วนในชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้น ส่งผลให้จุลินทรีย์มีโอกาสสัมผัสกับสารอาหารมากขึ้น และยังทำให้ค่า Apparent K_s ของจุลินทรีย์มีค่าต่ำลงด้วย โดยที่ความปั่นป่วนในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงแบบไร้ออกซิเจน จะเกิดขึ้นจากปริมาณก๊าซชีวภาพที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นมาอย่างเพียงพอ ขณะที่ความปั่นป่วนในระบบอีจีเอสบีที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำจะเกิดจากอัตราการสูบน้ำเวียนกลับเป็นหลัก และก๊าซชีวภาพที่จุลินทรีย์ผลิตขึ้นมาเป็นบางส่วน

Dolfing (1985) ได้กล่าวว่า ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน ตะกอนจุลินทรีย์จะถูกเก็บรักษาไว้ในถังปฏิกรณ์เป็นระยะเวลานาน ทำให้กลุ่มจุลินทรีย์รวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อน และเกิดขึ้น Biolayer ที่หนาแน่นขึ้นมา ซึ่งชั้น Biolayer เหล่านี้จะเป็นตัวที่ทำให้สารอาหารไม่สามารถกระจายเข้าไปยังชั้นที่อยู่ลึกได้ เนื่องจากมีความต้านทานการถ่ายเทมวลสารเกิดขึ้น ปรากฏการณ์นี้จะส่งผลกระทบต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาในถังปฏิกรณ์

ดังนั้น เมื่อพิจารณาจากความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเอนไซม์ และความเข้มข้นของสารอาหารแล้ว สามารถอธิบายได้โดยสมการของโมนอด์ที่ว่า อัตราการทำปฏิกิริยาโดยเอนไซม์ และความเข้มข้นของสารอาหารมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรงในช่วงที่ความเข้มข้นสารอาหารมีค่าต่ำกว่าค่า K_s ลงมา เพราะฉะนั้น ความต้านทานการถ่ายเทมวลสารขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ ดังนี้

1. ความเข้มข้นของสารอาหาร
2. ค่า K_s ของจุลินทรีย์สำหรับประเภทของสารอาหารชนิดนั้นๆ
3. ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุดใน Biolayer
4. ความหนาของ Biolayer พบว่า Biolayer ที่มีความหนาไม่เกิน 1 มิลลิเมตร จะไม่ได้รับผลกระทบจากความต้านทานการถ่ายเทมวลสาร

2.3.3 ข้อได้เปรียบและเสียเปรียบของระบบอีจีเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบอีจีเอสบี มีข้อได้เปรียบเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบอื่นๆ ดังนี้

1. ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่นๆ
2. ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ
3. ปริมาณตะกอนส่วนเกินเกิดขึ้นน้อยกว่าระบบแบบใช้ออกซิเจน

4. ต้องการไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบแบบใช้ออกซิเจน
5. ใช้พลังงานในการเดินระบบต่ำ เพราะไม่ต้องมีการเติมออกซิเจน
6. ก๊าซชีวภาพที่ได้สามารถนำไปใช้เป็นพลังงานได้
7. บำบัดน้ำเสียที่มีความเป็นพิษของสารอินทรีย์บางชนิดได้ เช่น ฟอรั่มลดีไฮด์

นอกจากระบบอจีเอสบีจะมีข้อได้เปรียบแล้ว ยังอาจมีลักษณะของระบบบางประการที่ทำให้ระบบเกิดข้อเสียเปรียบได้เช่นกัน ดังนี้

1. ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบนาน และต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้จับตัวเป็นเม็ดตะกอน
2. ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบให้เพียงพอ
3. จุลินทรีย์ในระบบไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ และพีเอช
4. ต้องควบคุมความเร็วไหลขึ้น เพื่อให้เกิดการกวนผสมที่เหมาะสม
5. ไม่สามารถลดของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ออกจากระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ
6. ไม่สามารถทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ต่ำได้

2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.4.1 การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบยูเอเอสบี

Lettinga และคณะ, 1976 (Seghezzeo และคณะ, 1998) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบีในเนเธอร์แลนด์ โดยใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี ปริมาตร 120 ลิตร โดยใช้ Granular sludge จากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลเป็นหัวเชื้อ เวลาถักน้ำเสีย 12 ชม. ระยะเวลาในการทดลอง 17 เดือน ในช่วงอุณหภูมิ 18-20 องศาเซลเซียส น้ำเสียชุมชนมีค่าซีโอดี 248-581 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการลดซีโอดีมีค่า 72 เปอร์เซ็นต์

ต่อมาได้ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร เช่นเดิมและเวลาเก็บถักเท่ากับ 32-40 ชม. แต่ได้ทำการทดลองในช่วงอุณหภูมิ 12-18 องศาเซลเซียส น้ำเสียชุมชนมีความเข้มข้นซีโอดีอยู่ในช่วง 420-920 มก./ล. และใช้หัวเชื้อเป็น Digested sewage sludge มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 48-70 เปอร์เซ็นต์ และลดค่าบีโอดีได้ 30-45 เปอร์เซ็นต์ ระยะเวลาในการเดินระบบ 3 เดือน และได้ทำการใช้ตะกอนชนิดเดียวกันบำบัดน้ำเสียชุมชนในถังยูเอเอสบี ขนาด 30 ลิตร ที่อุณหภูมิ 21 องศาเซลเซียส ซีโอดีน้ำเสียชุมชน 520-590 มก./ล. ใช้เวลาเก็บถัก 9 ชม. ทดลองเป็นเวลา 1 เดือน สามารถลดซีโอดีได้ 57-79 เปอร์เซ็นต์ และลดบีโอดีได้ 50-60 เปอร์เซ็นต์

Femandes และคณะ, 1985 (Seghezzi และคณะ, 1998) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน ขนาด 12.4 ลิตร ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการตกตะกอนแล้ว มีประสิทธิภาพในการลดค่าบีโอดีเท่ากับ 50-80 เปอร์เซ็นต์ ที่เวลากัก 3-12 ชม. โดยการควบคุมอุณหภูมิที่ 20 องศาเซลเซียส

de Man และคณะ, 1986 (Seghezzi และคณะ, 1998) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชน ในถังยูเอเอสบีหลายขนาด ได้แก่ 0.120 ,0.240 ,6.0 และ 20.0 ลบ.ม. สรุปว่าระบบยูเอเอสบี ซึ่งบำบัดน้ำเสียซึ่งมีค่าซีโอดี 500-700 มก./ล. ดำเนินระบบในช่วงอุณหภูมิ 12-18 องศาเซลเซียส เวลาเก็บกัก 7-12 ชม. มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี และบีโอดีได้ 40-60 เปอร์เซ็นต์ และ 50-70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยใช้ระยะเวลาในการทดลอง 12 เดือน

Louwe Kooijmans และ van Velsen (1986) รายงานประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียที่เมืองคาลิ ประเทศโคลัมเบีย ซึ่งเป็นระบบยูเอเอสบี ขนาด 64 ลบ.ม. ดำเนินระบบที่อุณหภูมิเฉลี่ย 25 องศาเซลเซียส โดยใช้มูลวัวเป็นหัวเชื้อ น้ำเสียชุมชนเข้าสู่ระบบมีค่าซีโอดีเฉลี่ย 267 มก./ล. และเวลาเก็บกัก 6-8 ชม. ดำเนินระบบเป็นเวลา 9 เดือน โดยมีจุดกระจายน้ำเสียที่ทางเข้าระบบ 1 จุด ต่อ พื้นที่ 4 ตร.ม. พบว่าสามารถลดซีโอดี และบีโอดีได้ 75-82 เปอร์เซ็นต์ และ 75-93 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการลดของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 70-80 เปอร์เซ็นต์

Barbosa และ Sant'Anna (1989) ได้รายงานการศึกษาการทำงานของระบบยูเอเอสบี ที่บำบัดน้ำเสียชุมชนเป็นระยะเวลา 9 เดือน โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 120 ลิตร บำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 627 มก./ล. และบีโอดีเฉลี่ย 357 มก./ล. ในช่วงอุณหภูมิ 19-28 องศาเซลเซียส โดยการเริ่มต้นระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อและระบบใช้เวลาเก็บกักเท่ากับ 4 ชม. ตลอดการทดลอง หลังจากทำการเดินระบบไปประมาณ 1 เดือน เริ่มสังเกตเห็นกลุ่มแบคทีเรียที่จับตัวกันเป็นเม็ดกลม (Granules) โดยเฉพาะในช่วงท้ายของการทดลองพบว่ามีความยาวถึง 8 มิลลิเมตร หลังจากที่ได้เริ่มต้นระบบ (Start up) ในเดือนที่ 5 ระบบมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีและบีโอดีเท่ากับ 74 และ 78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Draaijer และคณะ (1992) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียชุมชน เป็นระยะเวลา 12 เดือน ในซึ่งเป็นโครงการร่วมระหว่างอินเดียและเนเธอร์แลนด์ โดยได้ทำการออกแบบและก่อสร้างในปี 1985 ที่เมืองกานปูร์ ประเทศอินเดีย และได้เริ่มดำเนินการตั้งแต่เดือนเมษายนปี 1989 โรงบำบัดสามารถบำบัดน้ำเสีย 5,000 ลบ.ม./วัน โดยถังปฏิกรณ์มีขนาด 1,200 ลบ.ม. ทำการเริ่มระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อ ซีโอดีของน้ำเสียเท่ากับ 563 มก./ล. ระยะเวลาในการ Start up ระบบเท่ากับ 10 สัปดาห์ เวลาเก็บกัก 6 ชม. ประสิทธิภาพในการลดซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอย เท่ากับ

74, 75 และ 75 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของอินเดีย (บีโอดี 30 มก./ล.) ได้ทำระบบ Post treatment ขึ้น และพบว่าอุณหภูมิในช่วงฤดูหนาวไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพระบบ ยกเว้นปริมาณก๊าซลดลงในช่วง 3 สัปดาห์ ที่อุณหภูมิประมาณ 20 องศาเซลเซียส

Schellinkhout และ Collazos (1992) ได้ทำการทดลองในระดับ Pilot scale เป็นระยะเวลา 4 ปี ของระบบยูเอเอสบีขนาด 35 ลบ.ม. ต่อขนาดกัน 2 หน่วย และตามด้วย Facultative pond ขนาดพื้นที่ 107 ตร.ม. โดยการกำหนดเวลาเก็บกัก 5-19 ชม. สามารถลดซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอยได้ 66-72, 79-80 และ 69-70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ซึ่งได้นำข้อมูลจากงานทดลองนี้เป็นต้นแบบในการสร้างระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ บูการามันกา ประเทศโคลัมเบีย โดยเริ่มทำการเริ่มต้นระบบ (Start up) เมื่อ ตุลาคม 1990 โดยระบบบำบัดนี้ถูกออกแบบมาสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนปริมาณ 31,000 ลบ.ม./วัน น้ำเสียนี้อาศัยโอดี 360 มก./ล. ใช้ถังยูเอเอสบี 2 ถังขนาดถังละ 3,360 ลบ.ม. ขนาดกัน และตามด้วย Facultative pond จากการศึกษาศึกษา 3 ปี เวลาเก็บกัก 5 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 70-77 เปอร์เซ็นต์ โดยถังยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 45-60 เปอร์เซ็นต์

Kiriyama และคณะ (1992) ศึกษาประสิทธิภาพระบบยูเอเอสบีซึ่งบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยติดตั้ง Membrane module เพื่อทำหน้าที่รักษาปริมาณตะกอนเพื่อช่วยให้เกิดไฮโดรไลซิส โดยน้ำเสียจะถูกทำปฏิกิริยาในส่วนนี้ก่อนที่จะไหลต่อไปยังถังยูเอเอสบี หัวเชื้อที่ใช้เป็น Digested sludge ทดลองกับน้ำเสียซีโอดีเฉลี่ย 300 มก./ล. อัตราการไหล 240 ลบ.ม./วันที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.4-2.0 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีประสิทธิภาพในการลดซีโอดีเท่ากับ 70-80 เปอร์เซ็นต์

Gnanadipathy และ Polprasert (1993) ทำการทดลองระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนขนาด 30 ลิตร ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยเลือกหัวเชื้อจากตะกอนหลายชนิดรวมทั้งการทดลองที่ไม่ใช้หัวเชื้อด้วย เวลาเก็บกักเท่ากับ 3-12 ชม. และดำเนินระบบเป็นเวลา 4 เดือน พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัด ซีโอดีเท่ากับ 90 เปอร์เซ็นต์ และสรุปว่าการเริ่มต้นระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส ไม่ให้ประสิทธิภาพที่ดีพอเหมือนกับระบบที่ใช้หัวเชื้อของตะกอนจากบ่อ Facultative pond หรือ Digested sludge

สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบยูเอเอสบีแบบจำลองระดับห้องปฏิบัติการ ขนาด 24.4 ลิตร สูง 3 เมตร บำบัดน้ำเสียชุมชนจาก

มหาวิทยาลัยเชียงใหม่ที่เพิ่มความเข้มข้นสารอินทรีย์ โดยการเปลี่ยนแปลงเวลาเก็บกักน้ำ 4.5-24 ชม. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.22-1.59 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 0.13-0.69 ม./ชม. โดยใช้ตะกอนหัวเชื้อจากบ่อเกรอะในการเริ่มต้นระบบในปริมาณ 6.1 กก./ลบ.ม. ระบบได้ใช้เวลาในการปรับสภาพจนถึงสภาวะคงที่ หลังจากระบบเริ่มต้น เป็นเวลา 3 เดือน ผลการศึกษาพบว่า สามารถลดซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอย ได้ 76.4-88.1, 76.9-92.9 และ 59.7-84.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ พบว่าที่เวลากัก 12-24 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน และสามารถทำให้ค่าบีโอดีและของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ออกจากระบบมีค่าต่ำกว่า 20 และ 30 มก./ล. ตามลำดับ ที่เวลาเก็บกักน้ำที่ต่ำกว่า 9 ชม. ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจะลดลงเมื่อเวลากักน้ำสั้นลง ถ้าชีวภาพที่เกิดจากระบบมีค่าระหว่าง 25.6-101.3 ล./กก.ซีโอดีที่เข้าสู่ระบบ โดยมีส่วนประกอบมีเทน 52-68.2 เปอร์เซ็นต์ ส่วนชั้นตะกอนพบว่า มีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยโวลูไทล์ เฉลี่ย 19 กก./ลบ.ม. โดยมีความสูงชั้นตะกอน 0.55-0.70 เมตร

Haskoning Consulting Engineers and Architects (1996) ได้รายงานการศึกษาโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนเมืองมีร์ชาปุรี ประเทศอินเดีย ซึ่งเป็นระบบยูเอเอสบี และมีระบบ Polishing Pond ซึ่งมีเวลากัก 1 วัน เป็น Post treatment เป็นโครงการร่วมทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของอินเดียและเนเธอร์แลนด์ภายใต้ Ganga action plan ดำเนินการระบบตั้งแต่เดือนเมษายน 1994 ระยะเวลาที่ทำการศึกษา 13 เดือน อุณหภูมิในถังปฏิกรณ์เปลี่ยนแปลงในช่วง 18 องศาเซลเซียสในฤดูหนาว จนถึง 32 องศาเซลเซียสในฤดูร้อน อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของระบบยูเอเอสบีเท่ากับ 0.95 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และใน Polishing pond เท่ากับ 0.13 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยในบ่อนี้สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยจนน้ำทิ้งผ่านมาตรฐานของ Ganga action plan (บีโอดี 30 มก./ล. และของแข็งแขวนลอย 50 มก./ล.) ระยะเวลาพักของระบบยูเอเอสบีเท่ากับ 8 ชม. ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบีมีขนาด 12,000 ลบ.ม. ค่าซีโอดีของน้ำเสียเข้าเฉลี่ย 1,183 มก./ล. ประสิทธิภาพในการลดซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 81, 86 และ 89 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และบีโอดีของระบบยูเอเอสบีเท่ากับ 51-63, 53-69 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Ruiz และคณะ (1998) ทำการศึกษาระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียในระดับห้องปฏิบัติการซึ่งทำการบำบัดน้ำเสียจากเมืองคอร์นุญา ประเทศสเปน ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยใช้ถังปฏิกรณ์ 2 ชุด ขนาดชุดละ 2 ลิตร น้ำเสียมีค่าซีโอดีเฉลี่ย 693 มก./ล. โดยชุดที่ 2 ทำการติดตั้ง Sludge digester ซึ่งรับตะกอนมาจากวาล์วระบายชั้นตะกอนของถังปฏิกรณ์ และทำหน้าที่ย่อยสลายของแข็งที่สะสมในตะกอนก่อนที่จะเวียนกลับเข้าไปในระบบยูเอเอสบีอีกครั้ง ถังชุดแรกเมื่อทำการ

เดินระบบที่เวลาเก็บกัก 24 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีและของแข็งแขวนลอย มีค่าสูงกว่า 85 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อทำการลดเวลากักเป็น 5 ชม. พบว่าประสิทธิภาพในการลดซีโอดีและของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 53 และ 63 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และถึงปฏิกรณ์ชุดที่ 2 พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์

2.4.2 การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอิจิเอสบี

Van der Last และ Lettinga (1992) ทดลองการใช้ระบบอิจิเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนจากหมู่บ้านในเมือง Bennekom (Netherlands) ที่ผ่านการตกตะกอนแล้ว และใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 19 เซนติเมตร สูง 4 เมตร ขนาด 120 ลิตร ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส โดยใช้หัวเชื้อจากระบบยูเอเอสบีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานเยื่อกระดาษ ในฤดูร้อนน้ำเสียมีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 350 มก./ล. ส่วนในฤดูฝนน้ำเสียมีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 250 มก./ล. และทำการปรับอัตราการสูบลูกกลับเพื่อให้ความเร็วไหลขึ้นอยู่ในช่วง 5-7 ม./ชม. ที่เวลากัก 2 ชม. พบว่า ในฤดูร้อนระบบสามารถลดซีโอดีละลายได้สูงถึง 84 เปอร์เซ็นต์ และลดซีโอดีละลายเฉลี่ยได้ 45 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในฤดูฝน ระบบสามารถลดซีโอดีละลายเฉลี่ยได้ 27 เปอร์เซ็นต์ และลดซีโอดีรวมเฉลี่ยได้ 29 เปอร์เซ็นต์

Kato และคณะ (1994) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอิจิเอสบีในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้ถังปฏิกรณ์สูง 1 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร ขนาด 2.5 ลิตร เท่ากัน 2 ถัง น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นเอทานอล ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยแบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด แต่ละชุดเป็นถังปฏิกรณ์อิจิเอสบีขนาดเดียวกัน และใช้น้ำเสียประเภทเดียวกัน การทดลองชุดที่ 1 ใช้น้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดี 500 และ 700 มก./ล. ที่เวลากัก 0.5-2.1 ชม. พบว่าระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 7 ก.ซีโอดี/ล.-วัน และเมื่อทำการเปลี่ยนแปลงน้ำเสียให้มีความเข้มข้นซีโอดีเป็น 100-200 มก./ล. ที่เวลากัก 0.09-1 ชม. พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 12 ก.ซีโอดี/ล.-วัน ส่วนการทดลองชุดที่ 2 ทำการเติมอากาศในถังน้ำเข้าเพื่อควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจนประมาณ 3.8 มก./ล. ทั้งนี้เพื่อศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบ โดยใช้น้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดี 100 และ 200 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกับการทดลองชุดที่ 1 และสรุปว่า ระบบอิจิเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ได้ที่เวลากักต่ำกว่า 2 ชม. และปริมาณออกซิเจนเพียงเล็กน้อยในน้ำเสียไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

Rebac และคณะ (1995) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสีย ในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้ถังปฏิกรณ์ ขนาด 4.3 ลิตร มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 5 เซนติเมตร ภายใต้อุณหภูมิค่าที่ 10-12 องศาเซลเซียส โดยใช้หัวเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานเบียร์ และใช้น้ำเสียสังเคราะห์เป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids) ที่เจือจางจนมีความเข้มข้น ซีโอดีอยู่ในช่วง 500-800 มก./ล. โดยกำหนดเวลากักระหว่าง 1.6-2.5 ชม. และกำหนดความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 10 ม./ชม. พบว่าระบบสามารถบำบัดซีโอดีได้มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 12 ก.ซีโอดี/ล.-วัน

ศุลชัย แจ่มใส (2545) ศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ระดับห้องปฏิบัติการ ซึ่งถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี สูง 1 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร จำนวน 2 ถัง ขนาด 2 ลิตรเท่ากัน และใช้น้ำเสียจากอาคารเรียน คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่มีความเข้มข้นของซีโอดีเฉลี่ย บีโอดีเฉลี่ย และของแข็งแขวนลอยเฉลี่ย เท่ากับ 160, 65 และ 45 มก./ล. ตามลำดับ โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ชุด การทดลอง ชุดที่ 1 ควบคุมให้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เท่ากัน คือ 0.5 ม./ชม. และควบคุมเวลากักเท่ากับ 2 และ 6 ชม. พบว่าที่เวลากัก 2 และ 6 ชม. ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากัน คือ 67 เปอร์เซ็นต์ ส่วนการทดลองชุดที่ 2 ควบคุมให้เวลากักเท่ากัน คือ 2 ชม. และควบคุมความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ เท่ากับ 3.5, 6.5, 10.0 และ 12.0 ม./ชม. พบว่าที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ เท่ากับ 3.5, 6.5, 10.0 และ 12.0 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 70, 68, 59 และ 58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสรุปว่า เวลากักไม่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ

รองเพชร บุญช่วยดี (2546) ศึกษาการใช้เซลล์ตรึงในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี โดยหาความเหมาะสมของความเข้มข้นของเซลล์ตรึงจุลินทรีย์ สร้างเป็นเม็ดเซลล์ตรึงที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 3 มิลลิเมตร แล้วนำมาบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ จากผลการทดลองพบว่า เมื่อกำหนดการบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากัก 4 ชม. ที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3 และ 6 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 68 และ 75 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเมื่อกำหนดการบรรทุกสารอินทรีย์ เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากัก 2 ชม. ที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3 และ 6 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 64 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2.4.3 การเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ระหว่างระบบยูเอเอสบีและระบบอีจีเอสบี

Kato และคณะ (1997) ศึกษาเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำด้วยระบบยูเอเอสบีและระบบอีจีเอสบี โดยระบบยูเอเอสบี แบ่งเป็น 2 การทดลอง การทดลองที่ 1 ใช้น้ำเสียที่เป็นไวน์ ที่มีความเข้มข้นของซีโอดีมากกว่า 630 มก./ล. ภายใต้อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส พบว่าระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่า 86 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 3.9 ก.ซีโอดี/ล.-วัน และเมื่อเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียเหลือต่ำกว่า 200 มก./ล. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีต่ำกว่า 37 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 0.2 ก.ซีโอดี/ล.-วัน และการทดลองที่ 2 ใช้น้ำเสียที่เป็นเอทานอล ที่มีความเข้มข้นซีโอดี 422-722 มก./ล. พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากกว่า 95 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 6.8 ก.ซีโอดี/ล.-วัน ส่วนระบบอีจีเอสบี แบ่งเป็น 2 การทดลองเช่นกัน คือ การทดลองที่ 1 บำบัดน้ำเสียที่เป็นเอทานอล ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส พบว่าน้ำเสียที่มีซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี 67-97 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 4.7 ก.ซีโอดี/ล.-วัน และเมื่อเติมอากาศในถังน้ำเข้าให้มีออกซิเจนมากกว่า 3.8 มก./ล. พบว่าที่น้ำเสียความเข้มข้นซีโอดี 127-579 มก./ล. จะมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี 56-97 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 3.9 ก.ซีโอดี/ล.-วัน และการทดลองที่ 2 บำบัดน้ำเสียที่เจือจางจากโรงงานเบียร์ ซึ่งน้ำเสียมีความเข้มข้นซีโอดี 666-886 มก./ล. ใช้อัตราการบำบัด 225.5 ลิตร และกำหนดเวลากักน้อยกว่า 2.4 ชม. ที่อุณหภูมิ 15-30 องศาเซลเซียส พบว่าระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี 70-90 เปอร์เซ็นต์ ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 10 ก.ซีโอดี/ล.-วัน และสรุปว่าระบบอีจีเอสบีสามารถใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และที่อุณหภูมิต่ำๆได้ และความเร็วไหลขึ้นที่เหมาะสม ที่ทำให้ประสิทธิภาพของระบบสูง อยู่ในช่วง 2.5 – 5.5 ม./ชม.

Jeison และ Chamy (1999) ศึกษาเปรียบเทียบระบบยูเอเอสบีกับระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียที่เจือจาง โดยถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี สูง 0.6 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 10 เซนติเมตร มีขนาด 4.5 ลิตร และถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี สูง 1.6 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 6 เซนติเมตร มีขนาด 4.7 ลิตร ทั้ง 2 ระบบควบคุมให้รับภาระบรทุกตะกอนเท่ากัน คือ 0.8 ก.ซีโอดี/ก.วีเอสเอส-วัน แต่กำหนดความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ต่างกัน ที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส พบว่า การบำบัดน้ำเสียที่เป็นเอทานอล ที่มีความเข้มข้นซีโอดี 500 มก./ล. ที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ต่างกัน จะให้ผลไม่ต่างกันมาก คือ ระบบอีจีเอสบีที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 2-5 ม./ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเกือบ 80 เปอร์เซ็นต์ และระบบยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเกือบ 75 เปอร์เซ็นต์

บทที่ 3

การดำเนินการวิจัย

3.1 อุปกรณ์และเครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง

3.1.1 ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี

ใช้แบบจำลองระบบอีจีเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ โดยถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี 1 ชุด จะมีส่วนย่อยสลายเป็นท่ออะคริลิกใส เบอร์ 603 สูง 1 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 5 เซนติเมตร ทางตอนบนของถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีเหนือส่วนย่อยสลายจะมีอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ซึ่งทำจากกรวยพลาสติกที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของปากกรวยเท่ากับ 8 เซนติเมตร และมีวาล์วเก็บตัวอย่างตะกอนด้านข้างถังปฏิกรณ์ตามความสูงจำนวน 5 ตำแหน่ง ในการทดลองนี้ใช้ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีจำนวน 2 ชุด ขนาด 2 ลิตรเท่ากัน รายละเอียดแบบจำลองถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี แสดงดังรูปที่ 3.1

3.1.2 เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบและเครื่องสูบน้ำทิ้งเวียนกลับ

ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี 1 ชุด จะประกอบด้วยเครื่องสูบน้ำ 2 ตัว ได้แก่ เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ 1 ตัว และเครื่องสูบน้ำทิ้งเวียนกลับ 1 ตัว ซึ่งใช้เครื่องสูบน้ำทั้งหมด 4 ตัว และเครื่องสูบน้ำทุกตัวเป็นแบบ Diaphragm pump ยี่ห้อ Prominent Diaphragm Metering Pump. รุ่น CONB0313PP1008A101

3.1.3 ถังพักน้ำเสีย

ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีทั้ง 2 ชุด จะใช้ถังพักน้ำเสียร่วมกัน เป็นถังพลาสติกขนาด 150 ลิตร จำนวน 1 ใบ

3.1.4 อุปกรณ์วัดก๊าซ

ถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี 1 ชุด จะประกอบด้วยอุปกรณ์วัดก๊าซ จำนวน 1 ชุด ซึ่งใช้อุปกรณ์วัดก๊าซทั้งหมด 2 ชุด ทำงานโดยใช้หลักการแทนที่น้ำ โดยมีหลอดแทนที่น้ำทำจากหลอดพลาสติกขนาด 10 มิลลิเมตร บรรจุน้ำเต็มหลอด และทำการปรับค่าพีเอชของน้ำให้ต่ำกว่า 3 เพื่อป้องกันก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ละลายในน้ำ หลอดแทนที่น้ำจะต่อกับสายยางนำก๊าซที่ออกจากถังปฏิกรณ์ โดยก๊าซจะไปแทนที่น้ำที่บรรจุในหลอดแทนที่น้ำ

3.2 หลักการทำงานของระบบอีจีเอสบี

ทำการติดตั้งถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีบริเวณห้องโถงของชั้นใต้ดินของอาคารเจริญวิศวกรรม (อาคาร 4) คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งแผนผังการทำงานของระบบอีจีเอสบีแสดงดังรูปที่ 3.2 และการติดตั้งถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีแสดงดังรูปที่ 3.3 โดยระบบอีจีเอสบีมีหลักการทำงานดังนี้

3.2.1 น้ำเสียตัวอย่างในถังพักน้ำเสียจะถูกสูบเข้าทางตอนล่างของถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีแบบต่อเนื่อง โดยเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ ในขณะที่เดียวกันที่ทางเข้าตอนล่างจุดเดียวกันนี้จะมีน้ำเสียที่ถูกสูบด้วยเครื่องสูบน้ำทิ้งเวียนกลับเข้าระบบแบบต่อเนื่องเช่นกัน เพื่อเพิ่มความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี จนขึ้นตะกอนขยายตัว ทำให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึง

3.2.2 ทางตอนบนของถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี จะมีอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ที่ทำหน้าที่แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ออกจากกัน โดยตะกอนจุลินทรีย์ที่ลอยขึ้นไปสู่ตอนบนของถังปฏิกรณ์จะไปกระทบกับอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) แล้วตกลงมาสู่ตอนล่างของถังปฏิกรณ์ น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลล้นออกจากถังปฏิกรณ์ ไปยังถังเก็บน้ำทิ้ง ส่วนก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบจะไหลผ่านอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ไปยังอุปกรณ์วัดก๊าซ การติดตั้งอุปกรณ์วัดก๊าซแสดงดังรูปที่ 3.4

3.3 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ และความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี ซึ่งใช้น้ำเสียจากอาคารเจริญวิศวกรรม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตัวแปรอิสระที่ทำการศึกษา ได้แก่

- สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าเท่ากับ 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15
- ความเร็วไหลขึ้นมีค่าเท่ากับ 3.5, 4.5 และ 5.5 ม./ชม.

ตัวแปรตามที่ทำการศึกษา ได้แก่

- ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ซีโอดี บีโอดี ของแข็งแขวนลอย สภาพ่างทั้งหมด กรดไขมันระเหย อุณหภูมิ พีเอช ไออาร์พี ทีเคเอ็น ซัลไฟด์ ก๊าซชีวภาพ การกระจายขนาดเม็ด ตะกอนจุลินทรีย์ และโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ รายละเอียดแสดงดังตารางที่ 3.3

ดำเนินการทดลองตามแผนการทดลอง แสดงดังตารางที่ 3.1 ซึ่งมี 2 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 ศึกษาผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยกำหนดความเร็วไหลขึ้นคงที่ คือ 4.5 ม./ชม. และทำการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ส่วนการทดลองที่ 2 ศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยเลือกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) ที่เหมาะสมหนึ่งค่าจากการทดลองที่ 1 ใ้คงที่ คือ 1:11 และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นเป็น 3.5 และ 5.5 ม./ชม.

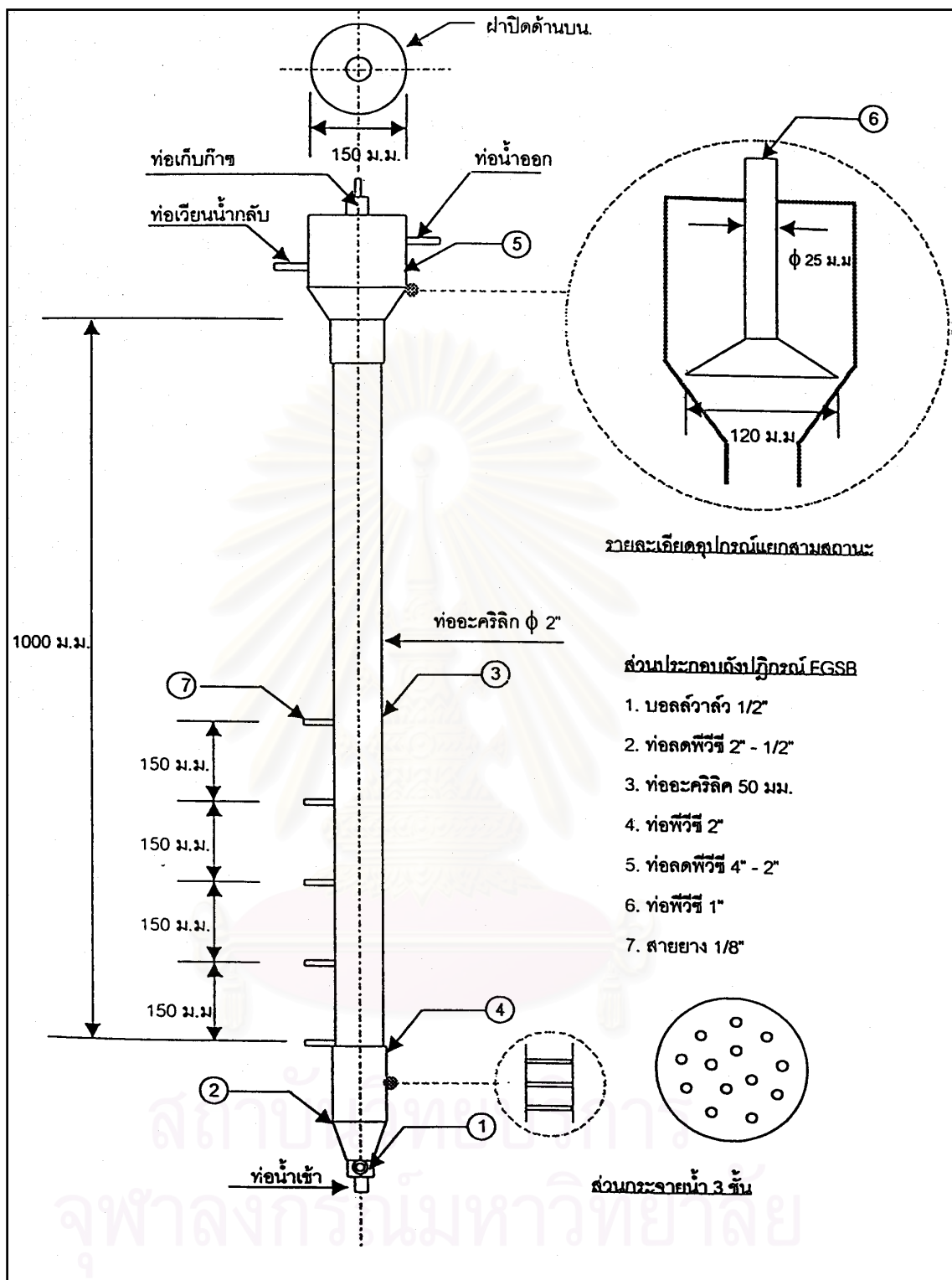
ตารางที่ 3.1 แผนการทดลอง

การทดลองที่	ถึงปฏิกรณ์ที่	อัตราไหลเข้า (Q_1) (ลิตร/วัน)	อัตราไหลเวียนกลับ (Q_R) (ลิตร/วัน)	สัดส่วน $Q_1 : Q_R$	ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)
1	1	54	162	1:3	4.5	4.34
	2	27	189	1:7	4.5	2.17
	1	18	198	1:11	4.5	1.73
	2	13.5	202.5	1:15	4.5	1.30
2	1	14	154	1:11	3.5	1.14
	2	22	242	1:11	5.5	1.79

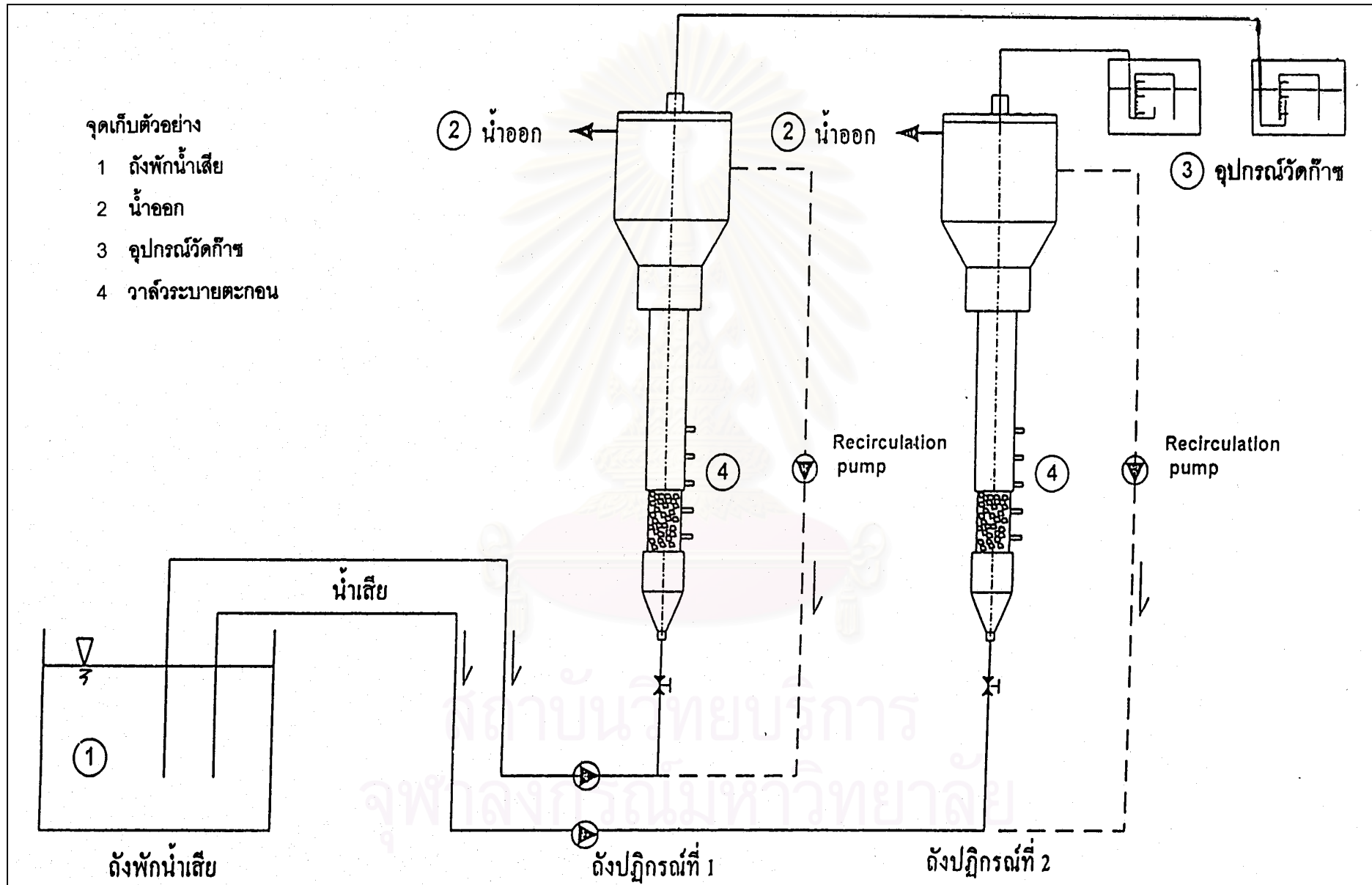
3.4 การเตรียมน้ำเสีย

3.4.1 ส่วนประกอบของน้ำเสีย

น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยนี้ใช้น้ำเสียในถังพักน้ำเสียจากอาคารเจริญวิศวกรรม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งรับน้ำเสียรวมจากห้องน้ำในอาคาร โดยตลอดการทดลองลักษณะคุณสมบัติของน้ำเสียไม่แตกต่างกันมากนัก สามารถสรุปช่วงของคุณสมบัติของน้ำเสีย แสดงดังตารางที่ 3.2



รูปที่ 3.1 แบบจำลองถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ



รูปที่ 3.2 แผนผังการทำงานของระบบอีจีเอสบี

ตารางที่ 3.2 คุณสมบัติของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	ช่วงค่า
ซีไอดี	126-220 (มก./ล.)
บีไอดี	62-98 (มก./ล.)
ออกซิเจนละลายน้ำ	0.1-0.5 (มก./ล.)
ของแข็งแขวนลอย	34.8-106.6 (มก./ล.)
ทีเคเอ็น	39-95 (มก./ล.)
ฟอสฟอรัส	2.9-4.7 (มก./ล.)
อุณหภูมิ	27.1-32.2 (องศาเซลเซียส)
พีเอช	7.0-8.1

จากตารางที่ 3.2 พบว่าน้ำเสียมีปริมาณของแข็งแขวนลอยค่อนข้างต่ำ มีช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบประกอบด้วยมีธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสที่เพียงพอ จึงไม่จำเป็นต้องปรับแต่งคุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบแต่อย่างใด

3.4.2 วิธีการเตรียมน้ำเสีย

การเตรียมน้ำเสียเข้าระบบในแต่ละวัน ทำโดยเติมน้ำเสียใส่ถังพักน้ำเสียขนาด 150 ลิตร ในช่วงระยะเวลาเดียวกันทุกวัน เมื่อครบรอบวันจะทิ้งน้ำเสียที่เหลือค้างอยู่ในถังพักน้ำเสีย และเติมน้ำเสียที่เก็บมาใหม่ลงไปให้เพียงพอต่อความต้องการของระบบ นอกจากนี้ยังทำการล้างทำความสะอาดตะกอนบริเวณก้นถังพักน้ำเสียประมาณ 2 สัปดาห์ต่อครั้ง และไม่ได้ทำการเติมสารเคมีใดๆเพื่อทำการปรับสภาพน้ำเสีย

3.5 ขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

โดยทำการเริ่มต้นระบบ (Start up) และดำเนินการทดลองด้วยถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ชุดพร้อมกัน ซึ่งการติดตั้งถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี ทั้ง 2 ชุด ทำการติดตั้งอุปกรณ์เหมือนกันทุกประการ ขั้นตอนการดำเนินการทดลองมีดังนี้

3.5.1 เตรียมตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge) ของระบบอีจีเอสบี โดยใช้แอนแอโรบิกสลัดจ์ (Anareobic sludge) จากระบบยูเอเอสบี ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานเส้นไหม ซึ่งมีขนาดประมาณ 0.5 – 3.0 มิลลิเมตร มีลักษณะจับตัวกันเป็นเม็ด (Granular sludge) และเป็นฟลอค

(Flocculent sludge) โดยทำการคัดส่วนที่เป็นผงแขวนลอยออกให้เหลือแต่ตะกอนที่มีลักษณะเป็นเม็ดค่อนข้างกลม มีสีดำ และสามารถตกตะกอนได้ดี เพื่อให้การเดินระบบสามารถปรับตัวต่อสภาพความเร็วไหลขึ้นที่สูงได้ดี ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองแสดงดังรูปที่ 3.5

3.5.2 ทำการปรับสภาพตะกอนให้คุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ เป็นการเริ่มต้นระบบ (Start up) โดยการเติมแอนแอโรบิคสลัดจ์ ที่คัดได้ลงถังปฏิกรณ์อีจีเอสบี ทั้ง 2 ชุด ปริมาณ 40 เปอร์เซ็นต์ ของความสูงของถังปฏิกรณ์หรือสูง 40 เซนติเมตร จากนั้นทำการสูบน้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาลทรายเข้าระบบ ซึ่งน้ำเสียสังเคราะห์มีความเข้มข้นซีโอดีประมาณ 500 มก./ล. ที่อัตราไหลเข้า 13.5 ลิตร/วัน เป็นเวลาประมาณ 2 สัปดาห์ เนื่องจากแอนแอโรบิคสลัดจ์มีสภาพที่เป็นเม็ดสมบูรณ์ และน้ำเสียมีคุณสมบัติย่อยสลายได้ง่าย จึงใช้เวลาในการปรับตัวจนเกิดปฏิกิริยากับน้ำเสียในเวลาอันสั้น

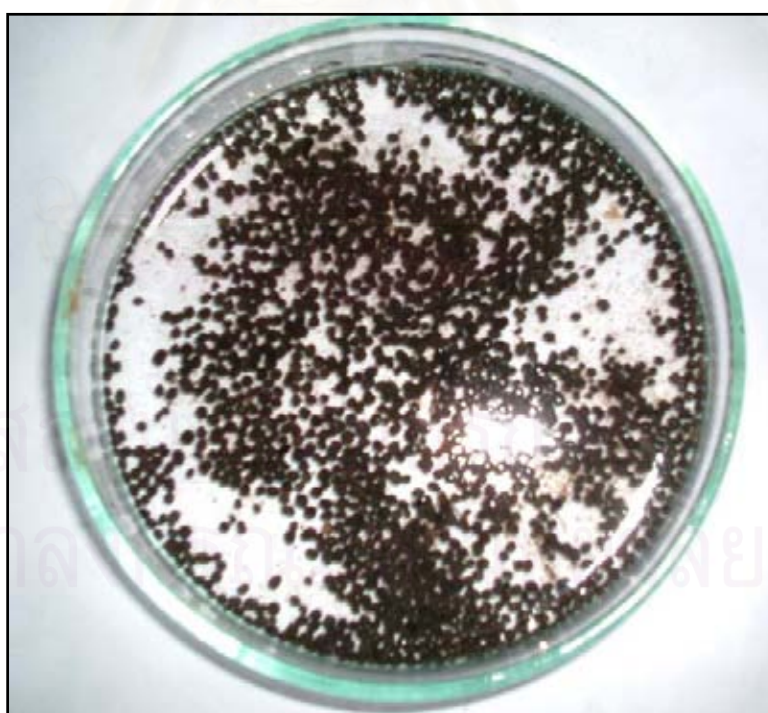
3.5.3 เริ่มต้นการทดลอง โดยทำการปรับอัตราไหลเข้า และอัตราไหลเวียนกลับของถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีชุดที่ 1 และ 2 เพื่อให้ระบบมีความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ตามแผนการทดลองแสดงดังตารางที่ 3.1 ซึ่งเป็นการเพิ่มความปั่นป่วนในชั้นตะกอนและเกิดการสัมผัสที่ถี่ระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียบกับจุลินทรีย์ จากนั้นทำการเติมน้ำเสียจากอาคารเจริญวิศวกรรมใส่ในถังพักน้ำเสียทุกวัน โดยถังปฏิกรณ์อีจีเอสบีทั้ง 2 ชุด จะใช้ถังพักน้ำเสียร่วมกัน โดยในงานวิจัยนี้มีการทดลอง แต่แบ่งเป็น 3 ช่วงการทดลอง การทดลองแต่ละช่วงใช้เวลาประมาณ 2 เดือน



รูปที่ 3.3 การติดตั้งระบบอีจีเอสบี



รูปที่ 3.4 การติดตั้งอุปกรณ์วัดก๊าซ



รูปที่ 3.5 ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลอง

3.6 การเก็บและการวิเคราะห์ตัวอย่าง

การเก็บและการวิเคราะห์ตัวอย่าง ประกอบด้วยตำแหน่งการเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ รวมทั้งวิธีวิเคราะห์ รายละเอียดแสดงดังตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ วิธีวิเคราะห์ ความถี่ และตำแหน่งการเก็บตัวอย่าง

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์	ตำแหน่งเก็บตัวอย่าง			
		ทางน้ำ เข้า	ทางน้ำ ออก	อุปกรณ์ วัดก๊าซ	วาล์วเก็บ ตัวอย่าง
1. ซีโอดี	Close Reflux Method	ข	ข	-	-
2. ของแข็งแขวนลอย	GF/C Filter	ข	ข	-	-
3. กรดไขมันระเหย	Direct Titration ของ Dilallo & Albertson	ข	ข	-	-
4. สภาพต่างทั้งหมด	"	ข	ข	-	-
5. โออาร์พี	เครื่องวัดโออาร์พี	ข	ข	-	-
6. พีเอช	เครื่องวัดพีเอช	ก	ก	-	-
7. อุณหภูมิ	"	ก	ก	-	-
8. ทีเคเอ็น	Kjeldahl Method	ค	ค	-	-
9. บีโอดี	Azide Modification	ค	ค	-	-
10. ซัลไฟด์ทั้งหมด	Iodometric Method	ง	ง	-	-
11. ก๊าซชีวภาพ	เครื่องวัดแบบแทนทีน้ำ	-	-	ง	-
12. การกระจายขนาดเม็ดตะกอน จุลินทรีย์	Particle Size Analyser	-	-	-	จ
13. โครงสร้างเม็ดตะกอน จุลินทรีย์	SEM	-	-	-	จ

- หมายเหตุ :**
- ก เก็บและวิเคราะห์ตัวอย่างทุกวัน
 - ข เก็บและวิเคราะห์ตัวอย่างสัปดาห์ละ 3 ครั้ง
 - ค เก็บและวิเคราะห์ตัวอย่างสัปดาห์ละ 2 ครั้ง
 - ง เก็บและวิเคราะห์ตัวอย่างสัปดาห์ละ 1 ครั้ง
 - จ เก็บและวิเคราะห์ตัวอย่างเมื่อสิ้นสุดการทดลอง

3.7 การควบคุมการทดลอง

ในการทดลองนี้สิ่งที่จะต้องควบคุมและปฏิบัติ ได้แก่

3.7.1 การเตรียมและป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่อง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอัตราการไหลที่กำหนดในแต่ละช่วงการทดลอง

3.7.2 การทำความสะอาดอุปกรณ์ต่างๆ รวมทั้งตรวจสอบไม่ให้เกิดการอุดตันของตะกอนภายในท่อสายยาง ตลอดจนการตรวจสอบการทำงานของอุปกรณ์ต่างๆ ให้ทำงานอย่างปกติ

3.7.3 ควบคุมสภาพการทำงานของระบบ โดยให้ค่าพีเอชของน้ำออกจากระบบไม่ต่ำกว่า 6.8 ถ้าพีเอชต่ำกว่า 6.8 ต้องทำการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ ในถังพักน้ำเสีย

3.8 การวิเคราะห์และแปรผลข้อมูล

การวิเคราะห์และแปรผลข้อมูลทางสถิติ โดยประมวลผลด้วยโปรแกรมสำเร็จรูป SPSS ดังนี้

3.8.1 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนของระบบอีจีเอสบี เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เปลี่ยนแปลง และความเร็วไหลขึ้นเปลี่ยนแปลง ใช้สถิติในการวิเคราะห์ คือ ค่าเฉลี่ย และ ร้อยละ

3.8.2 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนของระบบอีจีเอสบี เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) และความเร็วไหลขึ้นมีค่าแตกต่างกัน ใช้สถิติในการวิเคราะห์ คือ F-test (Oneway ANOVA)

บทที่ 4

ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

4.1 ผลการวิจัย

4.1.1 การศึกษาผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอ็อกซิเจน

การทดลองนี้เป็นการทดลองที่ 1 โดยกำหนดความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้คงที่เท่ากับ 4.5 ม./ชม. เท่ากันทั้ง 2 ชุด และเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ซึ่งแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง โดยการทดลองช่วงที่ 1 กำหนดให้สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เท่ากับ 1:11 และ 1:15 และใช้น้ำเสียในถังพักเดียวกัน ส่วนการทดลองช่วงที่ 2 กำหนดให้สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เท่ากับ 1:3 และ 1:7 และใช้น้ำเสียในถังพักเดียวกันเช่นกัน การทดลองนี้มีวัตถุประสงค์ คือ เพื่อศึกษาผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ ผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.1 ซึ่งแสดงเป็นค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของพารามิเตอร์ต่างๆในน้ำเสีย เมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงตัว (Steady state) และระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.1

4.1.1.1 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

ซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบ จะถูกแบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ และการดำรงชีวิต ในระบบแบบไร้ออกซิเจนซีโอดีจะถูกแบคทีเรียใช้ในการดำรงชีวิตมากกว่าใช้ในการสร้างเซลล์ การกำจัดซีโอดีออกจากน้ำเสียจึงเป็นการย่อยสลายและเปลี่ยนไปอยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น จากการทดลองพบว่า ค่าซีโอดีของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 192.6 และ 160.9 มก./ล. ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 49.5, 44.3, 45.3 และ 49.2 มก./ล. ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยคิดเป็น 69.2, 72.6, 76.3 และ 74.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลองนี้

ตารางที่ 4.1 ผลการทดลองที่ 1

พารามิเตอร์		ความเร็วไหลขึ้น 4.5 เมตร/ชั่วโมง							
		$Q_i : Q_R = 1:3$		$Q_i : Q_R = 1:7$		$Q_i : Q_R = 1:11$		$Q_i : Q_R = 1:15$	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ซีโอดี (COD)	เฉลี่ย	160.9	49.5	160.9	44.3	192.6	45.3	192.6	49.2
(มิลลิกรัม/ลิตร)	SD.	22.5	9.3	22.5	11.7	17.9	16.2	17.9	17.4
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี	เฉลี่ย	-	69.2	-	72.6	-	76.3	-	74.6
(เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	3.5	-	4.7	-	8.7	-	8.3
บีโอดี (BOD)	เฉลี่ย	73.9	20.0	73.9	19.5	82.9	19.1	82.9	20.0
(มิลลิกรัม/ลิตร)	SD.	6.9	1.9	6.9	1.5	8.8	3.4	8.8	1.7
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี	เฉลี่ย	-	72.7	-	73.5	-	76.6	-	75.6
(เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	3.7	-	3.1	-	5.7	-	3.8
ของแข็งแขวนลอย (SS)	เฉลี่ย	56.2	14.2	56.2	12.1	68.9	11.7	68.9	17.0
(มิลลิกรัม/ลิตร)	SD.	12.4	2.8	12.4	2.3	17.3	3.6	17.3	2.5
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง	เฉลี่ย	-	74.0	-	77.4	-	81.7	-	73.3
แขวนลอย (เปอร์เซ็นต์)	SD.	-	6.3	-	7.2	-	9.0	-	9.8
สภาพด่างทั้งหมด (Alkalinity)	เฉลี่ย	262.8	274.5	262.8	274.7	302.7	320.9	302.7	317.6
(มิลลิกรัม/ลิตรในรูปของ	SD.	10.0	11.2	10.0	9.5	49.7	50.2	49.7	51.1
แคลเซียมคาร์บอเนต)									
กรดไขมันระเหย (VFA)	เฉลี่ย	58.8	50.3	58.8	49.7	75.3	56.9	75.3	57.7
(มิลลิกรัม/ลิตรในรูปของกรดอะเซติก)	SD.	9.3	12.6	9.3	12.2	15.7	12.6	15.7	14.8
อัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหย	เฉลี่ย	-	0.184	-	0.182	-	0.184	-	0.189
ต่อสภาพด่างไปคาร์บอเนต	SD.	-	0.050	-	0.049	-	0.060	-	0.070
อุณหภูมิ (Temperature)	เฉลี่ย	30.6	30.2	30.6	30.1	29.4	28.4	29.4	28.4
(องศาเซลเซียส)	SD.	1.3	1.1	1.3	1.2	0.9	1.0	0.9	1.0
พีเอช (pH)	เฉลี่ย	7.8	7.4	7.8	7.6	7.6	7.5	7.6	7.5
	SD.	0.2	0.4	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2
โออาร์พี (ORP)	เฉลี่ย	-	-271.7	-	-276.8	-	-308.7	-	-305.7
(มิลลิโวลท์)	SD.	-	7.8	-	6.5	-	27.6	-	28.3
ทีเคเอ็น (TKN)	เฉลี่ย	57.7	43.0	57.7	40.5	62.5	44.1	62.5	41.3
(มิลลิกรัม/ลิตรในรูปของไนโตรเจน)	SD.	7.0	10.7	7.0	10.6	14.9	15.4	14.9	14.1
ซัลไฟด์ (Sulfide)	เฉลี่ย	2.3	0.4	2.3	0.2	2.3	0.3	2.3	0.4
(มิลลิกรัม/ลิตร)	SD.	0.2	0.1	0.2	0.1	1.5	0.3	1.5	0.3
ก๊าซชีวภาพ (Biogas)	เฉลี่ย	-	0	-	0	-	0	-	0
(ลิตร/วัน)	SD.	-	0	-	0	-	0	-	0

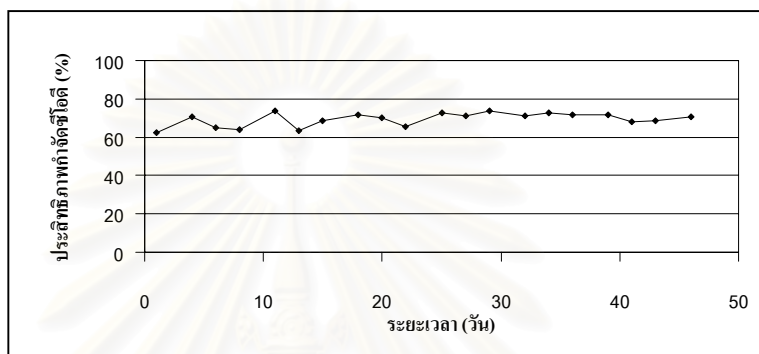
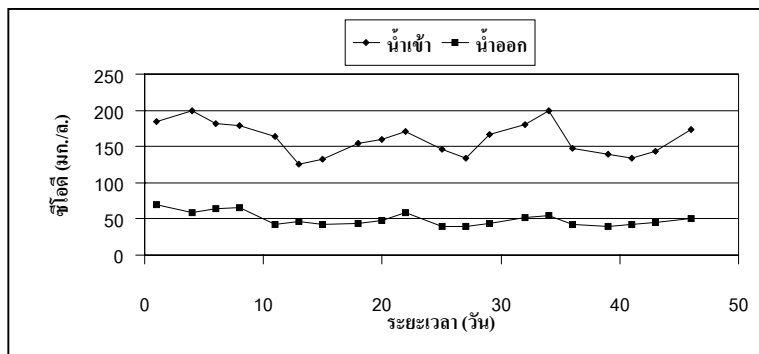


(ก) $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:3 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. (ข) $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:7 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.

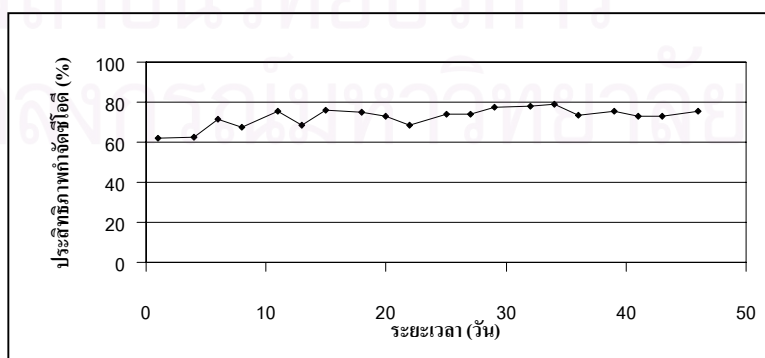
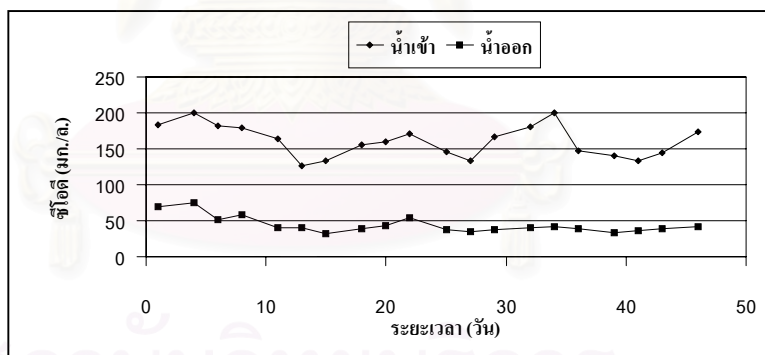


(ค) $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. (ง) $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:15 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.

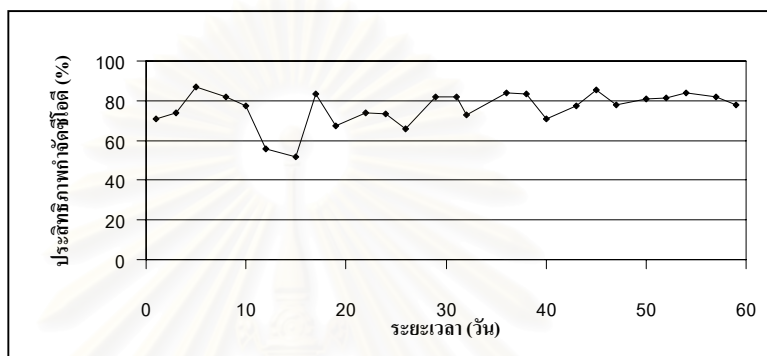
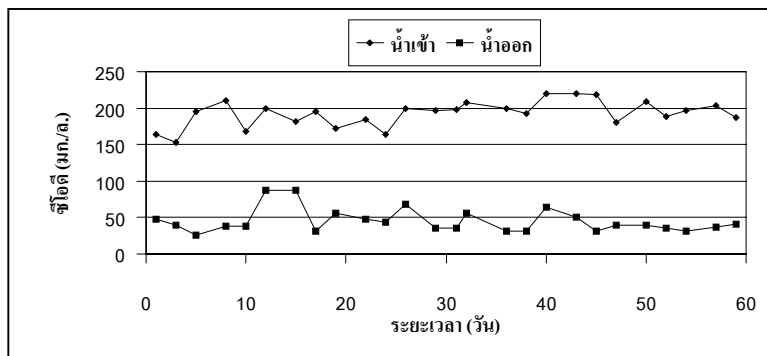
รูปที่ 4.1 ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่สกัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆ



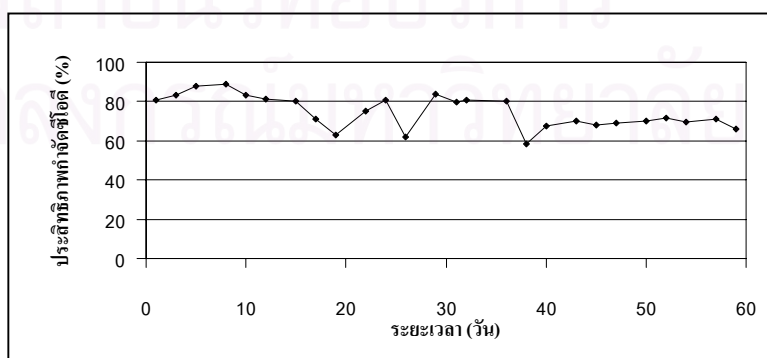
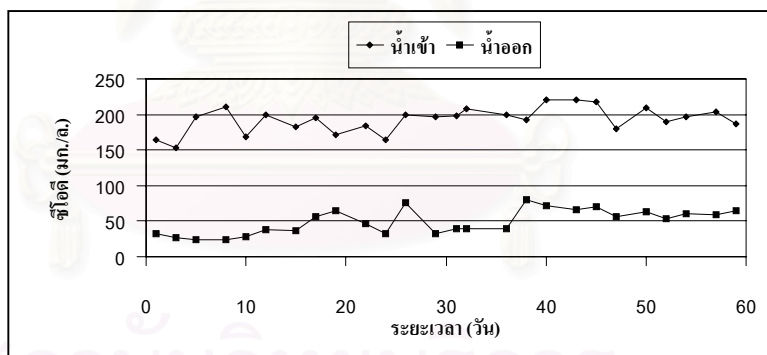
รูปที่ 4.2 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3



รูปที่ 4.3 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7



รูปที่ 4.4 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11



รูปที่ 4.5 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

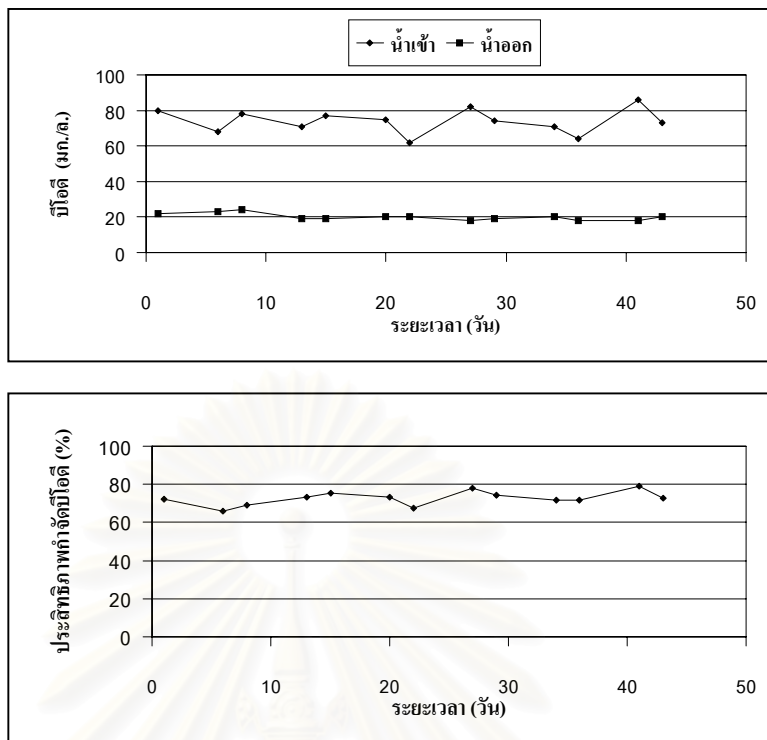
แสดงดังรูปที่ 4.2–4.5 และพบว่า เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) แตกต่างกัน จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

เนื่องจากน้ำเข้าระบบมาจากน้ำเสียในถังพักเดียวกัน และเป็นน้ำเสียที่ต้องเติมใหม่ทุกวัน ทำให้ค่าซีโอดีของน้ำเข้าระบบมีค่าใกล้เคียงกันกับสภาพความเป็นจริงมาก จากรูปที่ 4.2–4.5 พบว่า ค่าซีโอดีในน้ำเข้าระบบของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าแตกต่างกันไม่มากนัก และมีค่าค่อนข้างสม่ำเสมอ เนื่องจากพฤติกรรมการใช้น้ำในอาคารส่วนใหญ่มาจากการใช้ห้องน้ำ ซึ่งค่าซีโอดีในน้ำเข้าระบบตลอดการทดลองนี้ อยู่ในช่วง 126 – 220 มก./ล. ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:11 และ 1:15 มีค่าซีโอดีในน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี แปรปรวนในช่วงแรก เนื่องจากระบบทำการปรับตัวให้คุ้นเคยกับน้ำเสียและสภาวะความเร็วไหลขึ้นที่ 4.5 ม./ชม. เมื่อทำการทดลองต่อไปในช่วงที่ 2 ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 และ 1:7 พบว่า ค่าซีโอดีในน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีค่อนข้างคงที่ การที่ระบบสามารถปรับตัวได้เร็วและเข้าสู่สภาวะคงตัว เนื่องจากน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียประเภทย่อยสลายได้ง่าย

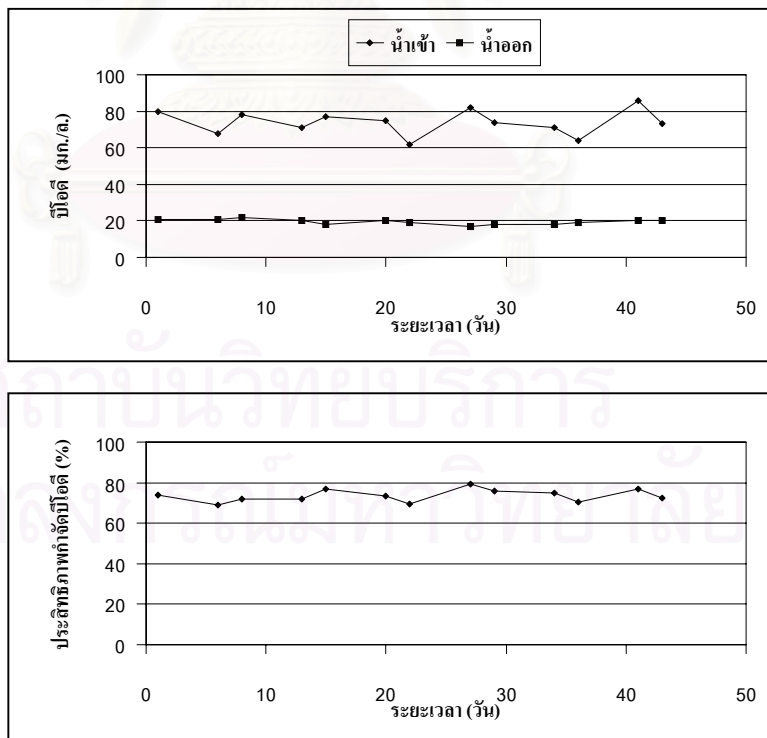
4.1.1.2 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

บีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบอาศัยหลักการเดียวกับที่กล่าวในซีโอดี เพราะเป็นแหล่งคาร์บอนที่สำคัญ ที่แบคทีเรียนำไปใช้ในการย่อยสลาย และเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ จากการทดลองพบว่า ค่าบีโอดีของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 82.9 และ 73.9 มก./ล. ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 20.0, 19.5, 19.1 และ 20.0 มก./ล. ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยคิดเป็น 72.7, 73.5, 76.6 และ 75.6 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และพบว่า เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) แตกต่างกัน จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) ค่าบีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.6–4.9

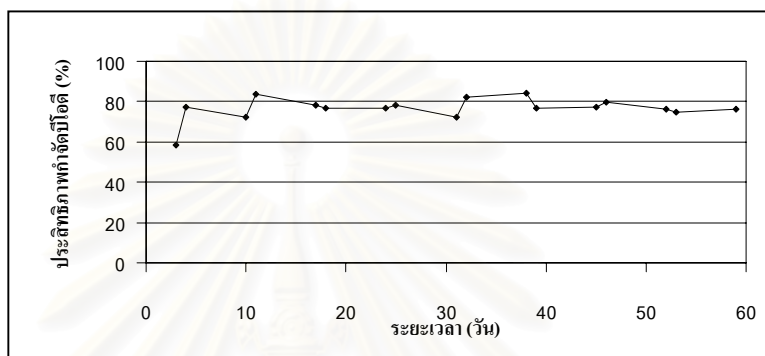
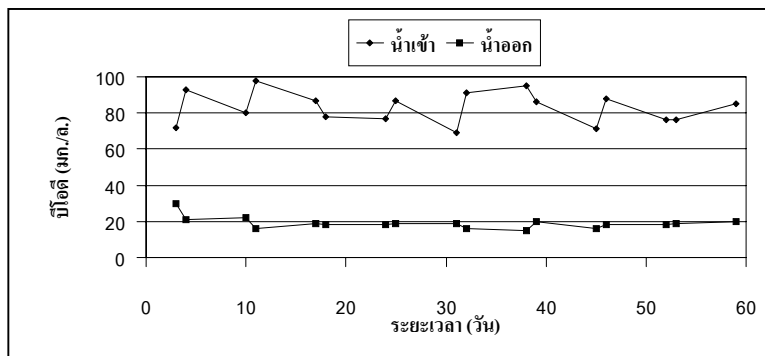
จากรูปที่ 4.6-4.9 พบว่า ค่าบีโอดีในน้ำเข้าระบบของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าแตกต่างกันไม่มาก ซึ่งค่าบีโอดีในน้ำเข้าระบบตลอดการทดลองนี้ มีค่าอยู่ในช่วง 62 – 98 มก./ล. ค่าบีโอดีในน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัดเป็นไปในลักษณะเดียวกันกับค่าซีโอดี คือ ค่าบีโอดีในน้ำออกของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหล



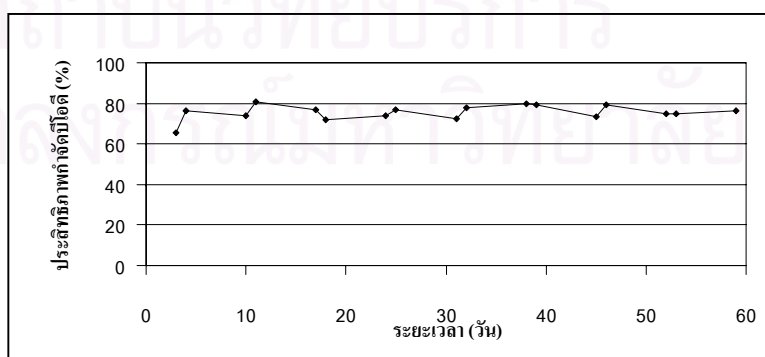
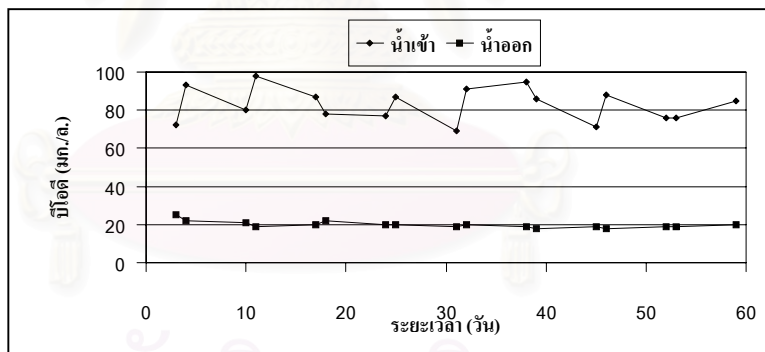
รูปที่ 4.6 ป็นิตีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:3



รูปที่ 4.7 ป็นิตีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:7



รูปที่ 4.8 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:11



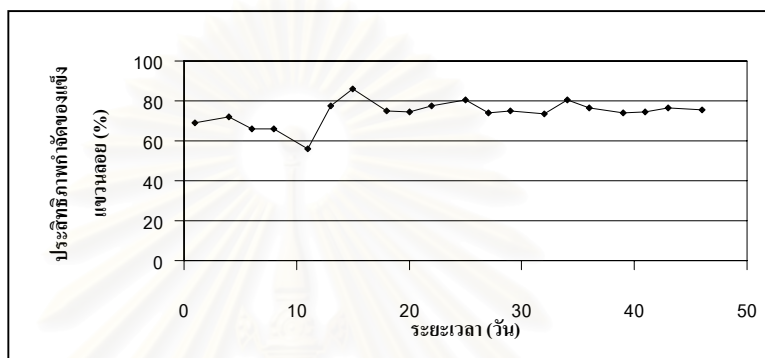
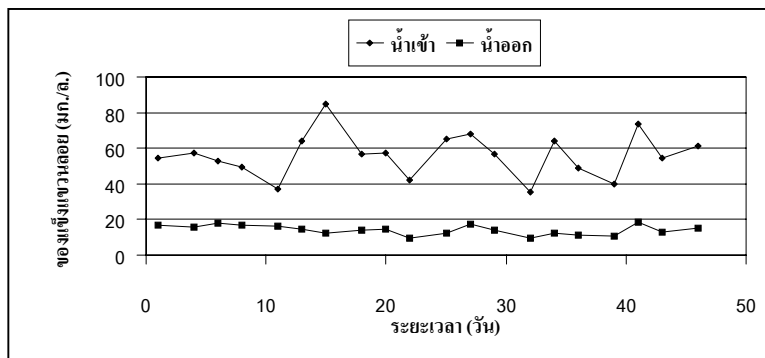
รูปที่ 4.9 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:15

เวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:11 และ 1:15 มีค่าแปรปรวนในช่วงแรก เนื่องจากในระหว่างการปรับตัวของระบบ มีของแข็งแขวนลอยบางส่วนได้หลุดออกมาเนื่องจากไม่สามารถอยู่ในสภาพที่มีความเร็วไหลขึ้นที่ 4.5 ม./ชม. ได้ ทำให้ค่าบีโอดี ในช่วงแรกมีค่าสูงและประสิทธิภาพการกำจัดต่ำ และเมื่อทำการทดลองต่อไปจนตลอดการทดลอง พบว่า ค่าบีโอดีในน้ำออก และประสิทธิภาพการกำจัดที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าใกล้เคียงกัน และมีประสิทธิภาพกำจัดบีโอดีค่อนข้างสูง

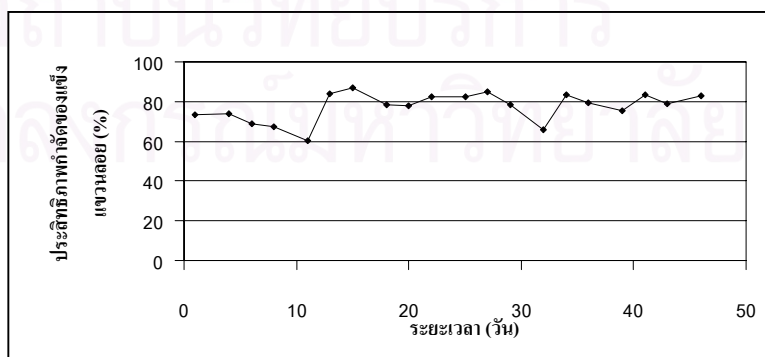
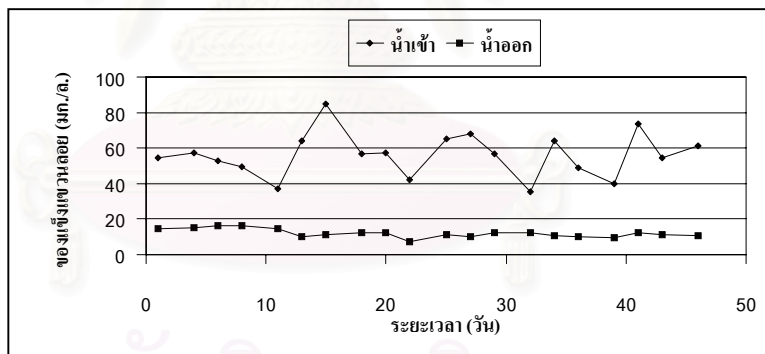
4.1.1.3 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

ของแข็งแขวนลอย คือ อนุภาคต่างๆที่ปะปนอยู่ในน้ำเสีย ซึ่งประกอบด้วย สารอินทรีย์และสารอนินทรีย์หลายชนิด น้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่อนุภาคจะเป็นพวกที่ย่อยสลายได้ง่าย จากการทดลองพบว่า ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 68.9 และ 56.2 มก./ล. ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 14.2, 12.1, 11.7 และ 17.0 มก./ล. ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยคิดเป็น 74.0, 77.4, 81.7 และ 73.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และพบว่า เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) แตกต่างกัน จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) ค่าของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองนี้ แสดงดังรูปที่ 4.10-4.13

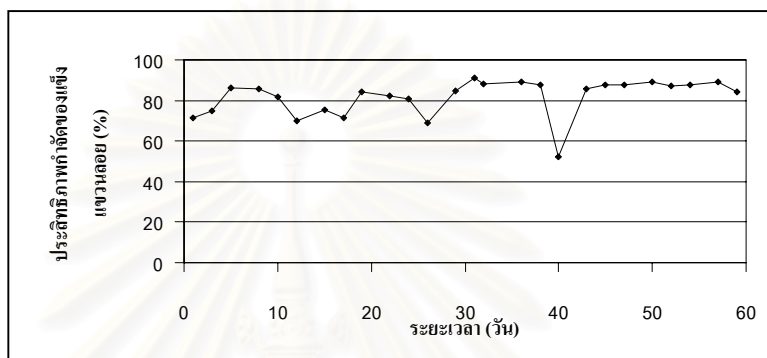
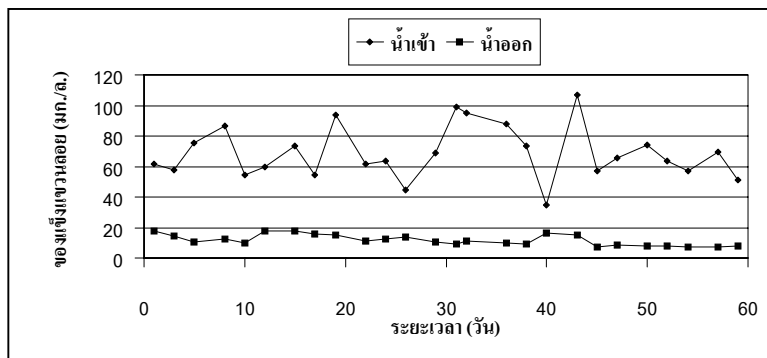
จากรูปที่ 4.10-4.13 พบว่า ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าค่อนข้างต่ำ ซึ่งค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองนี้ อยู่ในช่วง 34.8 – 106.6 มก./ล. ทั้งนี้ น้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากห้องน้ำรวม น่าจะมีค่าของแข็งแขวนลอยปริมาณมาก แต่เนื่องจากน้ำเสียรวมจากอาคารเจริญวิศวกรรมจะลงสู่ถังพักโดย จะมีผนังกันตะกอนที่ลอยอยู่ผิวบน และส่วนที่เป็นน้ำเสียจะไหลตลอดลงมายังถังพักน้ำเสีย สามารถสังเกตได้จากการที่มีชั้นตะกอนลอย (Scum) หนา ประมาณ 1 ฟุต อยู่บริเวณชั้นบนของถังพักน้ำเสีย และชั้นตะกอนลอยเหล่านี้จะไม่ถูกสูบเข้าไปยังระบบบำบัด แต่จะถูกสูบระบายออกโดยผู้ดูแลระบบปีละ 2 ครั้ง และเนื่องจากถังพักน้ำเสียของอาคารเจริญวิศวกรรมมีขนาดใหญ่ จึงมีเวลากักนานพอที่จะทำให้ของแข็งแขวนลอยบางส่วนตกตะกอนอยู่ทางตอนล่างของถังพักน้ำเสีย จึงทำให้ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเข้าระบบตลอดการทดลองมีค่าค่อนข้างต่ำ และมีแนวโน้มไม่คงที่ แต่พบว่าค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยใน



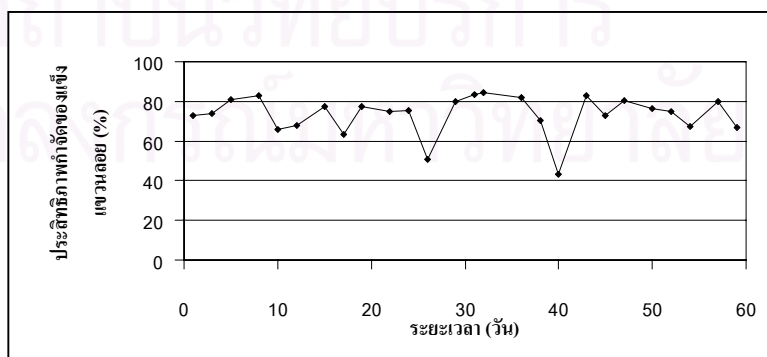
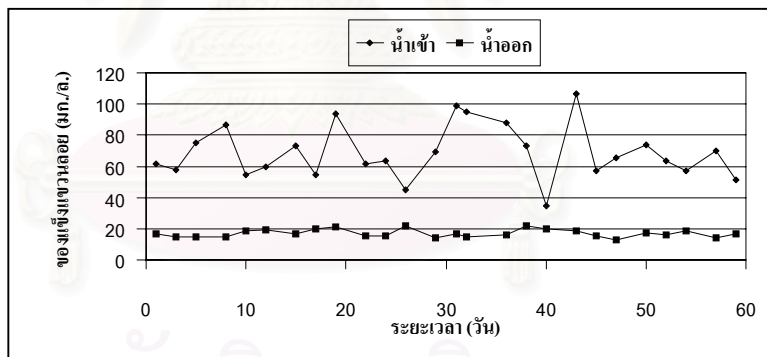
รูปที่ 4.10 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิผลการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:3



รูปที่ 4.11 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิผลการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:7



รูปที่ 4.12 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:11



รูปที่ 4.13 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:15

น้ำเข้าของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) แตกต่างกันไม่มากนัก เนื่องจากน้ำเข้าระบบมาจากน้ำเสียในถังพักเดียวกัน และเป็นน้ำเสียที่ต้องเติมใหม่ทุกวัน และยังพบว่าค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำออกที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าค่อนข้างต่ำและคงที่ ซึ่งของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกจากระบบมีลักษณะเป็นฟล็อก (Floc) ที่มีน้ำหนักเบา และไม่สามารถอยู่ในระบบที่มีสภาพความเร็วไหลขึ้นที่ 4.5 ม./ชม. ได้

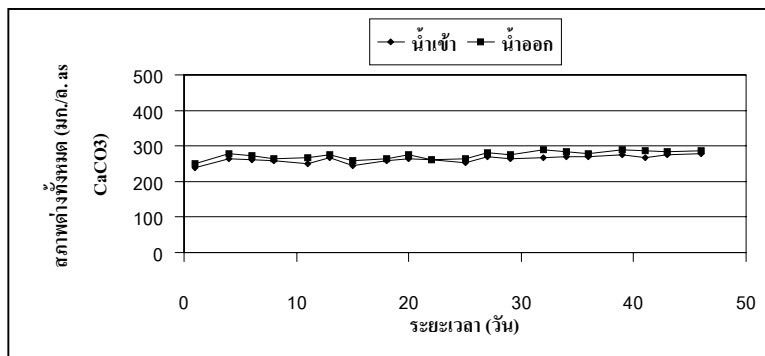
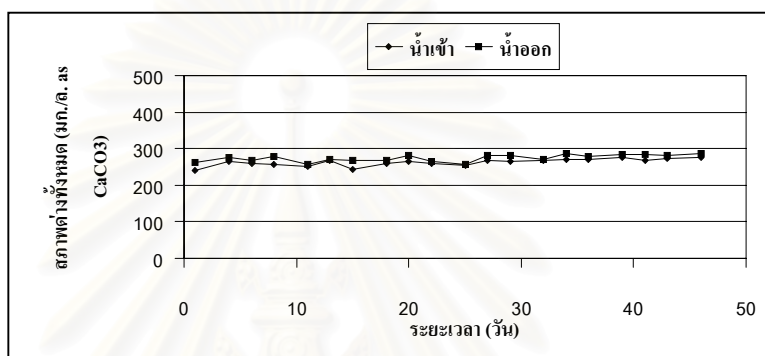
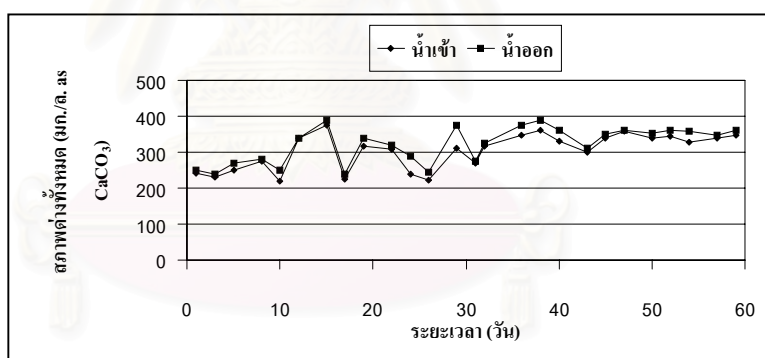
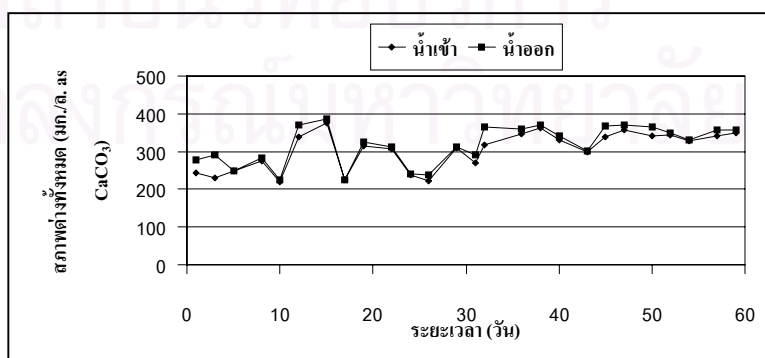
4.1.1.4 สภาพต่างทั้งหมด

ค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 302.7 และ 262.8 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 274.5, 274.7, 320.9 และ 317.6 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.14

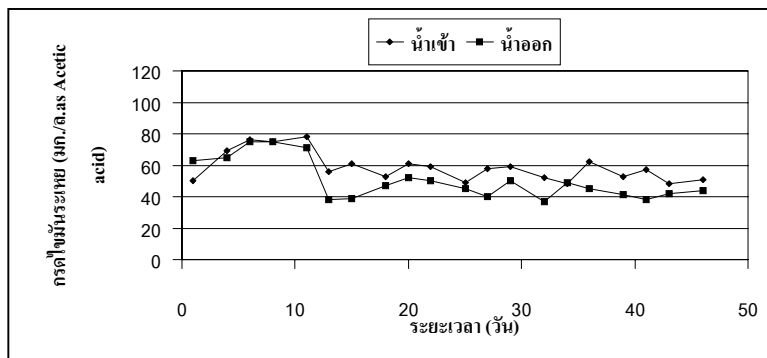
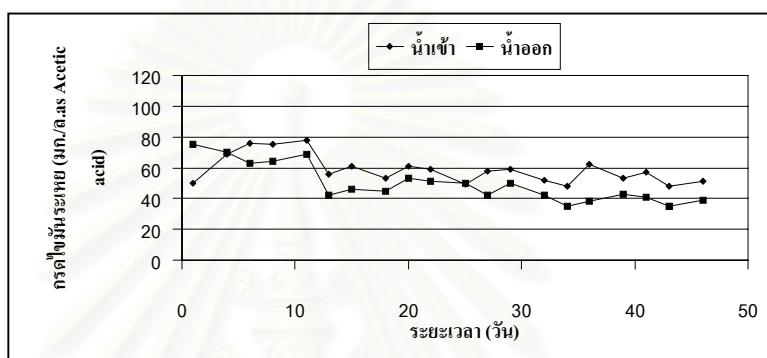
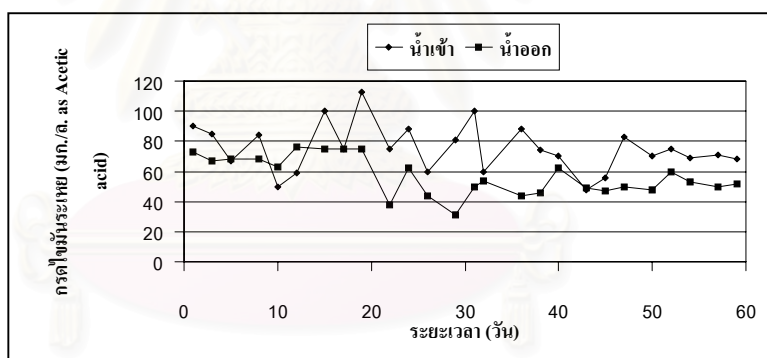
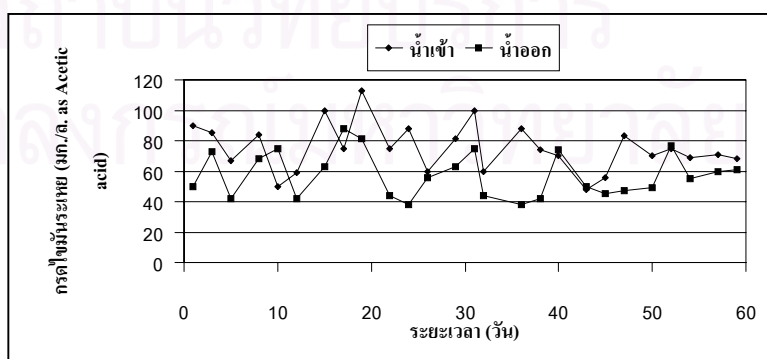
เนื่องจากการทดลองนี้ น้ำเสียเข้าระบบที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียชุมชนที่แท้จริง และไม่ได้ทำการเติมบัฟเฟอร์ให้แก่ระบบ ดังนั้นสภาพต่างทั้งหมดในน้ำเข้าระบบจึงเป็นสภาพต่างจริงในน้ำเสีย จากรูปที่ 4.14 พบว่า ค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกเมื่อเทียบกับในน้ำเข้า ของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่สภาวะคงตัว มีค่าเพิ่มขึ้นและมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก การที่สภาพต่างทั้งหมดมีค่าเพิ่มขึ้น เพราะเกิดแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) ขึ้นในระบบ เนื่องจากสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนในน้ำเสียถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียม (NH_4^+) ส่วนคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน เมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัวจะให้ H^+ และ HCO_3^- เมื่อ HCO_3^- รวมกับ NH_4^+ จะเกิดเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3)

4.1.1.5 กรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 75.3 และ 58.8 มก./ล. ในรูปของกรดอะเซติกตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 50.3, 49.7, 56.9 และ 57.7 มก./ล. ในรูปของกรดอะเซติก ตามลำดับ ค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.15

(ก) ถึงปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถึงปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถึงปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถึงปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.14 สภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 1

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.15 กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 1

จากรูปที่ 4.15 พบว่า ปริมาณกรดไขมันระเหยในน้ำออกเมื่อเทียบกับในน้ำเข้าที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) มีค่าลดลงเล็กน้อย เนื่องจากแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้น้อย ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณซีโอไลท์ที่ถูกกำจัดในปริมาณไม่มากนัก

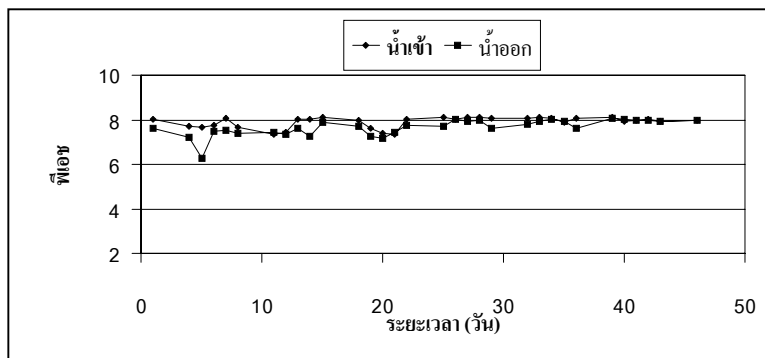
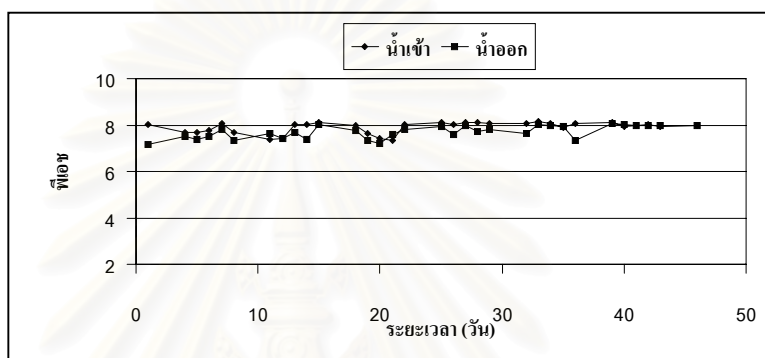
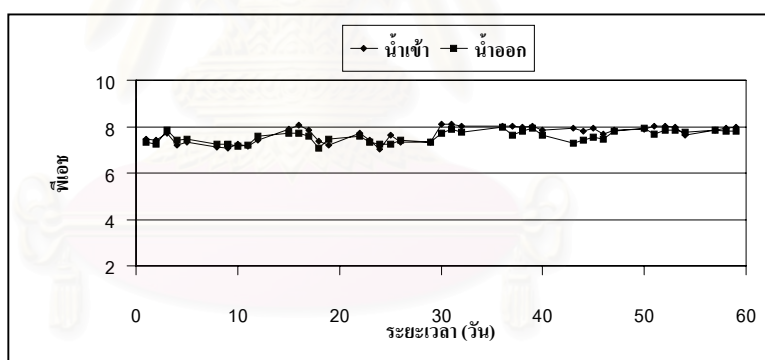
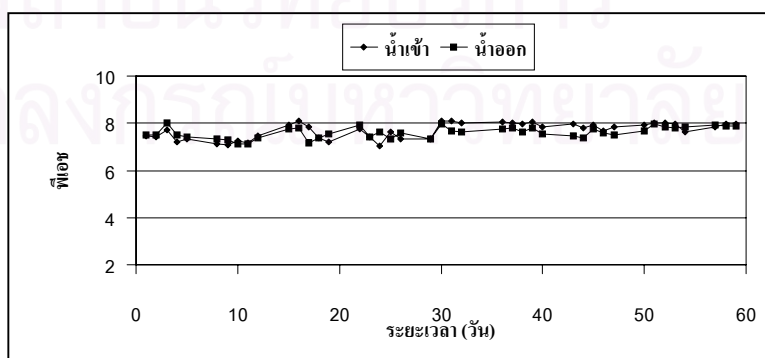
4.1.1.6 พีเอช

ค่าพีเอชของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.6 และ 7.8 ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากับ 7.4, 7.6, 7.5 และ 7.5 ตามลำดับ ค่าพีเอชตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.16

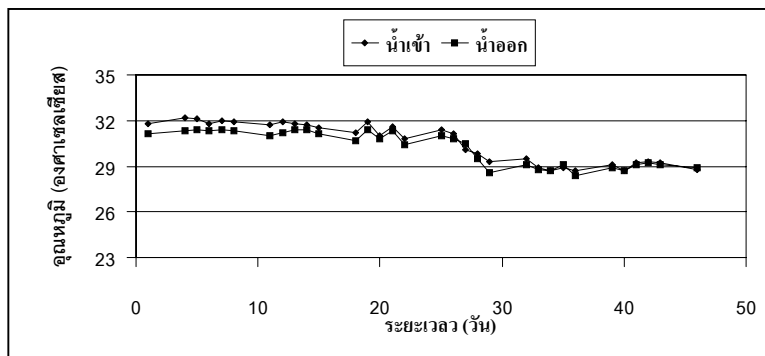
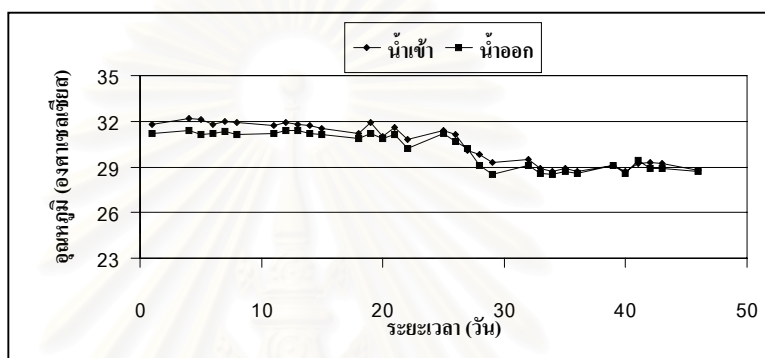
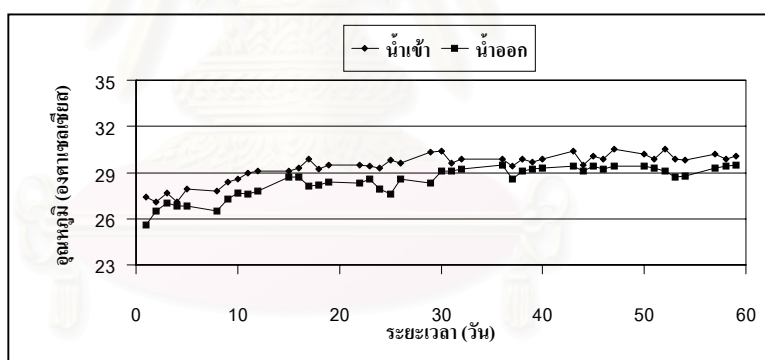
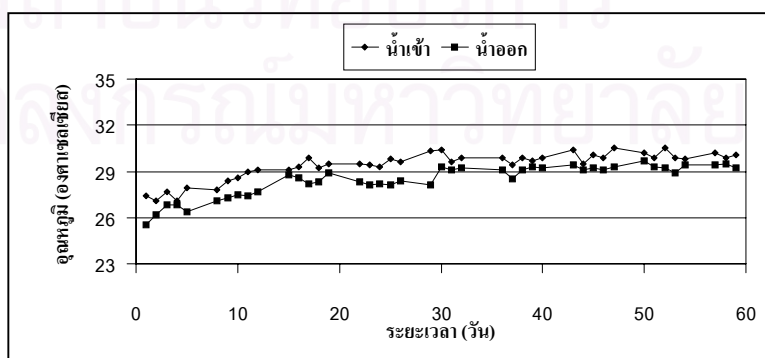
จากรูปที่ 4.16 พบว่า ค่าพีเอชในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) มีค่าลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับในน้ำเข้า เนื่องจากคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน เมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัวจะให้ H^+ ทำให้ค่าพีเอชในน้ำออกลดลงเล็กน้อย และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพค่าไบคาร์บอเนตของระบบที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.184, 0.182, 0.184 และ 0.189 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับอัตราส่วนที่เหมาะสม คือ น้อยกว่า 0.4 ถือว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์ที่สูง ซึ่งเป็นสาเหตุให้ค่าพีเอชในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) เปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย และค่าพีเอชในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) มากกว่าค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนคือ 6.8 - 7.2 แต่ก็ไม่ส่งผลต่อการทำงานของระบบโดยสังเกตจากสภาวะคงตัวที่ค่อนข้างสม่ำเสมอ

4.1.1.7 อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.4 และ 30.6 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากับ 30.2, 30.1, 28.4 และ 28.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ค่าอุณหภูมิตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.17

(ก) ถังปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถังปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถังปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถังปฏิบัติการที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.16 ฟิเอชตลอดการทดลองที่ 1

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.17 อุณหภูมิตลอดการทดลองที่ 1

จากรูปที่ 4.17 พบว่า จะเห็นได้ว่าค่าอุณหภูมิในน้ำเข้าระบบและในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าใกล้เคียงกัน โดยการทดลองช่วงที่ 1 อุณหภูมิในน้ำออกมีแนวโน้มสูงขึ้น เนื่องจากทำการทดลองช่วงปลายฤดูหนาวเข้าฤดูร้อน และการทดลองช่วงที่ 2 อุณหภูมิมีแนวโน้มลดลง เนื่องจากทำการทดลองในฤดูร้อนเข้าฤดูฝน ซึ่งค่าอุณหภูมิในน้ำออกตลอดการทดลองนี้ มีค่าอยู่ในช่วง 25.5-31.4 องศาเซลเซียส และอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจน คือ ช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic)

4.1.1.8 โออาร์พี

ค่าโออาร์พีในน้ำเสีย แสดงถึง ความสามารถในการให้หรือรับอิเล็กตรอนระหว่างปฏิกิริยารีดอกซ์ ระบบแบบไร้ออกซิเจนจะมีค่าโออาร์พีเป็นลบ หมายความว่าระบบแบบไร้ออกซิเจนมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดีกว่ารับอิเล็กตรอน ค่าโออาร์พีที่เหมาะสมของระบบแบบไร้ออกซิเจนอยู่ในช่วง -500 ถึง -300 มิลลิโวลต์ จากการทดลอง ดังตารางที่ 4.1 พบว่าค่าโออาร์พีในน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ -271.7, -276.8, -308.7 และ -305.7 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ ค่าโออาร์พีตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.18

จากรูปที่ 4.18 พบว่า ค่าโออาร์พีในน้ำออกตลอดการทดลองนี้ อยู่ในช่วง -343 ถึง -247 มิลลิโวลต์ แสดงว่าระบบเกิดปฏิกิริยาลดสลายแบบไร้ออกซิเจนได้ดี

4.1.1.9 ก๊าซชีวภาพ

ตลอดการทดลองพบว่า ที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ไม่สามารถตรวจวัดก๊าซชีวภาพได้ แม้จะได้ทำการติดตั้งอุปกรณ์วัดก๊าซที่มีขนาดเล็กเพื่อให้วัดก๊าซที่เกิดขึ้นได้ แต่ปรากฏว่าไม่มีก๊าซเกิดในอุปกรณ์วัดก๊าซ สาเหตุเนื่องมาจากการที่แหล่งคาร์บอนในน้ำเสียเข้าระบบมีน้อยมาก การย่อยสลายชีโอดีที่ต่ำมากจะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ในปริมาณน้อยมากเช่นเดียวกัน รวมทั้งก๊าซชีวภาพสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบและออกไปกับน้ำทิ้งได้ ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพในปริมาณที่อ่านค่าได้ โดยการคำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพทางทฤษฎีแสดงไว้ในหัวข้อที่ 4.5

4.1.1.10 ทีเคเอ็น

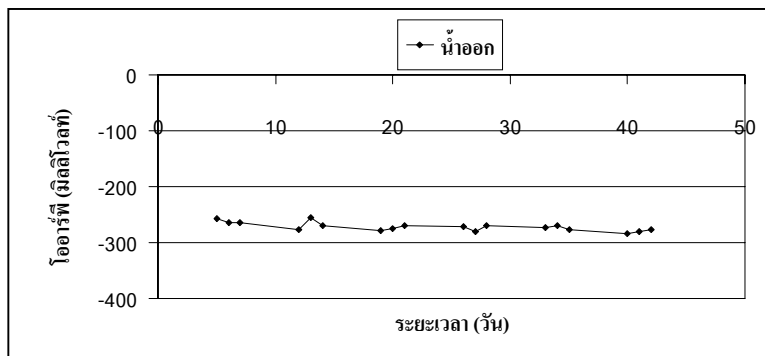
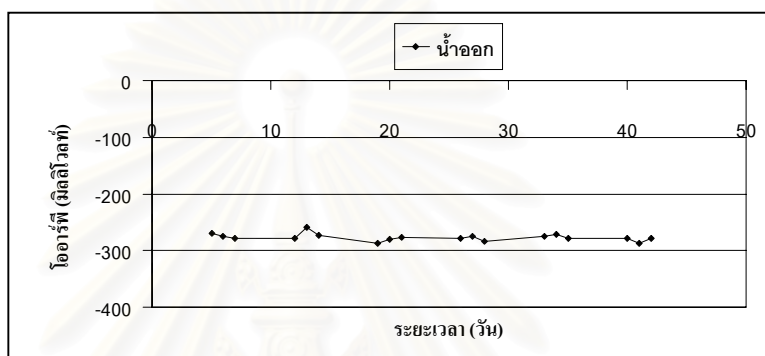
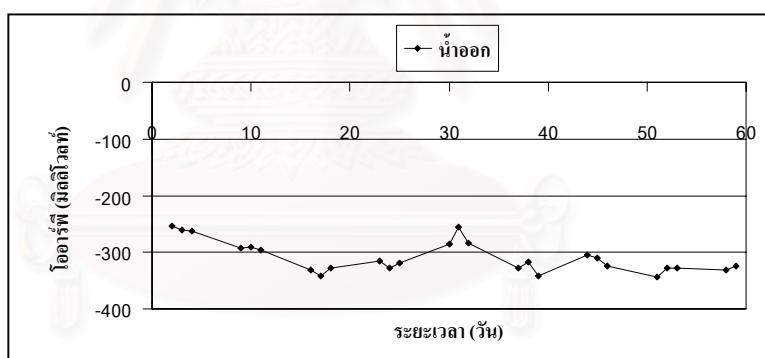
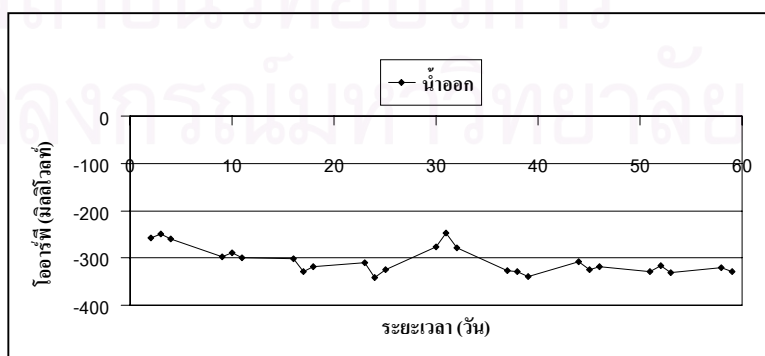
ค่าทีเคเอ็นของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 62.5 และ 57.7 มก./ล. ในรูปของไนโตรเจน ตามลำดับ ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 43.0, 40.5, 44.1 และ 41.3 มก./ล. ในรูปของไนโตรเจน ตามลำดับ ค่าทีเคเอ็นตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.19

จากรูปที่ 4.19 พบว่า ค่าทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลองนี้อยู่ในช่วง 39 - 95 มก./ล. ในรูปไนโตรเจน และเพียงพอต่อความต้องการของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากอัตราส่วน BOD : N ที่เหมาะสมต่อระบบแบบไร้ออกซิเจนอย่างน้อยเท่ากับ 100 : 1.1 ซึ่งค่าทีเคเอ็นในน้ำออกเมื่อเทียบกับในน้ำเข้าของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าลดลงเล็กน้อย แสดงว่าระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นต่ำ เนื่องจากเป็นข้อจำกัดของระบบแบบไร้ออกซิเจน โดยการลดลงของทีเคเอ็นในระบบเกิดจากการนำไนโตรเจนไปใช้ในการดำรงชีวิตของแบคทีเรีย กล่าวคือ แบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนมีการสร้างเซลล์ใหม่บ่อย จึงทำให้ระบบต้องการสารอาหารไนโตรเจนในปริมาณน้อย

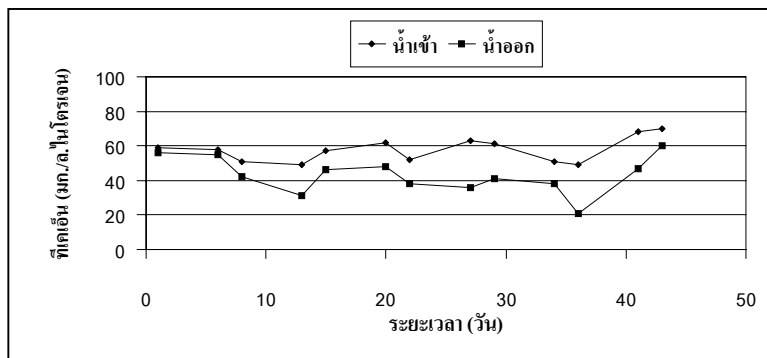
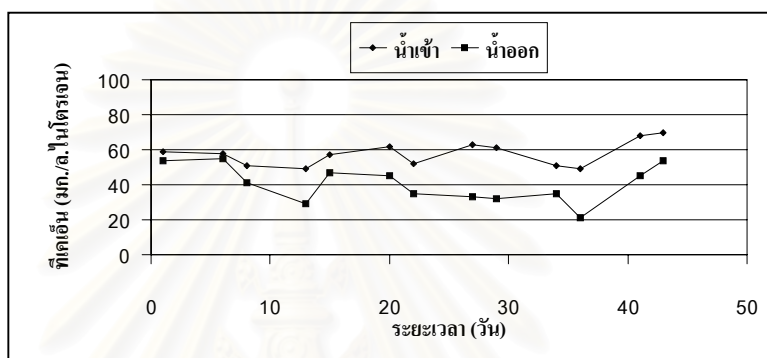
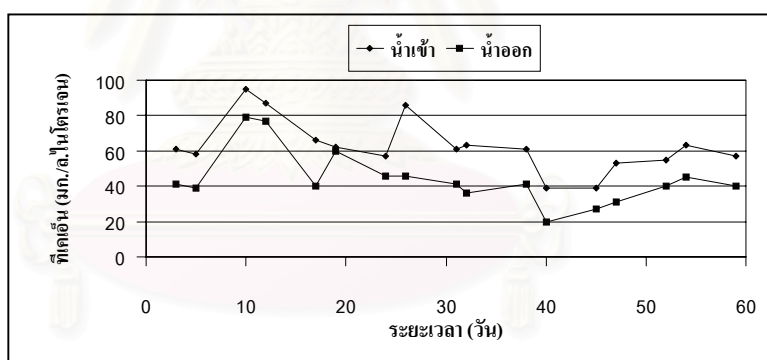
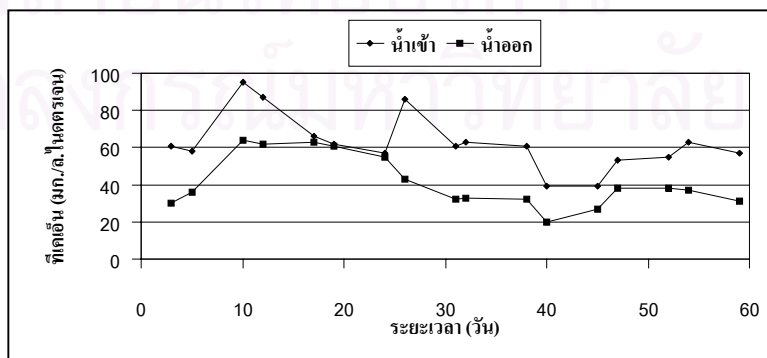
4.1.1.11 ชัลไฟด์

ค่าชัลไฟด์ของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสียของการทดลองช่วงที่ 1 และช่วงที่ 2 มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 2.3 มก./ล. ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าชัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับ 0.4, 0.2, 0.3 และ 0.4 มก./ล. ตามลำดับ ค่าชัลไฟด์ตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.20

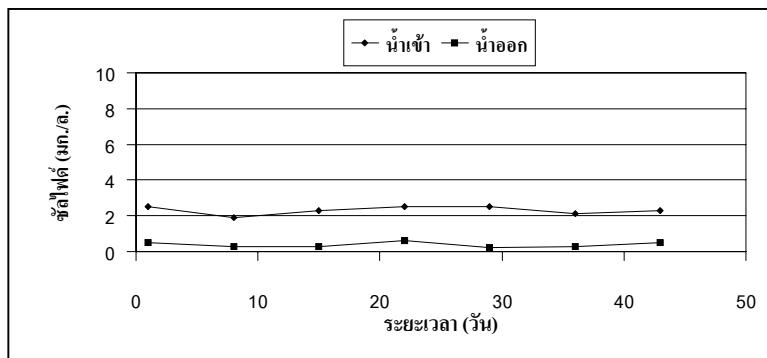
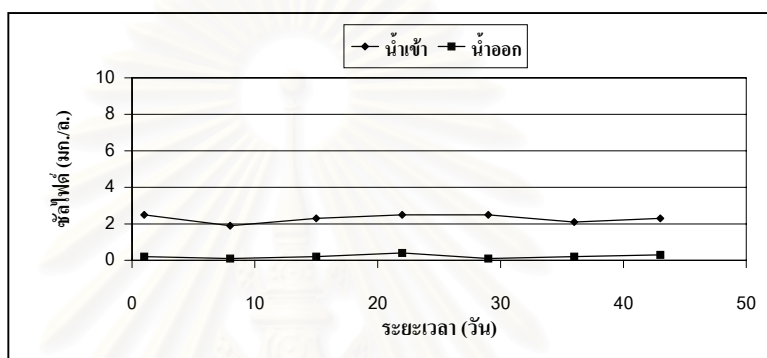
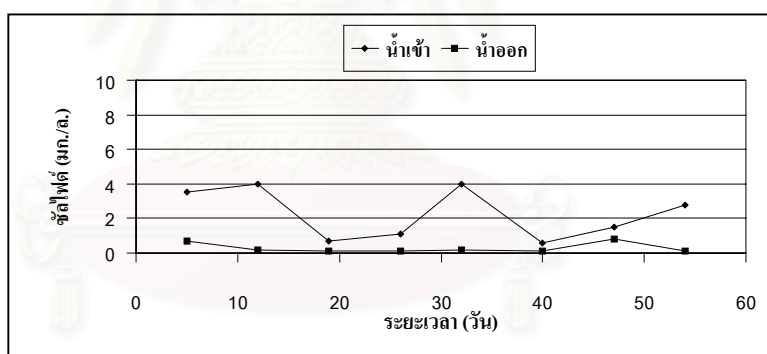
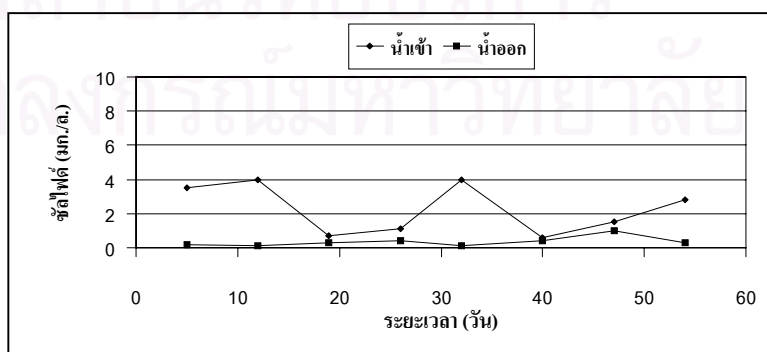
จากรูปที่ 4.20 พบว่า ปริมาณชัลไฟด์ในน้ำเข้าระบบและในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีปริมาณต่ำ ซึ่งไม่มีผลเสียต่อแบคทีเรียในระบบ แต่กลับเป็นผลดีต่อการทำงานของระบบ เนื่องจากชัลไฟด์ในปริมาณเล็กน้อย เป็นสารอาหารที่จำเป็นต่อแบคทีเรียสร้างมีเทน และชัลไฟด์ในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าลดลงเมื่อเทียบกับในน้ำเข้า เนื่องจากชัลไฟด์อาจถูกใช้ไปโดยแบคทีเรียสร้างมีเทน หรือในสถานะไร้ออกซิเจน ชัลไฟด์สามารถรวมกับไฮโดรเจนไอออนกลายเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ระเหยออกมาระหว่างน้ำออกไหลสู่บรรยากาศภายนอก

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.18 ไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 1

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.19 ที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 1

(ก) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:3(ข) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:7(ค) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:11(ง) ถังปฏิกรณ์ที่มี $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:15

รูปที่ 4.20 ชัลดไฟต์ตลอดการทดลองที่ 1

4.1.2 การศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอจีเอสบี

การทดลองนี้เป็นการทดลองที่ 2 โดยกำหนดสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ให้คงที่เท่ากับ 1:11 และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้มีค่าเท่ากับ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. โดยใช้น้ำเสียในถังพักเดียวกัน การทดลองนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ ผลการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.2 ซึ่งแสดงเป็นค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของพารามิเตอร์ต่างๆในน้ำเสีย เมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงตัว (Steady state) และระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ แสดงดังรูปที่ 4.21

4.1.2.1 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

ค่าซีโอดีของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 162.4 มก./ล. ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 44.6 และ 33.6 มก./ล. ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยคิดเป็น 72.5 และ 79.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.22-4.23

จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.22-4.23 พบว่า ค่าซีโอดีเฉลี่ยในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. มีค่าต่ำกว่าของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. ทำให้ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. เนื่องจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะมีการเวียนกลับน้ำในระบบในอัตราสูงกว่า ซึ่งการเวียนกลับของน้ำเสียเป็นการนำสารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดท้ายกลับเข้ามาสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ปฏิกิริยาย่อยสลายในระบบสมบูรณ์มากขึ้น นอกจากนี้เมื่อความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า จะส่งผลให้ชั้นตะกอนมีการขยายตัวมากขึ้น ทำให้การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงมากขึ้น และเกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ได้ดีขึ้น ระบบจึงสามารถปรับตัวเข้ากับน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีเข้าระบบที่แปรปรวนได้ดี และสามารถทำให้ค่าซีโอดีในน้ำออกมีค่าต่ำ และใกล้เคียงกันตลอดการทดลอง

ตารางที่ 4.2 ผลการทดลองที่ 2

พารามิเตอร์		สัดส่วน $Q_1:Q_R$ เท่ากับ 1:11			
		ความเร็วไหลขึ้น 3.5 เมตร/ชั่วโมง		ความเร็วไหลขึ้น 5.5 เมตร/ชั่วโมง	
		น้ำเข้า	น้ำออก	น้ำเข้า	น้ำออก
ซีโอดี (COD) (มิลลิกรัม/ลิตร)	เฉลี่ย	162.4	44.6	162.4	33.6
	SD.	7.2	4.4	7.2	4.2
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (เปอร์เซ็นต์)	เฉลี่ย	-	72.5	-	79.3
	SD.		2.8		2.6
บีโอดี (BOD) (มิลลิกรัม/ลิตร)	เฉลี่ย	75.4	19.1	75.4	16.4
	SD.	5.2	1.4	5.2	1.5
ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี (เปอร์เซ็นต์)	เฉลี่ย	-	74.6	-	78.1
	SD.		2.4		2.6
ของแข็งแขวนลอย (SS) (มิลลิกรัม/ลิตร)	เฉลี่ย	55.0	9.8	55.0	11.1
	SD.	6.4	0.6	6.4	0.6
ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง แขวนลอย (เปอร์เซ็นต์)	เฉลี่ย	-	82.0	-	79.7
	SD.		2.3		2.5
สภาพด่างทั้งหมด (Alkalinity) (มิลลิกรัม/ลิตรในรูปของ แคลเซียมคาร์บอเนต)	เฉลี่ย	260.6	272.0	260.6	274.5
	SD.	9.1	10.7	9.1	10.1
กรดไขมันระเหย (VFA) (มิลลิกรัม/ลิตรในรูปของกรดอะเซติก)	เฉลี่ย	63.0	53.3	63.0	53.6
	SD.	5.1	5.2	5.1	5.4
อัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหย ต่อสภาพด่างไปคาร์บอเนต	เฉลี่ย	-	0.196	-	0.195
	SD.		0.018		0.020
อุณหภูมิ (Temperature) (องศาเซลเซียส)	เฉลี่ย	29.6	29.2	29.6	29.2
	SD.	0.5	0.3	0.5	0.4
พีเอช (pH)	เฉลี่ย	7.5	7.4	7.5	7.4
	SD.	0.2	0.2	0.2	0.2
โออาร์พี (ORP) (มิลลิโวลต์)	เฉลี่ย	-	-269.8	-	-274.0
	SD.		6.9		6.3
ทีเคเอ็น (TKN) (มิลลิกรัม/ลิตรในรูปของไนโตรเจน)	เฉลี่ย	56.4	41.4	56.4	40.9
	SD.	4.1	4.5	4.1	4.8
ซัลไฟด์ (Sulfide) (มิลลิกรัม/ลิตร)	เฉลี่ย	2.4	0.4	2.4	0.3
	SD.	0.5	0.2	0.5	0.2
ก๊าซชีวภาพ (Biogas) (ลิตร/วัน)	เฉลี่ย	-	0	-	0
	SD.		0		0

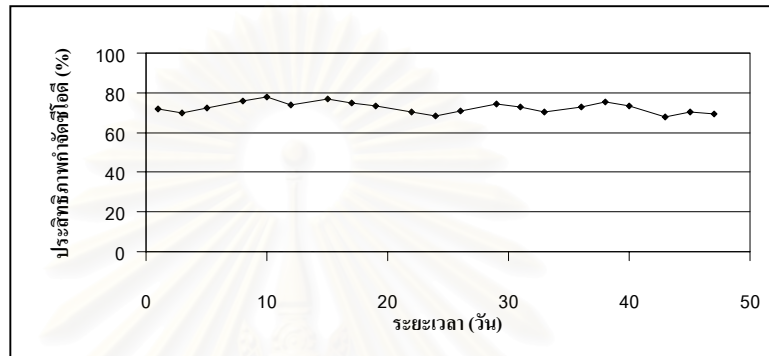
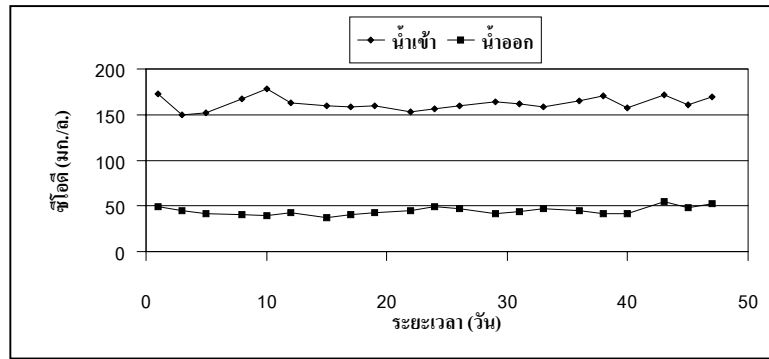


(ก) $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

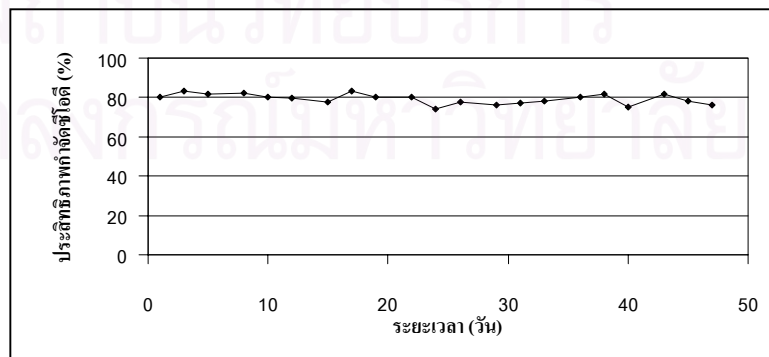
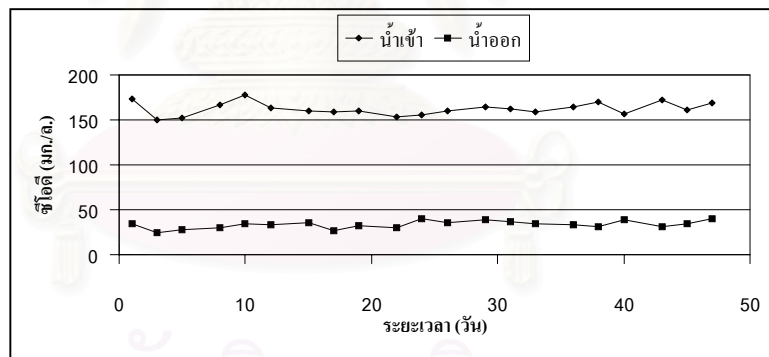


(ข) $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.21 ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ



รูปที่ 4.22 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.



รูปที่ 4.23 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

4.1.2.2 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

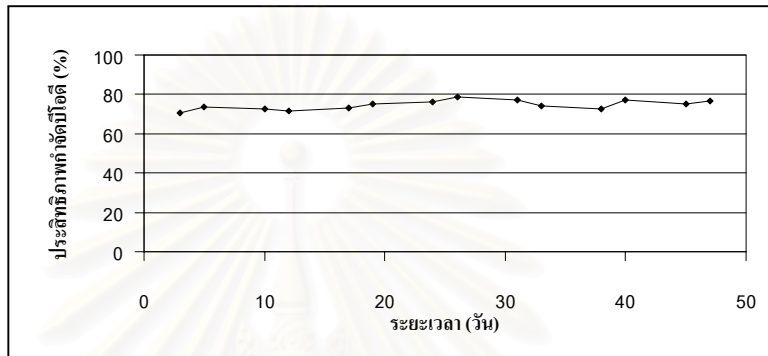
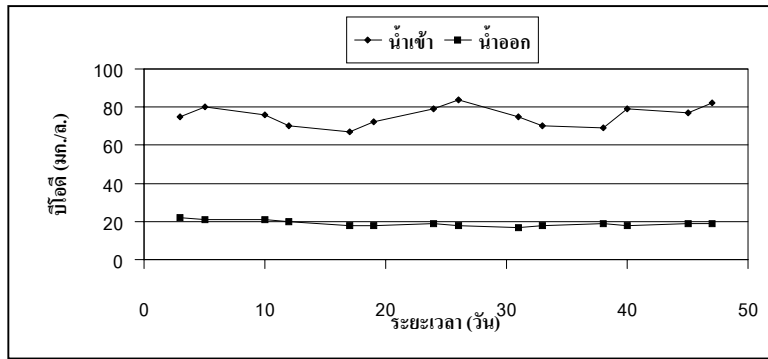
ค่าบีโอดีของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 75.4 มก./ล. ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 19.1 และ 16.4 มก./ล. ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัด บีโอดีเฉลี่ยคิดเป็น 74.6 และ 78.1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าบีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด บีโอดีตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.24-4.25

จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.24-4.25 พบว่า ผลการทดลองที่ได้เป็นไปในทิศทางเดียวกับค่าซีโอดี กล่าวคือ ค่าบีโอดีเฉลี่ยในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. มีค่าต่ำกว่าของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. ทำให้ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. เนื่องจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า จะส่งผลให้ชั้นตะกอนมีการขยายตัวมากขึ้น ทำให้การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงมากขึ้น และเกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ได้ดีขึ้น และสามารถทำให้ค่าบีโอดีในน้ำออกมีค่าใกล้เคียงกันตลอดการทดลอง

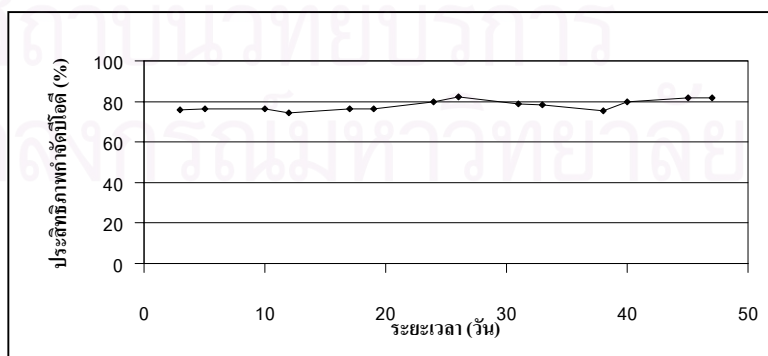
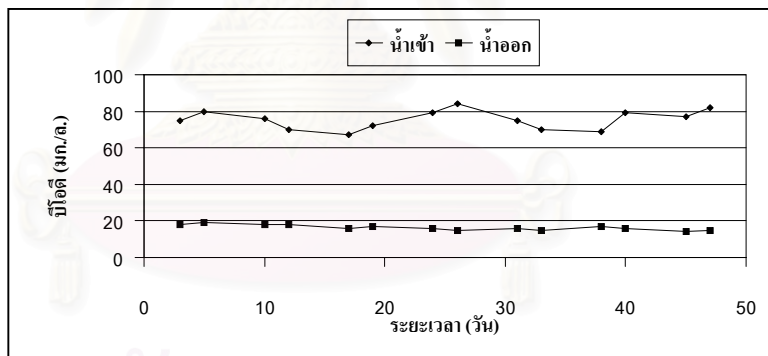
4.1.2.3 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 55.0 มก./ล. ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 9.8 และ 11.1 มก./ล. ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยคิดเป็น 82.0 และ 79.7 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ค่าของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย ตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.26-4.27

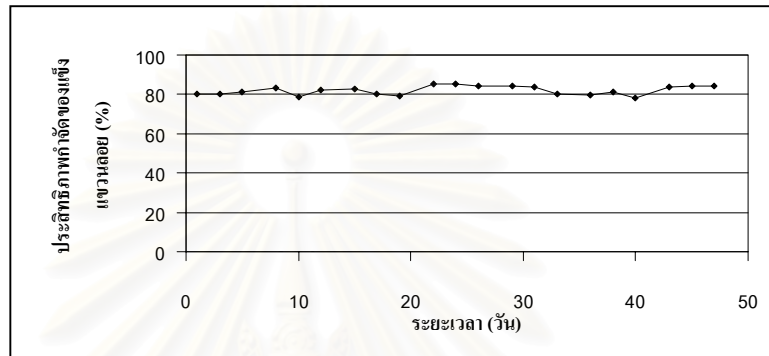
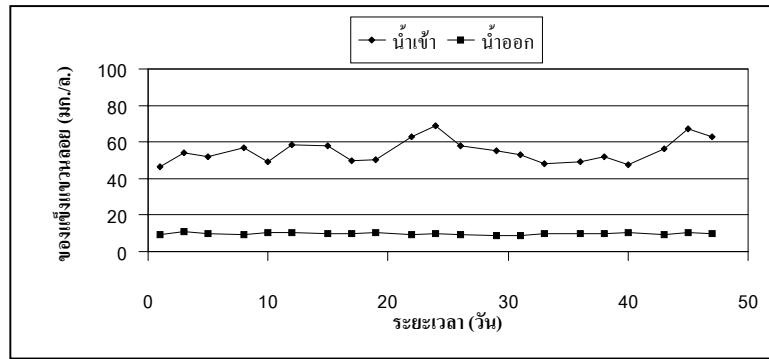
จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.26-4.27 พบว่า ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. มีค่าสูงกว่าของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. ทำให้ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยสูงกว่าถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. เนื่องจากถังปฏิกรณ์



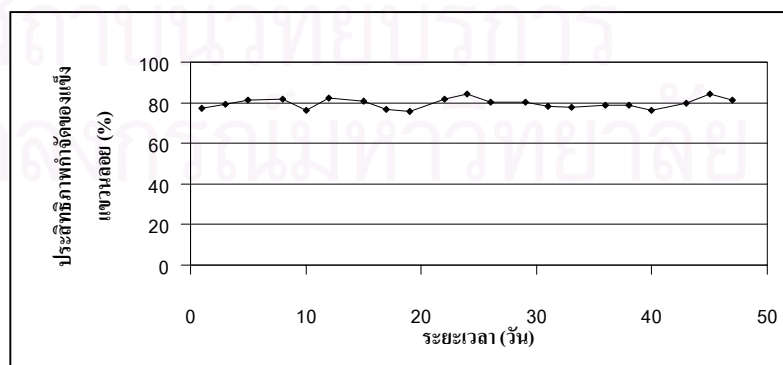
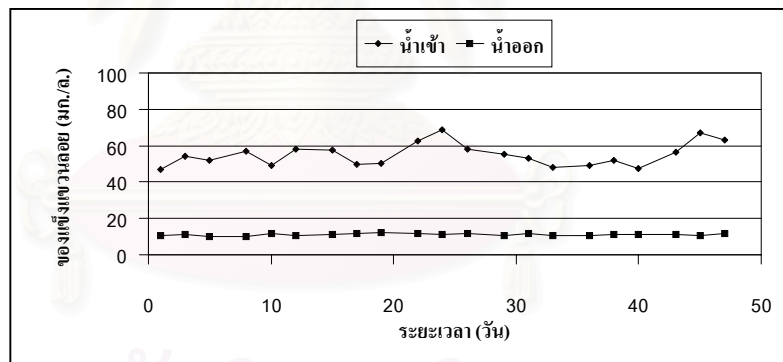
รูปที่ 4.24 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.



รูปที่ 4.25 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.



รูปที่ 4.26 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.



รูปที่ 4.27 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัดที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า จะมีการเวียนกลับของน้ำในระบบในอัตราที่สูงกว่า ทำให้สภาพทาง
 ชลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์มีความปั่นป่วนมากกว่า ของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอน
 ภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย

4.1.2.4 สภาพต่างทั้งหมด

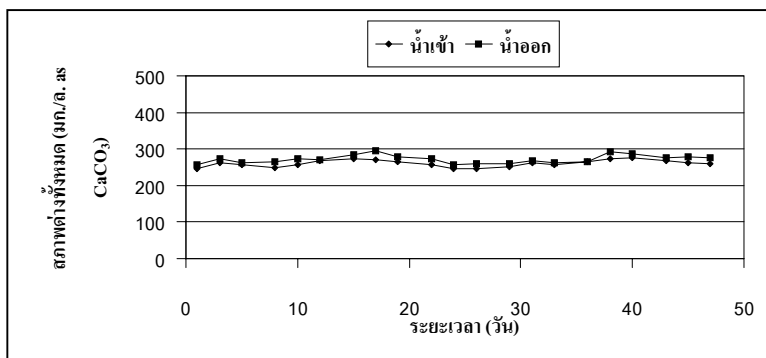
ค่าสภาพต่างทั้งหมดของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย
 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 260.6 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์
 ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 272.0 และ 274.5
 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ค่าสภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองนี้แสดง
 ดังรูปที่ 4.28

จากรูปที่ 4.28 พบว่า ค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกเมื่อเทียบกับในน้ำเข้า
 ของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นทั้ง 3.5 และ 5.5 ม./ชม. ที่สภาวะคงตัวมีค่าเพิ่มขึ้น เพราะเกิด
 แอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) ขึ้นในระบบ เนื่องจากสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนใน
 น้ำเสียถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียม (NH_4^+) ส่วนคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดจากการย่อยสลาย
 สารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน เมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัว
 จะให้ H^+ และ HCO_3^- เมื่อ HCO_3^- รวมกับ NH_4^+ จะเกิดเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต
 (NH_4HCO_3)

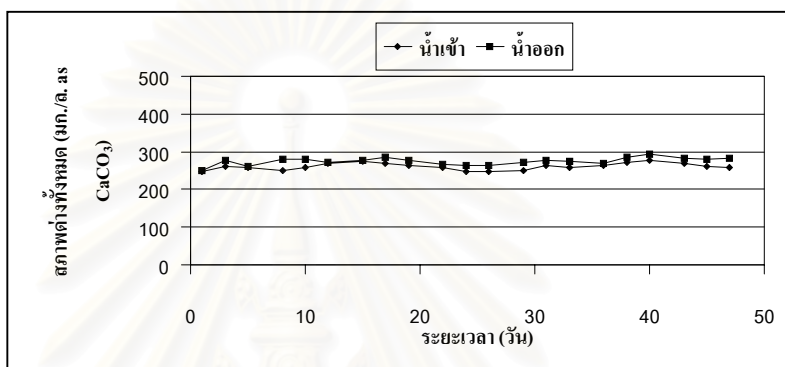
4.1.2.5 กรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มี
 ค่าเฉลี่ยเท่ากับ 63.0 มก./ล. ในรูปของกรดอะเซติก ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มี
 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่ากรดไขมันระเหยเฉลี่ยเท่ากับ 53.3 และ 53.6 มก./ล.
 ในรูปของกรดอะเซติก ตามลำดับ ค่ากรดไขมันระเหยตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.29

จากรูปที่ 4.29 พบว่า ปริมาณกรดไขมันระเหยในน้ำออกเมื่อเทียบกับใน
 น้ำเข้า ของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นทั้ง 3.5 และ 5.5 ม./ชม. ที่สภาวะคงตัว มีค่าลดลงเล็กน้อย
 เนื่องจากแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้น้อย ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณ
 ซีโอดีที่ถูกกำจัดในปริมาณไม่มากนัก

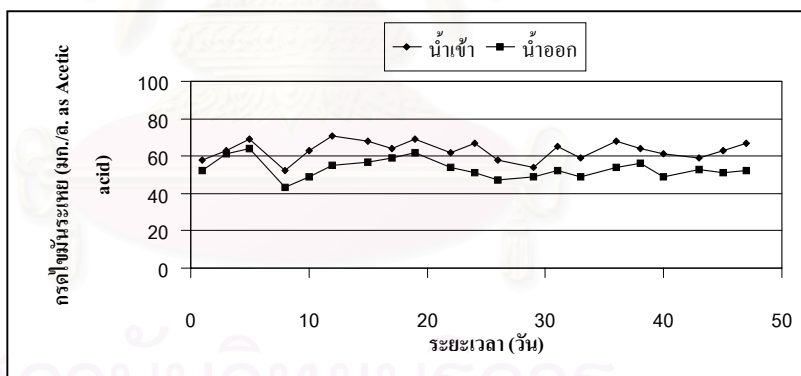


(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

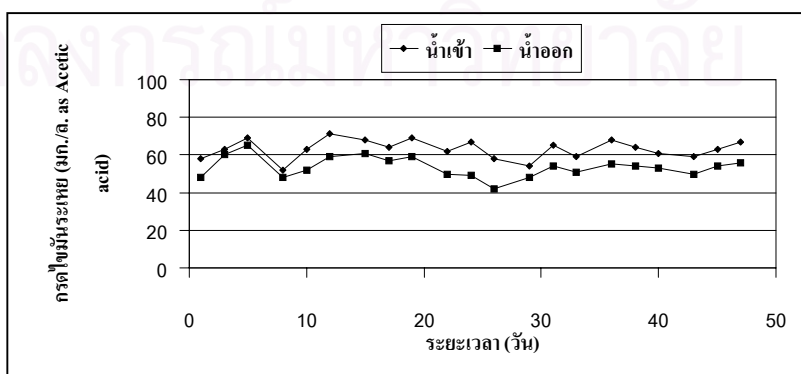


(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.28 สภาพต่างทั้งหมดตลอดการทดลองที่ 2



(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.



(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.29 กรดไขมันระเหยตลอดการทดลองที่ 2

4.1.2.6 พีเอช

ค่าพีเอชของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.5 ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าพีเอชเฉลี่ยเท่ากันคือ 7.4 ค่าพีเอชตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.30

จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.30 พบว่า ค่าพีเอชในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นทั้ง 3.5 และ 5.5 ม./ชม. ลดลงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับในน้ำเข้า เนื่องจากคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน เมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัวจะให้ H^+ ทำให้ค่าพีเอชในน้ำออกลดลงเล็กน้อย และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างไปคาร์บอนของระบบที่มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.196 และ 0.195 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับอัตราส่วนที่เหมาะสม คือ น้อยกว่า 0.4 ถือว่าระบบมีกำลังบำบัดเพอร์ที่สูง ซึ่งเป็นสาเหตุให้ค่าพีเอชในน้ำออกของทุกความเร็วไหลขึ้นเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย และค่าพีเอชในน้ำออกของทุกความเร็วไหลขึ้นมากกว่าค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนคือ 6.8 - 7.2 แต่ก็ไม่ส่งผลต่อการทำงานของระบบโดยสังเกตจากสภาวะคงตัวที่ค่อนข้างสม่ำเสมอ

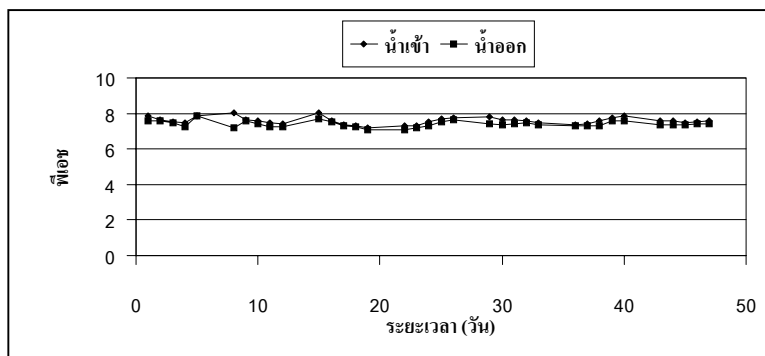
4.1.2.7 อุณหภูมิ

ค่าอุณหภูมิของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.6 องศาเซลเซียส ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยเท่ากันคือ 29.2 องศาเซลเซียส ค่าอุณหภูมิตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.31

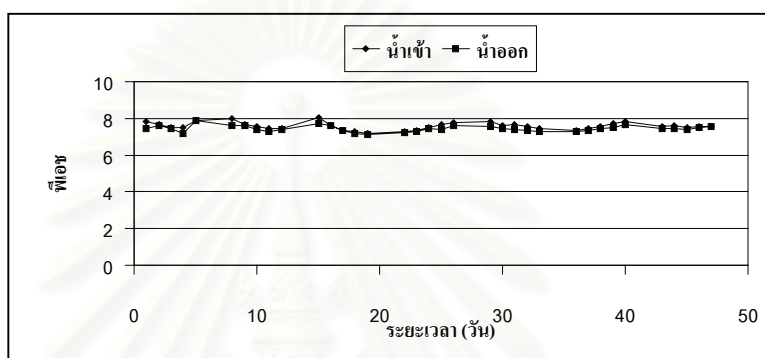
จากรูปที่ 4.31 พบว่า ค่าอุณหภูมิในน้ำเข้าระบบและในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นทั้ง 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าใกล้เคียงกัน ซึ่งค่าอุณหภูมิในน้ำออกตลอดการทดลองนี้ มีค่าอยู่ในช่วง 28.3 - 29.8 องศาเซลเซียส และอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจน คือ ช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic)

4.1.2.8 โออาร์พี

ค่าโออาร์พีในน้ำออกจากระบบ ของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ

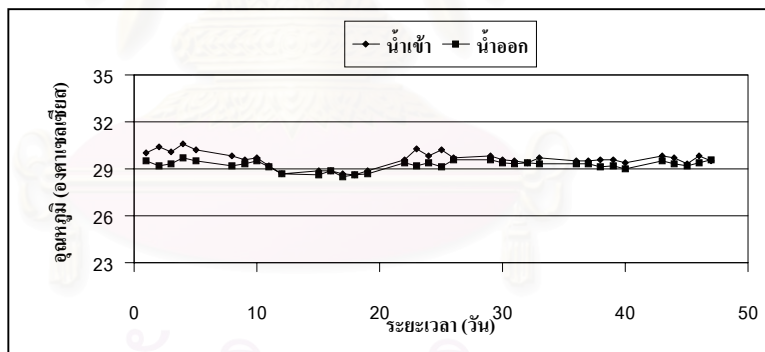


(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

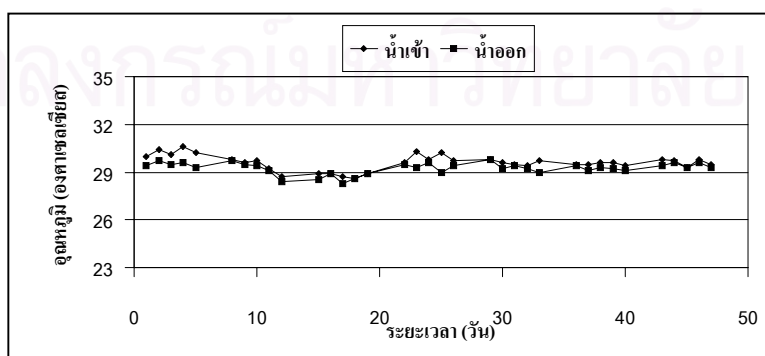


(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.30 ฟิเชตลดการทดลองที่ 2



(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.



(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.31 อุณหภูมิลดการทดลองที่ 2

5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ -269.8 และ -274.0 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ ค่าโออาร์พีตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.32

จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.32 พบว่า ค่าโออาร์พีเฉลี่ยในน้ำออกของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. มีค่าติดลบมากกว่าที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. แสดงว่าที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. ระบบเกิดปฏิกิริยาลดสลายแบบไร้ออกซิเจนได้ดีกว่าที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

4.1.2.9 ก๊าซชีวภาพ

ตลอดการทดลองพบว่า ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นทั้ง 3.5 และ 5.5 ม./ชม. ไม่สามารถตรวจวัดก๊าซชีวภาพได้ แม้จะได้ทำการติดตั้งอุปกรณ์วัดก๊าซที่มีขนาดเล็กเพื่อให้วัดก๊าซที่เกิดขึ้นได้ แต่ปรากฏว่าไม่มีก๊าซเกิดในอุปกรณ์วัดก๊าซ สาเหตุเนื่องมาจากการที่แหล่งคาร์บอนในน้ำเสียเข้าระบบมีน้อยมาก การย่อยสลายชีโอดีที่ต่ำมากจะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ในปริมาณน้อยมากเช่นเดียวกัน รวมทั้งก๊าซชีวภาพสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบและออกไปกับน้ำทิ้งได้ ทำให้ไม่สามารถเก็บก๊าซชีวภาพในปริมาณที่อ่านค่าได้ โดยการคำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพทางทฤษฎีแสดงไว้ในหัวข้อที่ 4.5

4.1.2.10 ทีเคเอ็น

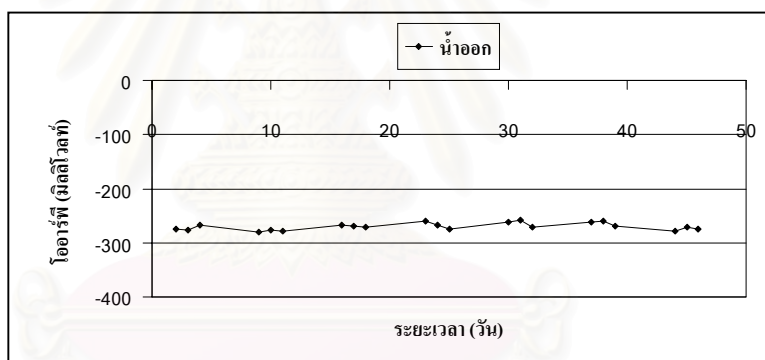
ค่าทีเคเอ็นของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 56.4 มก./ล. ในรูปของไนโตรเจน ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยเท่ากับ 41.4 และ 40.9 มก./ล. ในรูปของไนโตรเจน ตามลำดับ ค่าทีเคเอ็นตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.33

จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.33 พบว่า ที่ทุกความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ มีค่าทีเคเอ็นในน้ำออกจากระบบใกล้เคียงกับค่าทีเคเอ็นในน้ำเข้า ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดทีเคเอ็นต่ำ เนื่องจากเป็นข้อจำกัดของระบบแบบไร้ออกซิเจน โดยการลดลงของทีเคเอ็นในระบบเกิดจากการนำไนโตรเจนไปใช้ในการดำรงชีวิตของแบคทีเรีย กล่าวคือ แบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนมีการสร้างเซลล์ใหม่น้อย จึงทำให้ระบบต้องการสารอาหารไนโตรเจนในปริมาณน้อย

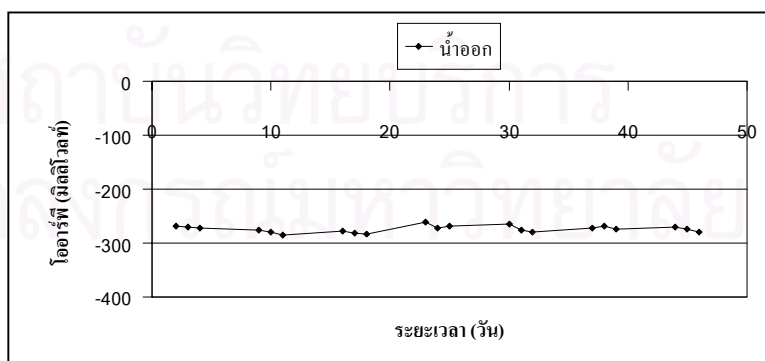
4.1.2.11 ซัลไฟด์

ค่าซัลไฟด์ของน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองที่เตรียมในถังพักน้ำเสีย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.4 มก./ล. ส่วนน้ำออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าซัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับ 0.4 และ 0.3 มก./ล. ตามลำดับ ค่าซัลไฟด์ตลอดการทดลองนี้แสดงดังรูปที่ 4.34

จากตารางที่ 4.2 และ รูปที่ 4.34 พบว่า ที่ทุกความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีปริมาณซัลไฟด์ในน้ำเข้าระบบและในน้ำออกจากระบบในปริมาณต่ำ และซัลไฟด์ในน้ำออกของทุกความเร็วไหลขึ้นมีค่าลดลงเมื่อเทียบกับในน้ำเข้า เนื่องจากซัลไฟด์อาจถูกใช้ไปโดยแบคทีเรียสร้างมีเทน หรือในสภาวะไร้ออกซิเจน ซัลไฟด์สามารถรวมกับไฮโดรเจนออกไซด์กลายเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ระเหยออกมาระหว่างน้ำออกไหลสู่บรรยากาศภายนอก

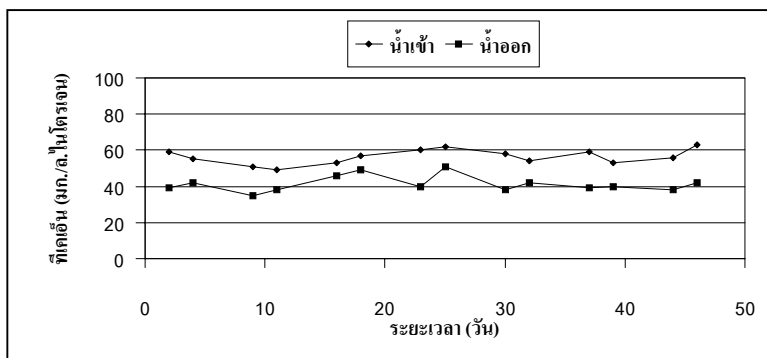


(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

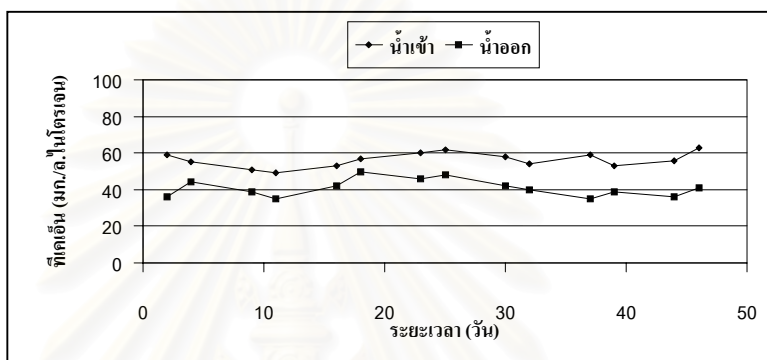


(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.32 ไออาร์พีตลอดการทดลองที่ 2

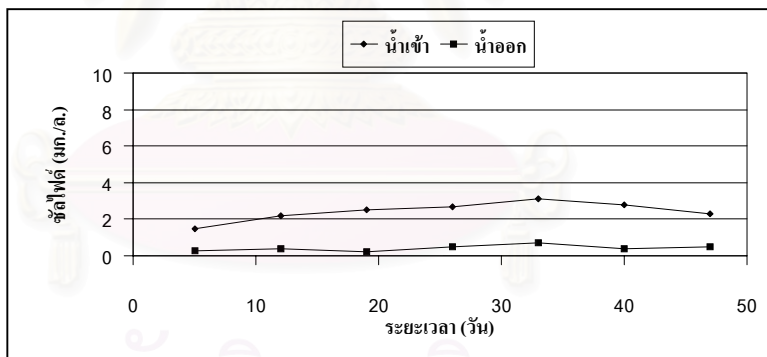


(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

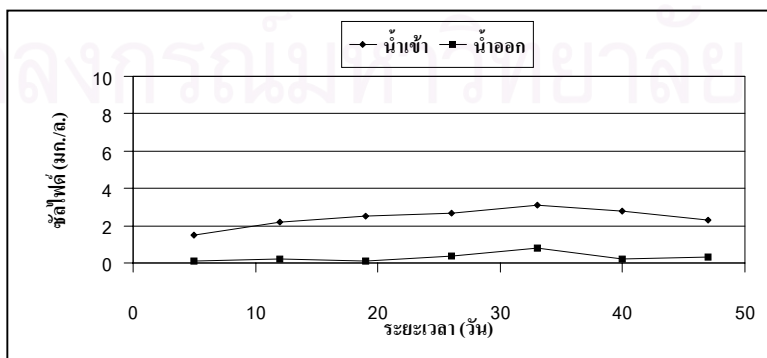


(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.33 ที่เคเอ็นตลอดการทดลองที่ 2



(ก) ที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.



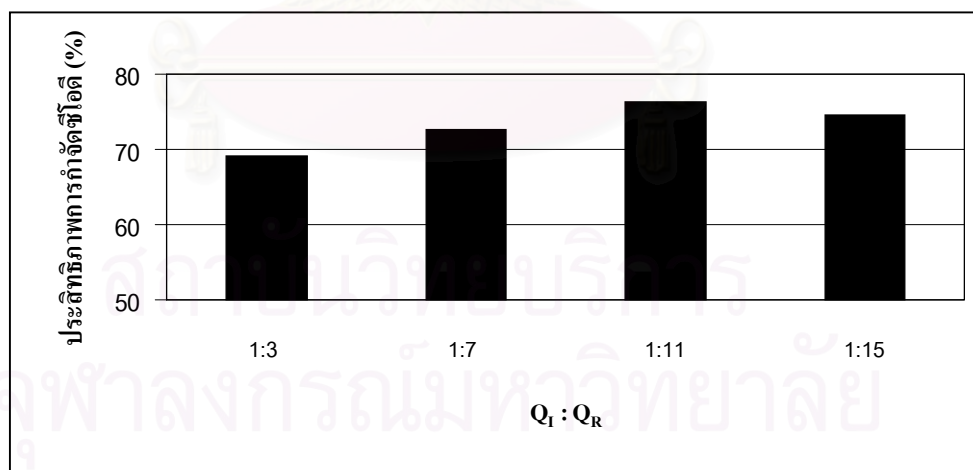
(ข) ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.

รูปที่ 4.34 ซัลไฟด์ตลอดการทดลองที่ 2

4.2 การวิจารณ์ผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบบีจีเอสบี

4.2.1. ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลอง พบว่า ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) แตกต่างกัน ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 69.2, 72.6, 76.3 และ 74.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.35 และพบว่า ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เท่ากับ 1:11 เป็นสัดส่วนที่มีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีได้สูงสุด เนื่องจากมีอัตราไหลเข้าและอัตราไหลเวียนกลับที่เหมาะสมก่อให้เกิดการสัมผัสกันอย่างทั่วถึงระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ กล่าวคือ ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เท่ากับ 1:11 มีอัตราเวียนกลับน้ำในระบบสูงเพียงพอ ส่งผลให้เกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงและเพียงพอ และยังคงส่งผลให้มีการนำสารอินทรีย์ที่ยังย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดทำกลับเข้าสู่ระบบและเกิดการย่อยสลายอีกครั้ง



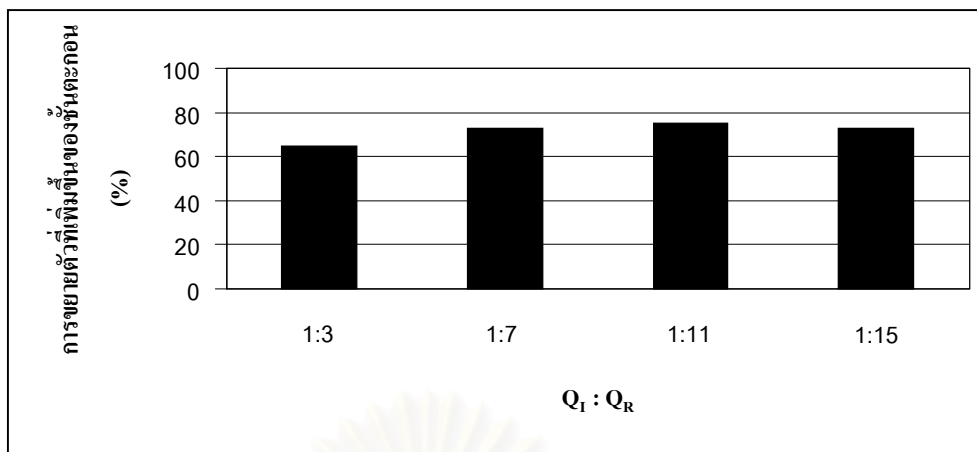
รูปที่ 4.35 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆ

จะเห็นได้ว่าที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 ระบบมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีต่ำกว่าที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ค่าอื่น อาจ

เนื่องมาจากที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 ระบบรับน้ำเสียในปริมาณมากกว่าที่สัดส่วนอื่นๆ และมีเวลากักน้อยที่สุด คือ 53 นาที ซึ่งถือว่าเวลากักต่ำมากจนไม่เพียงพอที่แบคทีเรียจะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ทัน ประกอบกับที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 มีระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนน้อยกว่าที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ค่าอื่น จึงทำให้เกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้น้อยกว่า และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจากงานวิจัยของ ตูลชัย แจ่มใส (2545) ที่ใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน และใช้เวลากัก 2 และ 6 ชม. พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับคือ 67 เปอร์เซ็นต์ และพบว่าถึงแม้ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 จะมีเวลากักต่ำมาก แต่ก็ยังให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สูงกว่าได้

ถึงแม้ว่าน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีความเข้มข้นซีโอดีต่ำ แต่ระบบบิโอดีของการทดลองนี้ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ก็สามารถบำบัดน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพค่อนข้างสูงได้ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยและคำกล่าวของ Kato และคณะ (1994) และ Seghezzi และคณะ (1998) ที่กล่าวว่า ระบบบิโอดีเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ

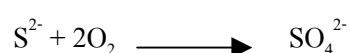
ปัจจัยที่สำคัญที่ต้องนำมาพิจารณาประกอบ คือ การกำหนดความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีค่าเท่ากับ 4.5 ม./ชม. ซึ่งทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนแสดงดังรูปที่ 4.36 จากรูปที่ 4.36 พบว่า ระดับการขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนเปรียบเทียบกับความสูงของชั้นตะกอนในช่วงก่อนเดินระบบที่ 40 เซนติเมตร ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเท่ากับ 65, 73, 75 และ 73 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งระดับการขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าใกล้เคียงกัน เนื่องจากทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) กำหนดให้มีความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เท่ากับ คือ 4.5 ม./ชม. แต่ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 มีระดับการขยายตัวที่เพิ่มขึ้นน้อยกว่าที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ค่าอื่นเล็กน้อย เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3 มีขนาดใหญ่กว่าของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ค่าอื่น เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงตกตะกอนได้ดีกว่า ระดับการขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนมีผลต่อการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) คู่ชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยปัจจัยที่มีผลต่อการถ่ายเทสารอาหารอย่างแท้จริง คือ ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนมากกว่าความเร็วไหลขึ้น แต่ความเร็วไหลขึ้นที่สูงก็มีผลทำให้ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนเพิ่มมากขึ้นด้วย จากการ



รูปที่ 4.36 การขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ
ต่างๆ

ทดลองนี้ใช้ความเร็วไหลขึ้นที่ 4.5 ม./ชม. ส่งผลให้เกิดการขยายตัวของชั้นตะกอนอย่างเพียงพอที่ทำให้เกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) เข้าสู่ชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ทั่วถึง จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) มีค่าค่อนข้างสูง ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Kato และคณะ (1997) ที่กล่าวไว้ว่า การบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนด้วยระบบอีจีเอสบี จะให้ประสิทธิภาพที่สูงเมื่อใช้ความเร็วไหลขึ้นในถึงปฏิกรณ์อยู่ในช่วง 2.5 – 5.5 ม./ชม. ซึ่งเป็นช่วงที่ทำให้เกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้อย่างทั่วถึง อย่างไรก็ตามควรพิจารณาปัจจัยอื่นที่มีผลต่อการขยายตัวของชั้นตะกอนนอกจากความเร็วไหลขึ้น ซึ่งได้แก่ ประเภทของน้ำเสียที่ใช้ในการบำบัด ชนิดของตะกอน ความสามารถในการตกตะกอนของตะกอน และระบบกระจายน้ำเสียเข้าสู่ชั้นตะกอน เป็นต้น

นอกจากนี้ปัจจัยที่อาจส่งผลให้เกิดการวิเคราะห์ซีโอดีผิดพลาด โดยอาจมีค่ามากกว่าความเป็นจริง เนื่องจากปริมาณซัลไฟด์ โดยซัลไฟด์จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจน ให้เป็นซัลเฟต ดังสมการข้างล่าง



ซัลไฟด์และออกซิเจนมีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 32 และ 64 ตามลำดับ ดังนั้นซัลไฟด์ 1 มก. จะให้ซีโอดี เท่ากับ 2 มก./ล. (64/32) แต่จากการทดลองนี้พบว่า ซัลไฟด์ในน้ำเสียในระบบและ

น้ำออกตลอดการทดลอง อยู่ในช่วง 1.9 – 4.0 มก./ล. และ 0.1 – 1.0 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งถือว่ามีความเข้มข้นต่ำมาก จึงไม่นำผลการรบกวนเนื่องจากซัลไฟด์มาพิจารณา

4.2.2 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลอง พบว่า ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) แตกต่างกัน ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) โดยที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีใกล้เคียงกัน และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 72.7, 73.5, 76.6 และ 75.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และค่าบีโอดีในน้ำออกมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 20.0, 19.5, 19.1 และ 20.0 มก./ล. ตามลำดับ และพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี ของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ใกล้เคียงกัน และมีค่าค่อนข้างสูง เนื่องจากแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้อย่างรวดเร็ว เพราะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียที่ย่อยสลายง่าย ประกอบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. ทำให้มีการขยายตัวของชั้นตะกอนมากเพียงพอ และส่งผลให้มีการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์อย่างทั่วถึง ซึ่งถือว่าเป็นข้อดีของระบบอีจีเอสบี แต่ระบบไม่สามารถกำจัดบีโอดีในน้ำออกให้เหลือต่ำมากๆ ได้ เนื่องจากเป็นข้อจำกัดของระบบแบบไร้ออกซิเจน (มันสันตันกุลเวศม์, 2542) และสามารถอธิบายได้จากสมการโมนอค (Metcalf และ Eddy, 1991) ซึ่งเป็นสมการพื้นฐานที่ใช้อธิบายการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในเชิงโคเนติกดังนี้

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{(K_s + S)}$$

μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)

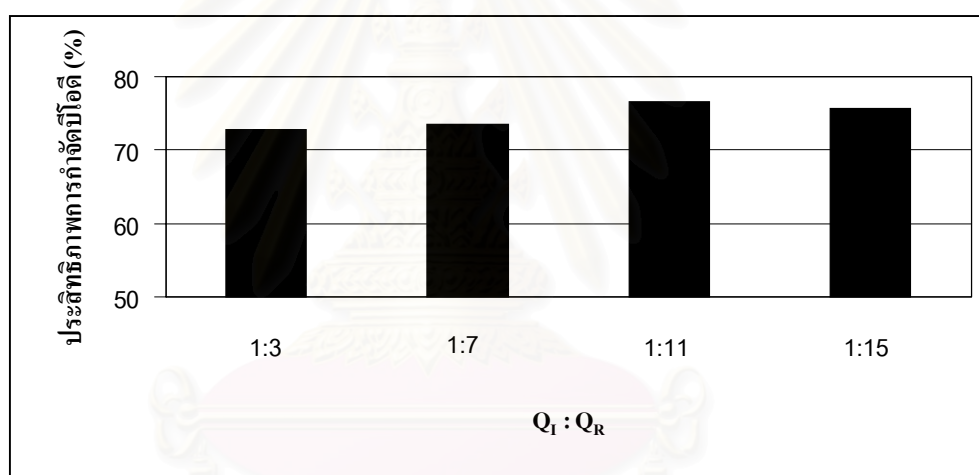
μ_{\max} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)

S = ความเข้มข้นของสารอาหารที่พิจารณาในระบบ (มก./ล.)

K_s = ความเข้มข้นของสารอาหารที่พิจารณาเมื่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะมีค่าเป็นครึ่งหนึ่งของ μ_{\max} (มก./ล.)

จากสมการโมนอคสามารถอธิบายได้ว่าการไม่มีสารอาหารหรือสารรับอิเล็กตรอนเหลืออยู่ในตัวกลางที่มีแบคทีเรียอยู่ ($S = 0$) ซึ่งจะทำให้แบคทีเรียไม่มีอัตราการเจริญเติบโต ($\mu = 0$)

หรือแบคทีเรียตาย แสดงว่าจำเป็นต้องมีสารอาหารในปริมาณหนึ่งที่แบคทีเรียจำเป็นต้องให้เหลืออยู่ในตัวกลาง เพื่อให้เกิดการคั่งสารอาหารเข้าสู่เซลล์นั่นเอง นอกจากนี้การที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีแตกต่างกัน แต่ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีไม่แตกต่างกัน เนื่องจากซีโอดีแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายและย่อยสลายได้ยาก ทำให้การเวียนกลับของน้ำเสียจะช่วยให้สารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีความเข้มข้นลดลง และเป็นการนำสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากกลับมาสัมผัสกับเม็คจุลินทรีย์อีกครั้ง ทำให้ปฏิกิริยาย่อยสลายสมบูรณ์ยิ่งขึ้น แต่บีโอดีแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย การเวียนกลับของน้ำเสียจึงไม่มีผล และยังสังเกตได้ว่าที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) ซีโอดีมีค่ามากกว่าบีโอดีประมาณ 2 เท่า เนื่องจากค่าซีโอดีส่วนหนึ่งมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยยาก เช่น ของแข็งแขวนลอยที่มาจากน้ำเสียห้องปฏิบัติการเคมีของอาคารเจริญวิศวกรรม ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.37

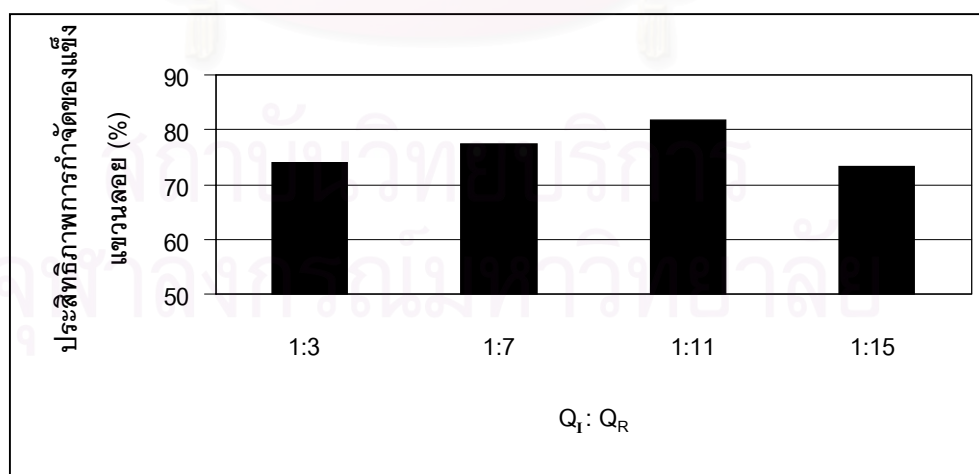


รูปที่ 4.37 ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆ

4.2.3 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลอง พบว่า ที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) แตกต่างกัน ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 74.0, 77.4, 81.7 และ 73.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และพบว่า ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำออกในแต่ละสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1 : Q_R$) มีค่าค่อนข้างคงที่และมีค่าค่อนข้างต่ำ สังเกตได้ว่าที่สัดส่วน

อัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:15 มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยต่ำที่สุด เนื่องจากระบบมีอัตราไหลเข้าที่ต่ำและอัตราไหลเวียนกลับของน้ำเสียที่สูง ทำให้จุลินทรีย์ในระบบได้รับสารอาหารต่ำกว่าที่สัดส่วนอื่น ส่งผลให้ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดเล็กกว่าที่สัดส่วนอื่น ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กหลุดออกจากระบบได้ง่ายกว่า โดยของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกจากระบบมีลักษณะเป็นฟล็อก (Floc) ที่มีน้ำหนักเบาจนไม่สามารถทนอยู่ในระบบที่มีสภาพความเร็วไหลขึ้นที่ 4.5 ม./ชม.ได้ นอกจากนี้การที่น้ำเสียในถังพักน้ำเสียของอาคารเจริญวิศวกรรมมีขนาดใหญ่ ทำให้มีระยะเวลาที่นานพอที่ทำให้ของแข็งแขวนลอยบางส่วนตกตะกอน จนทำให้ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าไม่สูงนัก คือ ตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 34.8 – 106.6 มก./ล. ทำให้ระบบบำบัดของแข็งแขวนลอยไม่สูงเกินไป และยังพบว่า ระบบอิจิเอสบีที่ทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยค่อนข้างสูง ซึ่งต่างจากที่ Seghezzi และคณะ (1998) ที่ได้กล่าวไว้ว่า ระบบอิจิเอสบีมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยหรือคอลลอยด์ได้ค่อนข้างต่ำ โดยการวิจัยนี้สามารถอธิบายความแตกต่างดังกล่าวได้ว่า เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองนี้มีลักษณะเป็นเม็ดที่สมบูรณ์ มีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี และมีการดักของแข็งแขวนลอยที่เข้ามาในระบบได้ดี โดยสังเกตได้จากชั้นตะกอนส่วนล่าง ซึ่งเป็นกลุ่มของของแข็งแขวนลอยที่ย่อยสลายยากเกาะอยู่รอบเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จึงทำให้ของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยในน้ำออกของทุกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) มีค่าต่ำ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยค่อนข้างสูง ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.38



รูปที่ 4.38 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับต่างๆ

4.3 การวิจารณ์ผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบบิโอจีเอสบี

4.3.1 ซีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลอง พบว่า เมื่อความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์แตกต่างกัน จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 4.5 และ 5.5 ม./ชม. มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 72.5, 76.3 และ 79.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้สูงกว่า เนื่องจากถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะมีการเวียนกลับน้ำในระบบในอัตราสูงกว่า ซึ่งการเวียนกลับของน้ำเสียเป็นการนำสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก และที่ย่อยสลายไม่ถึงปฏิกิริยาขั้นสุดท้ายกลับเข้ามาสัมผัสกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้ปฏิกิริยาย่อยสลายในระบบสมบูรณ์มากขึ้น นอกจากนี้เมื่อความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า จะส่งผลให้ชั้นตะกอนมีการขยายตัวมากขึ้น ทำให้การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงมากขึ้น และเกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ได้ดีขึ้น และส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้มากกว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.39

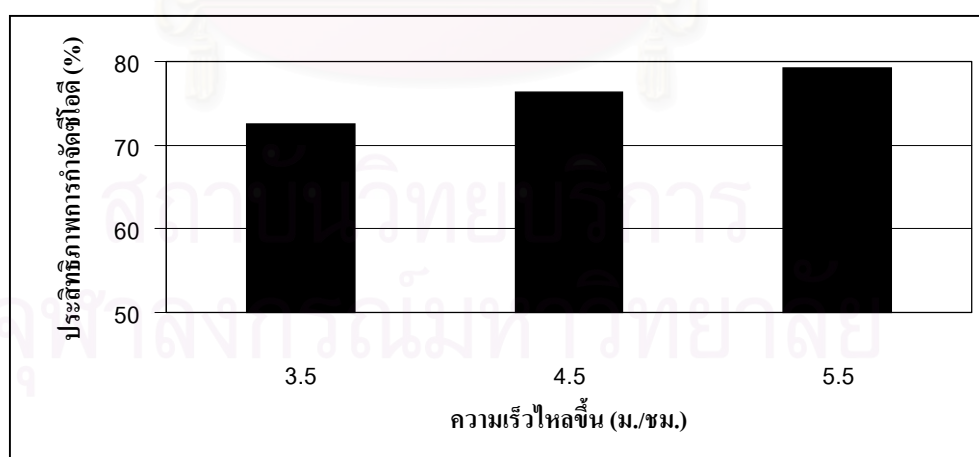
จากงานวิจัยของรองเพชร บุญช่วยดี (2546) เติบโตระบบโดยใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน และทำการเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 1 และ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และใช้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3 และ 6 ม./ชม.เหมือนกัน พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทั้ง 2 ค่า ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้สูงกว่า ซึ่งผลการวิจัยที่ได้มีแนวโน้มเดียวกันกับงานวิจัยนี้

4.3.2 บีโอดีและประสิทธิภาพการกำจัด

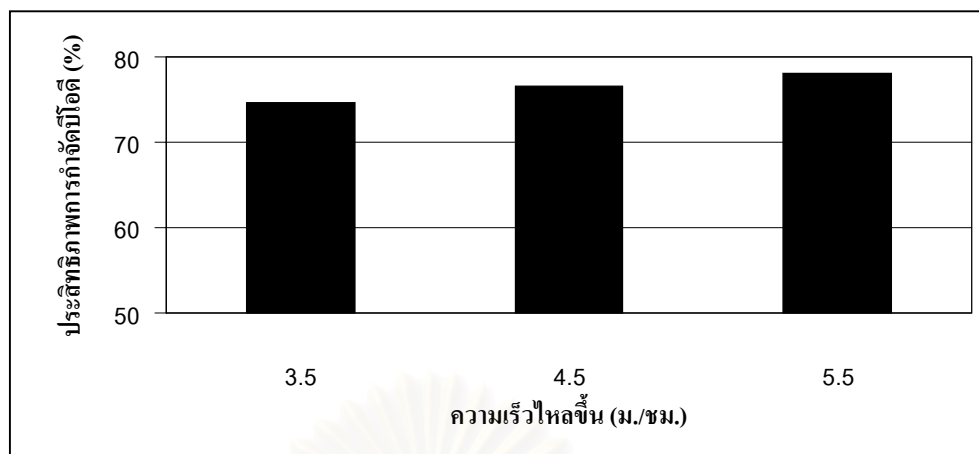
จากผลการทดลอง พบว่า ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 4.5 และ 5.5 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 74.6, 76.6 และ 78.1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้สูงกว่า เนื่องจากมีอัตราการเวียนกลับน้ำที่ต่างกัน เหตุผลดังกล่าวเป็นไปในลักษณะเช่นเดียวกับค่าซีโอดี คือ การเวียนกลับน้ำในระบบจะช่วยให้จุลินทรีย์ในระบบมีโอกาสร่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไม่สิ้นสุดปฏิกิริยาอีกครั้ง และเมื่อระบบมีความเร็วไหลขึ้นสูงกว่า จะส่งผลให้การ

สัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึงมากขึ้น และเกิดการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) ได้ดีขึ้น แต่เมื่อทดสอบทางสถิติพบว่า เมื่อความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์แตกต่างกัน ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p>0.05$) ซึ่งต่างจากประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่แตกต่างกัน เนื่องจากซีโอดีแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายและย่อยสลายได้ยาก ทำให้การเวียนกลับของน้ำเสียจะช่วยให้สารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีความเข้มข้นลดลง และเป็นการนำสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากกลับมาสัมผัสกับเมือจุลินทรีย์อีกครั้ง ทำให้ปฏิกิริยาย่อยสลายสมบูรณ์ยิ่งขึ้น แต่บีโอดีแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย การเวียนกลับของน้ำเสียจึงไม่มีผล และนอกจากนี้ที่ทุกความเร็วไหลขึ้นซีโอดีในน้ำเข้ามีค่ามากกว่าบีโอดีประมาณ 2 เท่า เนื่องจากซีโอดีส่วนหนึ่งมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยยาก เช่น ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียห้องปฏิบัติการเคมีของอาคารเจริญวิศวกรรม ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.40

จากงานวิจัยของรองเพชร บุญช่วยดี (2546) เติบระบบโดยใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน และทำการเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 1 และ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และใช้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3 และ 6 ม./ชม.เหมือนกัน พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทั้ง 2 ค่า ถึงปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้สูงกว่าเช่นกัน ซึ่งผลการวิจัยที่ได้มีแนวโน้มเดียวกันกับงานวิจัยนี้



รูปที่ 4.39 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ

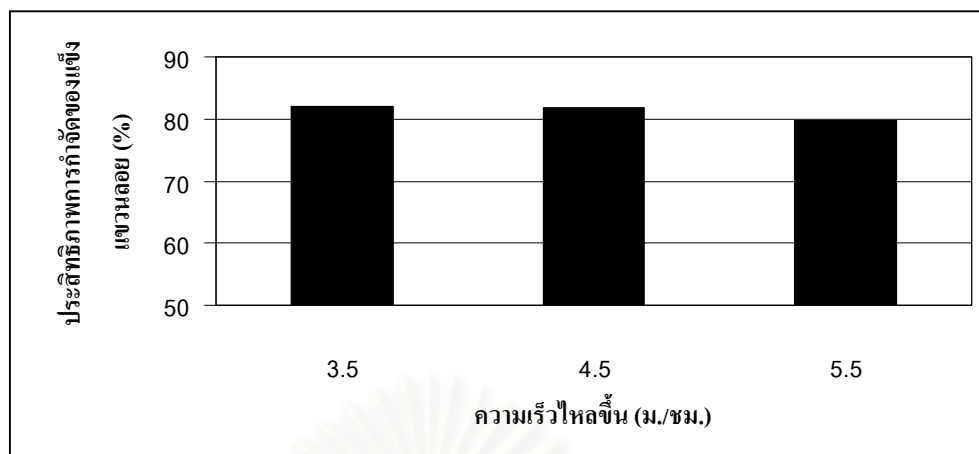


รูปที่ 4.40 ประสิทธิภาพการกำจัดปิโอดีที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ

4.3.3 ของแข็งแขวนลอยและประสิทธิภาพการกำจัด

จากผลการทดลอง พบว่า เมื่อความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์แตกต่างกัน ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) โดยถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้น 3.5, 4.5 และ 5.5 ม./ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 82.0, 81.7 และ 79.7 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ต่ำกว่า เนื่องจากความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้เกิดความปั่นป่วน หรือเกิดการกวนผสมในระบบได้มากกว่าของแข็งแขวนลอยจึงไม่สามารถตกตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ได้โดยง่าย ซึ่งประสิทธิภาพที่ได้จะตรงกันข้ามกับค่าซีโอดีและบีโอดี เพราะค่าซีโอดีและบีโอดีเป็นสารละลาย ในขณะที่ของแข็งแขวนลอยเป็นของแข็ง ซึ่งต้องใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายทางชีวภาพ ทำให้การเวียนกลับของน้ำในระบบ ไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการถ่ายเทมวลสารระหว่างของแข็งในน้ำเสียและจุลินทรีย์ได้ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆแสดงดังรูปที่ 4.41

จากงานวิจัยของรองเพชร บุญช่วยดี (2546) เติบระบบโดยใช้น้ำเสียจากแหล่งเดียวกัน และทำการเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 1 และ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และใช้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3 และ 6 ม./ชม.เหมือนกัน พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทั้ง 2 ค่า ถังปฏิกรณ์ที่มีความเร็วไหลขึ้นที่สูงกว่า จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยต่ำกว่า ซึ่งผลการวิจัยที่ได้มีแนวโน้มเดียวกันกับงานวิจัยนี้



รูปที่ 4.41 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ

4.3.4 การขยายตัวของชั้นตะกอนที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ

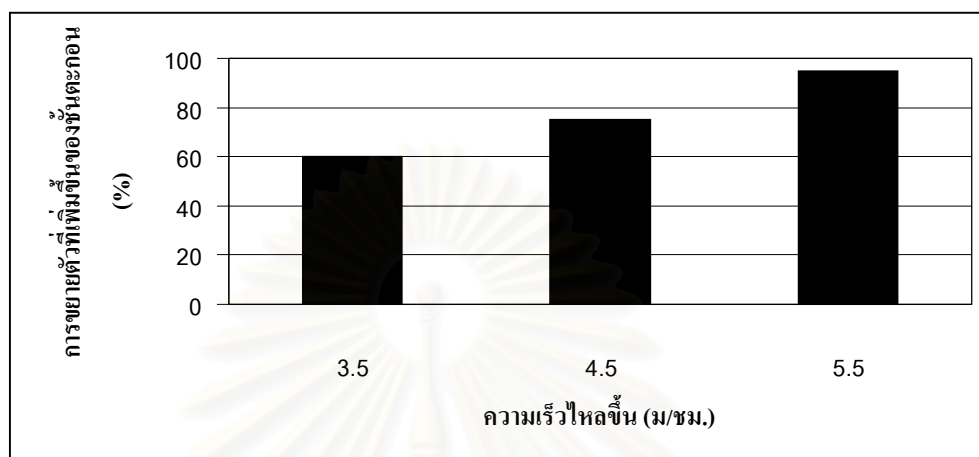
จากผลการทดลอง พบว่า ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีผลโดยตรงต่อการขยายตัวของชั้นตะกอน และทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี เป็นไปในทิศทางเดียวกัน (Lettinga และคณะ, 1994) โดยความเร็วไหลขึ้นที่สูงขึ้น จะทำให้การขยายตัวของชั้นตะกอนสูงขึ้นด้วยการขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ แสดงดังตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.42

ตารางที่ 4.3 การขยายตัวของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ

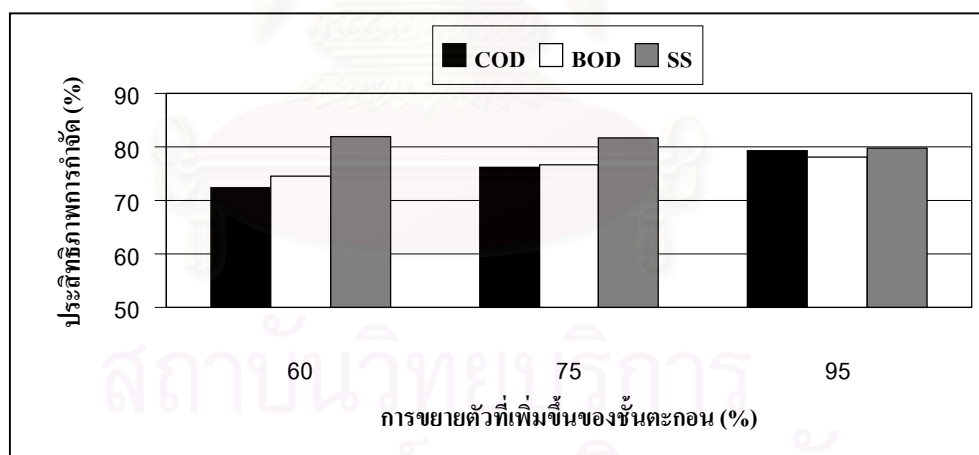
ความเร็วไหลขึ้น (ม./ชม.)	ระดับความสูงของชั้นตะกอน (ชม.)	การขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้น ตะกอน (%)
3.5	64	60
4.5	70	75
5.5	78	95

จากรูปที่ 4.43 พบว่า เมื่อการขยายตัวของชั้นตะกอนสูงขึ้นที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 – 5.5 ม./ชม. จะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดี และบีโอดีเพิ่มสูงขึ้นด้วย ระดับการขยายตัวของชั้นตะกอนเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) และการดูดซึมเข้าสู่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากมีโอกาสสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์มากขึ้น แต่ให้ผลตรงกันข้ามกับประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย คือ เมื่อการขยายตัวของชั้นตะกอนสูงขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยลดลง เนื่องจากระดับชั้นตะกอน

ห่างจากอุปกรณ์แยกก๊าซชีวภาพ น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-Solid Separator ; GSS) ไม่เพียงพอ ทำให้มีผลต่อการหลุดออกจากระบบของของแข็งแขวนลอยในภาวะการปั่นป่วนสูง



รูปที่ 4.42 การขยายตัวที่เพิ่มขึ้นของชั้นตะกอนที่ความเร็วไหลขึ้นต่างๆ



รูปที่ 4.43 ประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีที่การขยายตัวของชั้นตะกอนค่าต่างๆ

4.4 ผลของพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมระบบ

4.4.1 สภาพต่างทั้งหมด

จากผลการทดลองพบว่า ค่าสภาพต่างทั้งหมดในน้ำออกที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 274.5, 274.7, 320.9 และ 317.6 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ และที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 272.0 และ 274.5 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยในน้ำออกเมื่อเทียบกับในน้ำเข้าของทุกการทดลองที่สภาวะคงตัว มีค่าเพิ่มขึ้นและมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก การที่สภาพต่างทั้งหมดมีค่าเพิ่มขึ้น เพราะเกิดแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) ขึ้นในระบบ เนื่องจากสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนในน้ำเสียถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียม (NH_4^+) ส่วนคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน เมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัวจะให้ H^+ และ HCO_3^- เมื่อ HCO_3^- รวมกับ NH_4^+ จะเกิดเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) ค่าสภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยในน้ำเข้าและน้ำออกของทุกการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.4

4.4.2 กรดไขมันระเหย

จากผลการทดลอง พบว่า กรดไขมันระเหยในน้ำออกที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 50.3, 49.7, 56.9 และ 57.7 มก./ล. ในรูปของกรดอะเซติก ตามลำดับ และที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 53.3 และ 53.6 มก./ล. ในรูปของกรดอะเซติก ตามลำดับ ปริมาณกรดไขมันระเหยเฉลี่ยในน้ำออกเมื่อเทียบกับในน้ำเข้าของทุกการทดลอง มีค่าลดลงเล็กน้อย เนื่องจากแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนมีการนำกรดไขมันระเหยไปใช้น้อย ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัดในปริมาณไม่มากนัก ค่ากรดไขมันระเหยในน้ำเข้าและน้ำออกของทุกการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.5

4.4.3 ฟิเอช

ค่าฟิเอชมีบทบาทต่อการควบคุมระบบ โดยต้องควบคุมให้ฟิเอชในระบบอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจน จากผลการทดลองพบว่า ค่าฟิเอชใน

ตารางที่ 4.4 สภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ยของทุกการทดลอง

การทดลอง	สภาพต่างทั้งหมดเฉลี่ย (มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต)	
	น้ำเข้า	น้ำออก
$Q_I : Q_R = 1:3$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	262.8	274.5
$Q_I : Q_R = 1:7$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	262.8	274.7
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	302.7	320.9
$Q_I : Q_R = 1:15$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	302.7	317.6
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	260.6	272.0
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	260.6	274.5

ตารางที่ 4.5 กรดไขมันระเหยเฉลี่ยของทุกการทดลอง

การทดลอง	กรดไขมันระเหยเฉลี่ย (มก./ล. ในรูปของกรดอะเซติก)	
	น้ำเข้า	น้ำออก
$Q_I : Q_R = 1:3$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	58.8	50.3
$Q_I : Q_R = 1:7$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	58.8	49.7
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	75.3	56.9
$Q_I : Q_R = 1:15$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	75.3	57.7
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	63.0	53.3
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	63.0	53.6

น้ำออกที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.4, 7.6, 7.5 และ 7.5 ตามลำดับ และที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากันคือ 7.4 ค่าพีเอชเฉลี่ยในน้ำออกของทุกการทดลองมีค่าลดลงจากน้ำเสียเข้าระบบเล็กน้อย เนื่องจากคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนเมื่อละลายน้ำจะได้กรดคาร์บอนิก (H_2CO_3) เมื่อกรดคาร์บอนิกแตกตัวจะให้ H^+ ทำให้ค่าพีเอชในน้ำออกลดลงเล็กน้อย และเมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างไปคาร์บอเนตของระบบที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ย

เท่ากับ 0.184, 0.182, 0.184 และ 0.189 ตามลำดับ และที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.196 และ 0.195 ตามลำดับ เมื่อนำค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพค้างใบคาร์บอนมาเปรียบเทียบกับอัตราส่วนที่เหมาะสม คือ น้อยกว่า 0.4 ถือว่าระบบมีกำลังบำบัดฟลูออรีที่สูง ซึ่งเป็นสาเหตุให้ค่าพีเอชในน้ำออกของทุกการทดลองเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย และค่าพีเอชในน้ำออกของทุกการทดลองมากกว่าค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนคือ 6.8 - 7.2 แต่ก็ไม่ส่งผลต่อการทำงานของระบบโดยสังเกตจากสถานะคงตัวที่ค่อนข้างสม่ำเสมอ ค่าพีเอชเฉลี่ยในน้ำเข้าและน้ำออกของทุกการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.6

4.4.4 อุณหภูมิ

จากผลการทดลองพบว่า อุณหภูมิในน้ำออกที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30.2, 30.1, 28.4 และ 28.4 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และที่ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 29.2 องศาเซลเซียส ซึ่งค่าอุณหภูมิในน้ำออกของทุกการทดลองมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก โดยที่การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิในน้ำออกของแต่ละการทดลองจะเปลี่ยนแปลงไปตามฤดูกาล อุณหภูมิในน้ำออกของทุกการทดลองอยู่ในช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) (20 – 45 องศาเซลเซียส) ถึงแม้ช่วงอุณหภูมิในน้ำออกของทุกการทดลองจะไม่อยู่ในช่วงอุณหภูมิที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาที่ดีที่สุดแบบช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) (50 - 60 องศาเซลเซียส) แต่แบคทีเรียแบบไร้ออกซิเจนก็ยังสามารถทำงานอยู่ได้ ค่าอุณหภูมิในน้ำออกของทุกการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.7

ตารางที่ 4.6 พีเอชเฉลี่ยของทุกการทดลอง

การทดลอง	พีเอชเฉลี่ย	
	น้ำเข้า	น้ำออก
$Q_I : Q_R = 1:3$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	7.8	7.4
$Q_I : Q_R = 1:7$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	7.8	7.6
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	7.6	7.5
$Q_I : Q_R = 1:15$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	7.6	7.5
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	7.5	7.4
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	7.5	7.4

ตารางที่ 4.7 อุณหภูมิในน้ำออกของทุกการทดลอง

การทดลอง	อุณหภูมิในน้ำออก (องศาเซลเซียส)	
	ช่วงพิสัย	ค่าเฉลี่ย
$Q_I : Q_R = 1:3$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	28.4 - 31.4	30.2
$Q_I : Q_R = 1:7$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	28.5 - 31.4	30.1
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	25.6 - 29.5	28.4
$Q_I : Q_R = 1:15$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	25.5 - 29.7	28.4
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	28.5 - 29.7	29.2
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	28.3 - 29.8	29.2

4.4.5 โออาร์พี

ค่าโออาร์พีในน้ำออกแสดงสภาพการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งค่าโออาร์พีที่เหมาะสมของระบบแบบไร้ออกซิเจนอยู่ในช่วง -500 ถึง -300 มิลลิโวลต์ จากผลการทดลองพบว่า ค่าโออาร์พีในน้ำออกที่สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ -271.7, -276.8, -308.7 และ -305.7 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ และที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ -269.8 และ -274.0 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ แสดงว่าทุกการทดลองระบบเกิดปฏิกิริย่าย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน ค่าโออาร์พีในน้ำออกของทุกการทดลองแสดงดังตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 โออาร์พีในน้ำออกของทุกการทดลอง

การทดลอง	โออาร์พีในน้ำออก (มิลลิโวลต์)	
	ช่วงพิสัย	ค่าเฉลี่ย
$Q_I : Q_R = 1:3$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	-284 - -255	-271.7
$Q_I : Q_R = 1:7$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	-287 - -259	-276.8
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	-343 - -253	-308.7
$Q_I : Q_R = 1:15$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	-342 - -247	-305.7
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	-281 - -258	-269.8
$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	-286 - -261	-274.0

4.5 ก๊าซชีวภาพ

จากผลการทดลอง พบว่า ทุกการทดลองไม่สามารถตรวจวัดก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบได้ เนื่องจากค่าซีโอดีที่ถูกกำจัดมีน้อยมาก ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณน้อยมาก ประกอบกับการเวียนกลับของน้ำในอัตราที่สูง ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นละลายน้ำได้เกือบหมด และไม่เกิดการแยกตัวออกจากน้ำในระบบ อุปกรณ์วัดก๊าซจึงไม่สามารถตรวจวัดก๊าซที่เกิดขึ้นได้

ในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนจะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพขึ้นในระบบ ก๊าซที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่ คือ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยปริมาณก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ที่เกิดขึ้นจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัด เพื่อเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ดังกล่าว จึงใช้แนวความคิดและโมเดลเรื่องก๊าซในงานวิจัยของ สินีษุ ศศิยศชาติ (2544) มาอธิบาย โดยมีข้อกำหนดดังนี้

1. กำหนดให้น้ำเสียที่ถูกย่อยสลายทั้งหมดมีปริมาณ 1 ลิตร
2. ก๊าซที่เกิดขึ้นมี 2 ชนิด คือ มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์
3. อุณหภูมิของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30 องศาเซลเซียส
4. เนื่องจากการคำนวณที่เกี่ยวข้องกับการถ่ายเทมวลสารระหว่างวัฏภาคน้ำ และวัฏภาคก๊าซ ดังนั้นในการพิจารณาหน่วยของปริมาณสารที่เปลี่ยนแปลงรูปไปอยู่ในแต่ละวัฏภาค จะพิจารณาในหน่วยมวลของสารนั้นๆ ซึ่งจะทำให้ง่ายต่อการคำนวณ

ให้ M_T = จำนวนโมลของมีเทนทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ

C_T = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในระบบ

M_L = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ

C_L = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคน้ำ

M_G = จำนวนโมลของมีเทนที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ

C_G = จำนวนโมลของคาร์บอนไดออกไซด์ที่อยู่ในวัฏภาคก๊าซ

K_{CH_4} = ค่าคงที่ของการละลายของก๊าซมีเทนที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส

(1.24 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ)

K_{CO_2} = ค่าคงที่ของการละลายของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส

(29.9 มิลลิโมล/ลิตร-บรรยากาศ)

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะได้ก๊าซเกิดขึ้น 2 ชนิด คือ มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งจะละลายอยู่ในน้ำและอีกส่วนหนึ่งจะหนีออกไปอยู่ในบรรยากาศเหนือน้ำ ดังนั้นผลรวมของก๊าซที่เกิดขึ้นทั้งหมดในรูปมวลจะเท่ากับมวลของก๊าซที่ละลายอยู่ในน้ำรวมกับมวลของก๊าซที่อยู่เหนือน้ำ จากความสัมพันธ์นี้สามารถเขียนออกมาเป็นสมการได้ดังนี้

ก๊าซมีเทน

$$M_T = M_L + M_G$$

$$M_L = M_T - M_G \quad (1)$$

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

$$C_T = C_L + C_G$$

$$C_L = C_T - C_G \quad (2)$$

ซึ่งจากความสัมพันธ์ของก๊าซในบรรยากาศเมื่อคิดในรูปของความดันพาร์เซิลของมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ได้ดังนี้

$$\text{ความดันพาร์เซิลของมีเทน, } P_{CH_4} = M_G / (M_G + C_G) \quad (3)$$

$$\text{ความดันพาร์เซิลของคาร์บอนไดออกไซด์, } P_{CO_2} = C_G / (M_G + C_G) \quad (4)$$

จากกฎของเฮนรี่ ที่กล่าวว่า “ความเข้มข้นของก๊าซที่ละลายน้ำจะเท่ากับค่าคงที่ของการละลายคูณด้วยความดันพาร์เซิลของก๊าซนั้น” จะได้ว่า

$$\text{ความเข้มข้นของมีเทนละลายน้ำ, } M_L = K_{H,CH_4} \times P_{CH_4} \quad (5)$$

แทนค่า สมการ (1) และ (3) ลงในสมการที่ (5) แล้วจัดรูปแบบใหม่

$$M_T - M_G = K_{H,CH_4} \times M_G / (M_G + C_G)$$

$$C_G = [(K_{H,CH_4} \times M_G) / (M_T - M_G)] - M_G \quad (6)$$

$$\text{ความเข้มข้นของคาร์บอนไดออกไซด์ละลายน้ำ, } C_L = K_{H,CO_2} \times P_{CO_2} \quad (7)$$

แทนค่า สมการ (2) และ (4) ลงในสมการ (7) แล้วจัดรูปใหม่

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

$$M_G = [(K_{H,CO_2} \times C_G) / (C_T - C_G)] - C_G \quad (8)$$

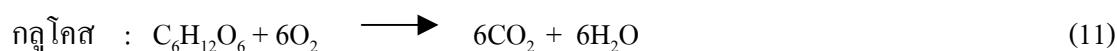
จากข้อกำหนดดังกล่าว และสมการที่ (1) – (8) สามารถนำไปใช้คำนวณหาปริมาณก๊าซชีวภาพได้ ซึ่งน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากอาคารเจริญวิศวกรรม ที่เป็นน้ำเสียจากห้องส้วม ทำให้น้ำเสียมีส่วนประกอบของโปรตีนและคาร์โบไฮเดรตเป็นหลัก จากแนวความคิดและโมเดลเรื่องก๊าซในงานวิจัยของ สินีซุช ศศิยชาติ (2544) กำหนดให้เป็นน้ำเสียผสมที่มีโปรตีนเป็นส่วนประกอบ น้ำเสียประเภทโปรตีน เมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะถูกไฮโดรไลซ์ให้โมเลกุลมีขนาดเล็กลง กลายเป็นกรดอะมิโน และถูกแบคทีเรียสร้างกรดย่อยสลายให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย อะมิโน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจน และสุดท้ายจะถูกย่อยโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนให้เป็นมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย โดยแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ ที่เกิดขึ้นให้เป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต เป็นผลให้สภาพต่างในระบบสูงขึ้น

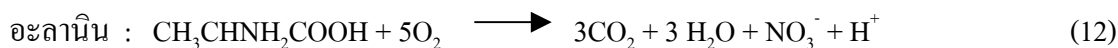
สำหรับน้ำเสียประเภทโปรตีน โดยทั่วไปจะไม่พบว่ามีเฉพาะโปรตีนทั้งหมด แต่จะมีส่วนผสมของคาร์โบไฮเดรตปนอยู่ด้วย ในปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นกับลักษณะน้ำเสีย แต่ในการทดลองนี้จะสมมุติว่า ในน้ำเสียมีคาร์โบไฮเดรตอยู่ 50 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งจะใช้กลูโคสเป็นตัวแทนสูตรทางเคมี และมีโปรตีนอยู่ 50 เปอร์เซ็นต์ โดยสูตรทางเคมีที่ใช้เป็นตัวแทนคือ อะลานิน (Alanine) ซึ่งมีสูตรทางเคมีว่า CH_3CHNH_2COOH มีสมการย่อยสลายและสมการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ดังนี้

- สมการย่อยสลายสารอินทรีย์



- สมการออกซิไดซ์สารอินทรีย์





จากสมการทั้ง 4 ข้างต้น จะได้ว่า การย่อยสลายกลูโคส 1 โมล จะใช้ออกซิเจนทั้งหมด 6 โมล หรือ ซีไอดีของกลูโคสเท่ากับ 6 โมล/1 โมลของกลูโคส และในการย่อยสลายกลูโคสแบบไร้ออกซิเจน 1 โมล จะเกิดเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล ดังนั้นจะกล่าวได้ว่า ซีไอดี 6 โมล จะเกิดเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์อย่างละ 3 โมล ส่วนในการย่อยสลายอะลานิน 1 โมล จะใช้ออกซิเจนทั้งหมด 5 โมล หรือ ซีไอดีของอะลานินเท่ากับ 5 โมล/1 โมลของอะลานิน และในการย่อยสลายอะลานินแบบไร้ออกซิเจน 1 โมล จะเกิดเป็นมีเทน 1.5 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 0.5 โมล แอมโมเนีย และไบคาร์บอเนตอย่างละ 1 โมล ดังนั้นจะกล่าวได้ว่า ซีไอดี 5 โมล จะเกิดเป็นมีเทน 1.5 โมล เป็นคาร์บอนไดออกไซด์ 0.5 โมล เป็นแอมโมเนีย และไบคาร์บอเนตอย่างละ 1 โมล จากการตั้งสมมุติฐานว่า น้ำเสียประเภทโปรตีน ประกอบด้วยกลูโคส และอะลานินอย่างละ 50 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้น

$$\text{ซีไอดี 1 โมล จะเป็นซีไอดีจากกลูโคส 0.5 โมล และเกิด } \text{CH}_4 = (0.5 \times 3)/6 = 0.25 \quad \text{โมล}$$

$$\text{CO}_2 = (0.5 \times 3)/6 = 0.25 \quad \text{โมล}$$

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

$$\text{CO}_2 = (0.5 \times 0.5)/5 = 0.05 \quad \text{โมล}$$

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

ฉะนั้น ซีไอดี 1 มิลลิโมล จะให้มีเทนเกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ มีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส และมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายอะลานิน = $0.25 + 0.15 = 0.40$ มิลลิโมล ในขณะที่ คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายกลูโคส และคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากการย่อยสลายอะลานิน = $0.25 + 0.05 = 0.30$ มิลลิโมล

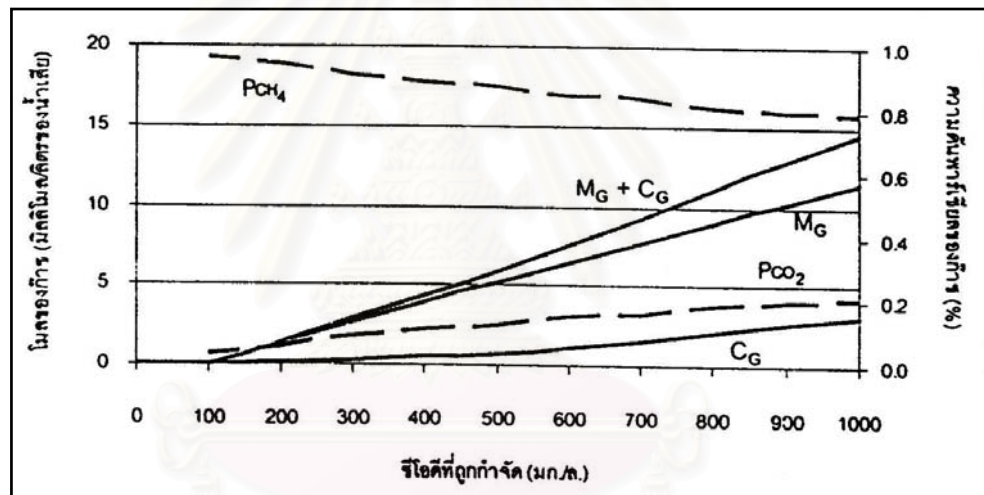
ซีไอดีที่ถูกกำจัด C มก./ล. เท่ากับ C/32 มิลลิโมล/ลิตร จะให้ มีเทน, $M_T = (C/32) \times 0.40$ มิลลิโมล/ลิตร และให้ คาร์บอนไดออกไซด์, $C_T = (C/32) \times 0.30$ มิลลิโมล/ลิตร

การคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นสามารถทำได้โดยการ Trial & error ดังนี้

1. กำหนดค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด (C), มิลลิกรัม/ลิตร
2. คำนวณหาค่า M_T และ C_T

3. สมมติ ค่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น (M_G) , มิลลิโมล/ลิตร แทนลงในสมการที่ (6) จะได้ค่า ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (C_G) , มิลลิโมล/ลิตร
4. แทนค่า C_G ลงในสมการ (8) จะได้ค่า M_G
5. Trial & error ต่อไปจนกว่าจะได้ค่า M_G ที่สมมุติเท่ากับค่าที่ได้จากการคำนวณในสมการ (8)
6. คำนวณหา P_{CH_4} และ P_{CO_2} จากสมการ (3) และ (4)
7. คำนวณหา M_L และ C_L หน่วย มิลลิโมล/ลิตร จากสมการ (1) และ (2)

จากสมการคำนวณโดยการ Trial & error ซึ่งกำหนดซีไอดีที่ถูกกำจัดของน้ำเสียตั้งแต่ 50 ถึง 500 มก./ล. จะได้ผลดังตารางที่ 4.9 และนำความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด และ ปริมาณ ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมาสร้างเป็นกราฟได้ดังรูปที่ 4.44



รูปที่ 4.44 ความสัมพันธ์ระหว่างซีไอดีที่ถูกกำจัด และปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

จากผลการคำนวณในตารางที่ 4.9 และรูปที่ 4.44 จะเห็นได้ว่า น้ำเสียที่ใช้ทดลองเป็นน้ำเสีย ชุมชนที่มีค่าซีไอดีต่ำ และระบบที่ทำการทดลองสามารถกำจัดซีไอดีได้ประมาณ 100 – 150 มิลลิกรัม/ลิตร ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นทั้งหมดมีน้อยมาก ทำให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเหนือ ผิวน้ำเกือบจะไม่มีเลย และก๊าซชีวภาพละลายน้ำได้เกือบหมด ประกอบกับการเวียนกลับของน้ำ ในอัตราที่สูง ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถละลายน้ำได้ทั้งหมด ซึ่งเป็นสาเหตุให้ทุก การทดลองไม่สามารถตรวจวัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น โดยอุปกรณ์วัดก๊าซที่ใช้ในการทดลอง ครั้งนี้ได้

ตารางที่ 4.9 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นเทียบกับค่าซีไอดีที่ถูกกำจัด

ซีไอดีที่ถูกกำจัด		จำนวนโมลของก๊าซ (มิลลิโมล/ลิตร)		จำนวนโมลของก๊าซเหนือผิวน้ำ (มิลลิโมล/ลิตร)		จำนวนโมลของก๊าซที่ละลายน้ำ (มิลลิโมล/ลิตร)		ความดันพาร์เชียลของก๊าซ (บรรยากาศ)		ปริมาณก๊าซเหนือผิวน้ำ	
มก./ล.	มิลลิโมล/ลิตร	M_T	C_T	M_G	C_G	M_L	C_L	P_{CH_4}	P_{CO_2}	มิลลิโมล/ลิตร	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 (มิลลิกรัม/ลิตร)

(2) เท่ากับ (1) / 32 (มิลลิโมล/ลิตร)

(3) เท่ากับ (2) x 0.40 (มิลลิโมล/ลิตร)

(4) เท่ากับ (2) x 0.30 (มิลลิโมล/ลิตร)

(5) และ (6) ได้จากการ Trial & error จากสมการ (6) และสมการ (8) (มิลลิโมล/ลิตร)

(7) และ (8) ได้จากสมการ (1) และสมการ (2) (มิลลิโมล/ลิตร)

(9) และ (10) ได้จากสมการ (3) และสมการ (4) (บรรยากาศ)

(11) เท่ากับ (5) + (6) (มิลลิโมล/ลิตร)

(12) เท่ากับ (11) x 22.4 / 1000 (ลิตร)

4.6 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์

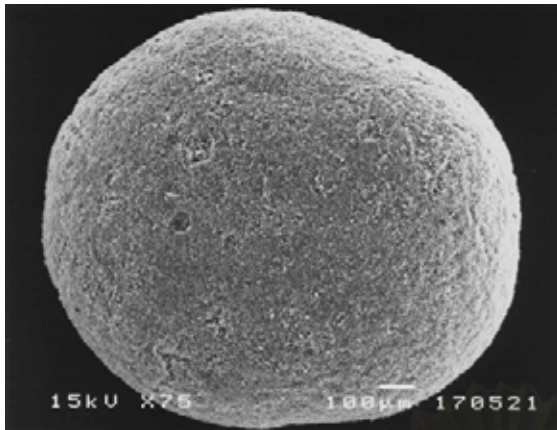
4.6.1 ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองเริ่มต้นมีขนาด 0.5 – 3 มิลลิเมตร โดยได้ทำการคัดแยกส่วนที่เป็นปุ๋ยฟลอคขนาดเล็กที่ตกตะกอนได้ช้าออกไป ลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีสีดำ ผิวเกลี้ยง และรวมตัวเป็นทรงค่อนข้างกลม จากการตรวจสอบลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ในช่วงสภาวะคงตัวของทดลองที่ 1 ที่กำหนดให้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ให้คงที่ คือ 4.5 ม./ชม. และทำการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 แสดงดังรูปที่ 4.45 – 4.48 และลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงสภาวะคงตัวของทดลองที่ 2 ที่กำหนดให้สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) คงที่เท่ากับ 1:11 และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นเป็น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. แสดงดังรูปที่ 4.49 – 4.50 โดยทำการเลือกตัวอย่างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ที่เป็นตัวแทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลายๆ เม็ดที่ส่องจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่า

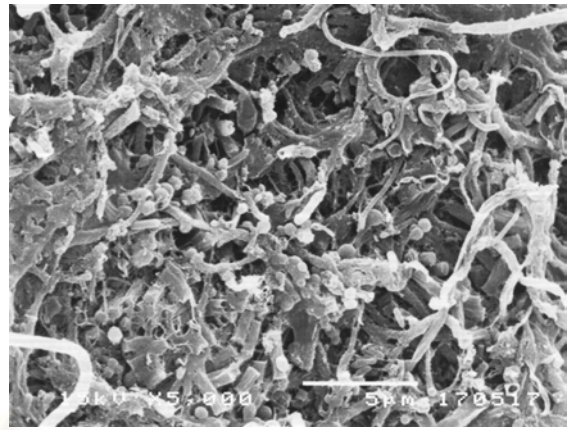
โครงสร้างภายนอกและบริเวณผิวชั้นนอก

โครงสร้างภายนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยทั่วไปในแต่ละชุดการทดลอง ไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน โดยมีลักษณะผิวภายนอกค่อนข้างเรียบ และเป็นเม็ดกลมที่ค่อนข้างสมบูรณ์ และอาจพบรอยแตกที่บริเวณผิวนอกซึ่งอาจเกิดจากการฝูกร่อนเนื่องจากการเคลื่อนตัวกระทบกันของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

เมื่อเพิ่มกำลังขยายของกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่า ลักษณะผิวชั้นนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยทั่วไปในทุกชุดการทดลอง มีลักษณะคล้ายกัน ซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียหลายชนิดอยู่รวมกลุ่มกัน เมื่อสังเกตจากรูปร่างของเซลล์แบคทีเรียที่พบซึ่งมีหลายแบบ เช่น แบบกลม แบบแท่ง และแบบเส้นใย เป็นต้น ซึ่งคาดว่า แบคทีเรียที่พบบริเวณผิวภายนอกนี้ จะเป็นแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรด (Acidogens) ที่มีความหลากหลาย ซึ่งเกิดจากการแข่งขันในการแย่งอาหารกันสูง เพราะเป็นการสัมผัสโดยตรง (Guiot และคณะ, 1992 ; Fang และคณะ, 1994) การรวมตัวโดยอาศัยการยึดเกาะด้วยแบคทีเรียเส้นใยที่กระจายอยู่ทั่วไป จึงสามารถอยู่ได้ในระบบที่มีแรงเฉือนหรือความปั่นป่วนในระบบ และทนต่อสภาพความเร็วไหลขึ้นที่ค่าต่างๆ ได้ จึงพบการเปลี่ยนแปลงที่บริเวณผิวชั้นนอกน้อย



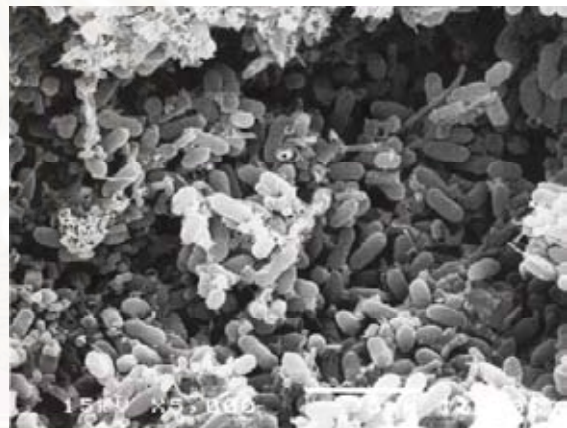
(ก)



(ข)



(ค)



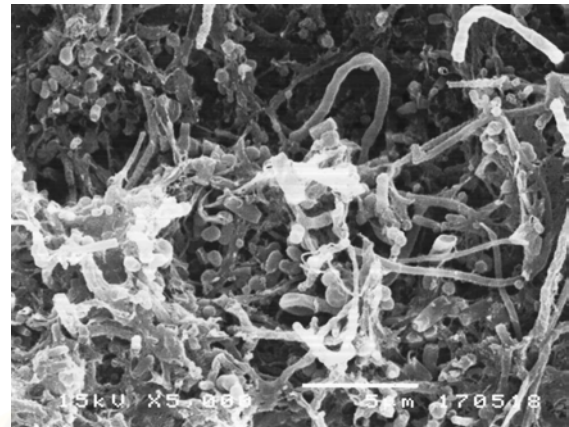
(ง)

รูปที่ 4.45 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อ็อกซิเจนที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.

- (ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า
- (ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ง) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



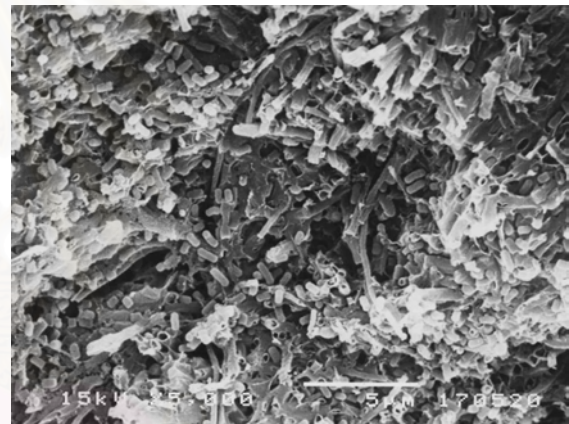
(ก)



(ข)



(ค)



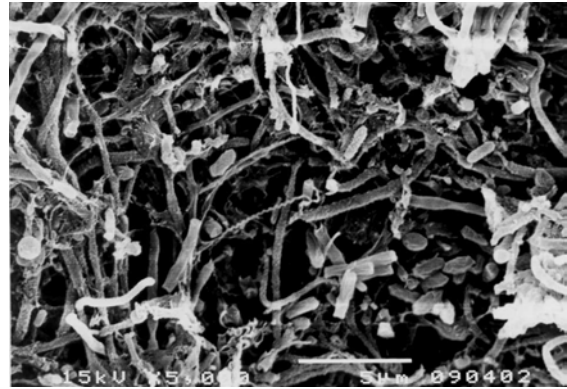
(ง)

รูปที่ 4.46 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของ
 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อิมเมอร์ชันที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:7 ความเร็วไหลขึ้น
 4.5 ม./ชม.

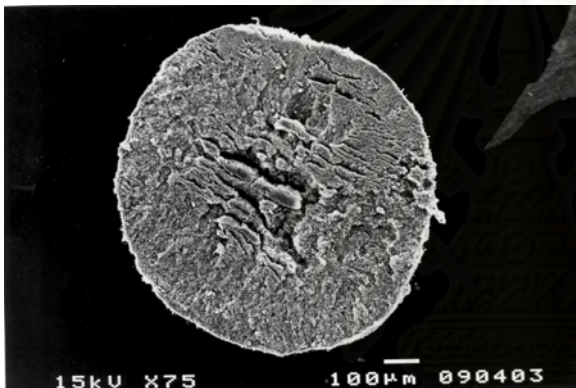
- (ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า
- (ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ง) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



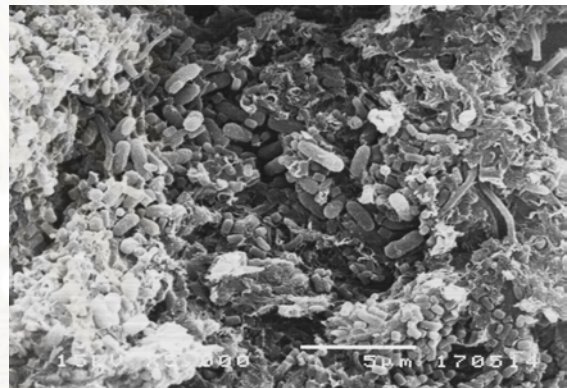
(ก)



(ข)



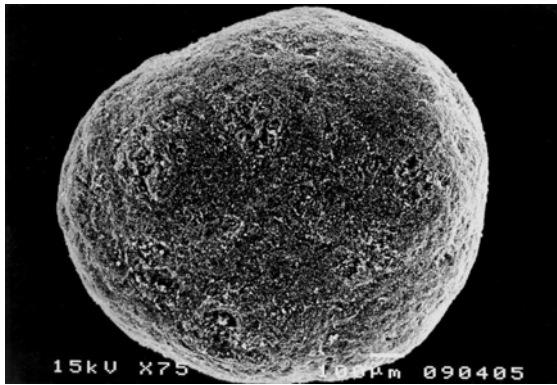
(ค)



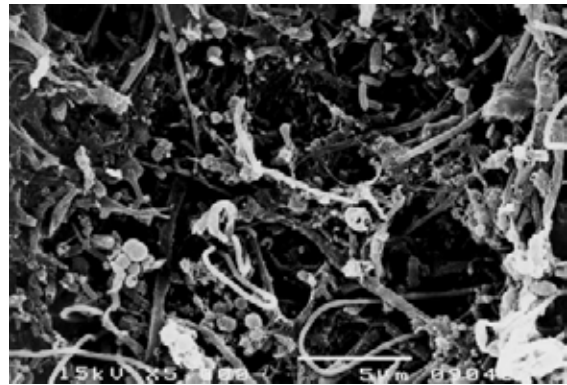
(ง)

รูปที่ 4.47 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อ็อกซิเจนที่ $Q_L : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.

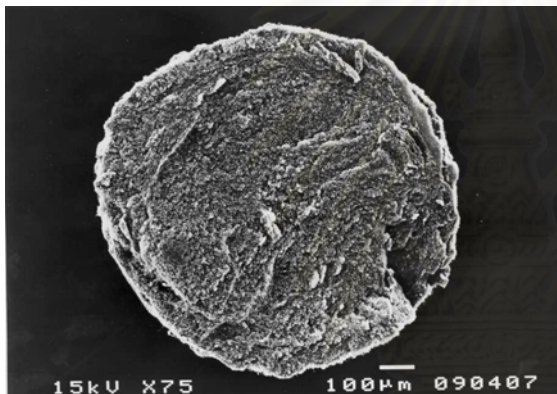
- (ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า
- (ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ง) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



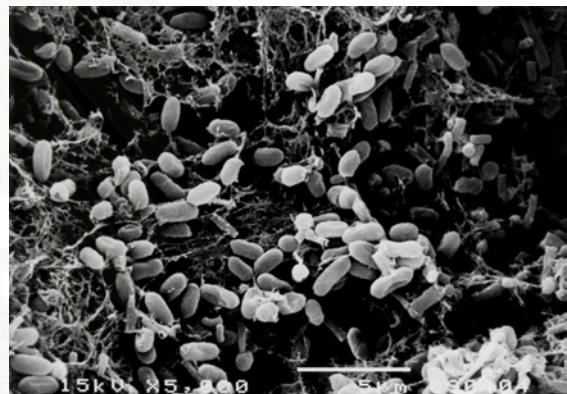
(ก)



(ข)



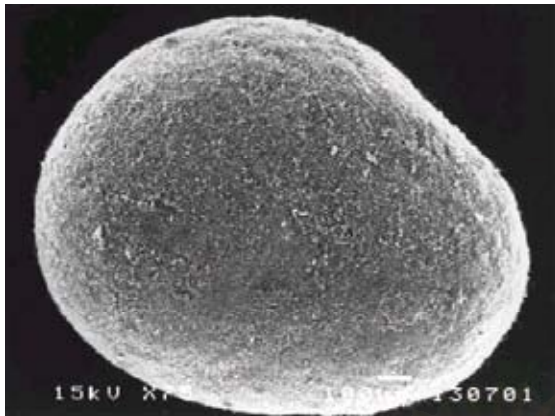
(ค)



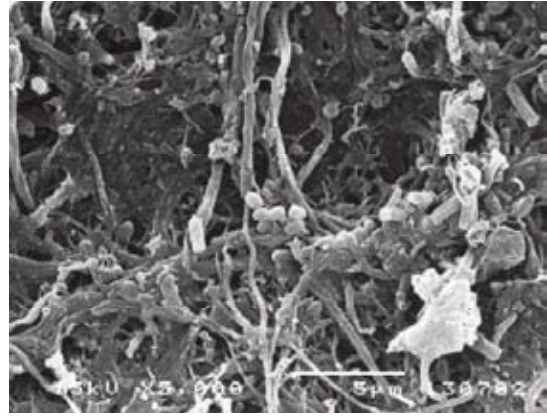
(ง)

รูปที่ 4.48 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อิมัลชันที่ $Q_t : Q_r$ เท่ากับ 1:15 ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.

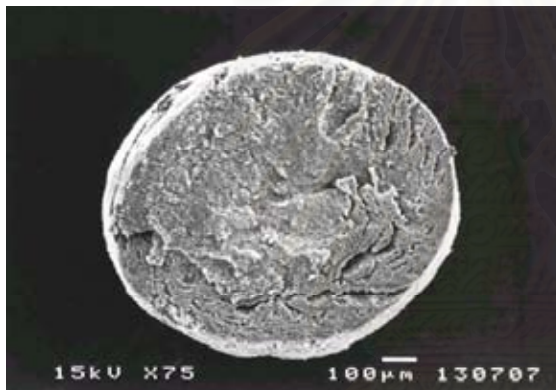
- (ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า
- (ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ง) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



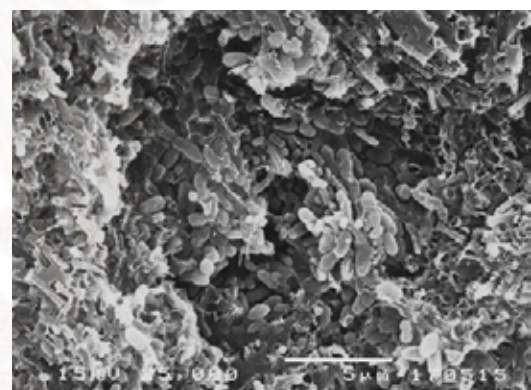
(ก)



(ข)



(ค)



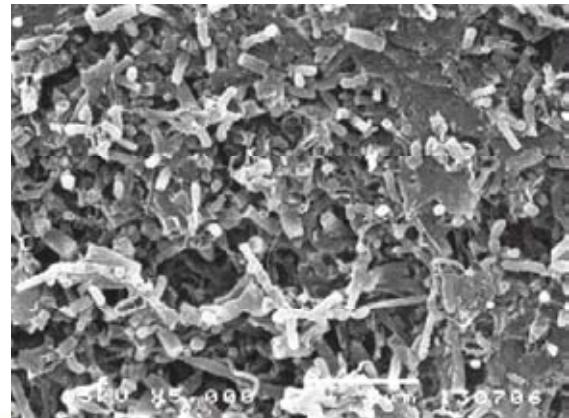
(ง)

รูปที่ 4.49 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของ เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อิมัลชันที่ $Q_i : Q_r$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.

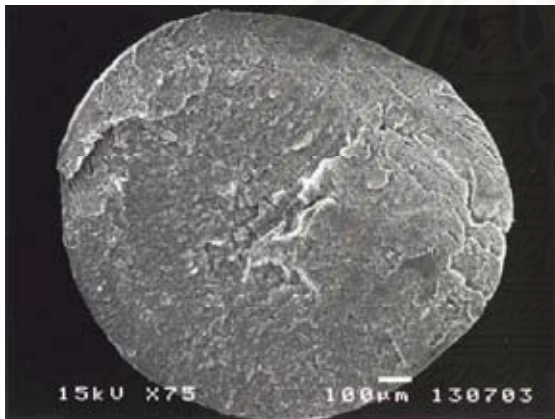
- (ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า
- (ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ง) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



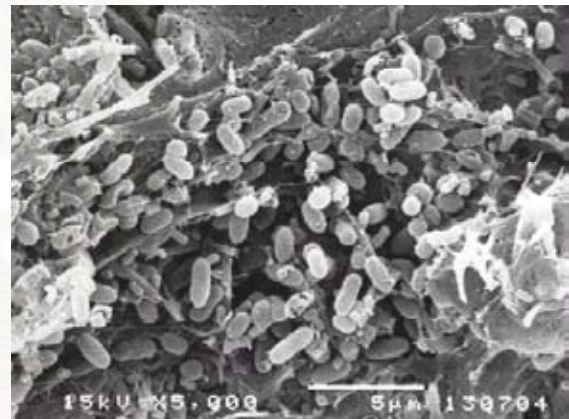
(ก)



(ข)



(ค)



(ง)

รูปที่ 4.50 ภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope ; SEM) ของ
 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์อิมเมอร์สชันที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:11 ความเร็วไหลขึ้น
 5.5 ม./ชม.

- (ก) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ข) บริเวณผิวนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า
- (ค) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 75 เท่า
- (ง) บริเวณภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่กำลังขยาย 5,000 เท่า

โครงสร้างภายในและบริเวณผิวชั้นใน

โครงสร้างภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์โดยทั่วไป ของการทดลองที่ทุกสัดส่วน อัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ซึ่งมีความเร็วไหลขึ้นเท่ากันคือ 4.5 ม./ชม. จะมีโครงสร้างภายในไม่แตกต่างกันมากนัก พบโพรงช่องว่างเล็กน้อย และมีความหนาแน่นของแบคทีเรียสูง ที่ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. พบว่าแทบจะไม่มีโพรงช่องว่างภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เลย เนื่องจากชั้นตะกอนจุลินทรีย์มีการขยายตัวสูง ส่งผลให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียและจุลินทรีย์เป็นไปอย่างทั่วถึง ทำให้สารอาหารเข้าถึงบริเวณโครงสร้างภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ดี และที่ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. พบว่าเกิดโพรงช่องว่างภายในมากกว่าที่ความเร็วไหลขึ้นค่าอื่น เนื่องจากระบบมีอัตราไหลเข้าของน้ำเสียดำ ทำให้แบคทีเรียได้รับสารอาหารน้อย ประกอบกับระบบมีการขยายตัวของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ต่ำ ส่งผลให้มีการถ่ายเทสารอาหาร (Mass transfer) น้อย ทำให้แบคทีเรียชั้นในสุดไม่ได้รับสารอาหารและเกิดการย่อยสลายกันเองของแบคทีเรีย แล้วทำให้เซลล์บางส่วนตาย จึงเกิดการแยกชั้นออกจากกันเป็นโพรงช่องว่างภายใน

เมื่อเพิ่มกำลังขยายของกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่า ลักษณะแบคทีเรียภายในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีลักษณะคล้ายกันทุกชุดการทดลอง โดยมีความหลากหลายของแบคทีเรียต่ำกว่าบริเวณผิวชั้นนอก ซึ่งพบกลุ่มแบคทีเรีย 2 กลุ่มใหญ่ ตามลักษณะที่สามารถสังเกตได้ คือแบบแท่ง ซึ่งคาดว่าเป็นแบคทีเรียสร้างมีเทนกลุ่ม *Methanotrix sp.* ซึ่งจัดว่าเป็นแบคทีเรียสร้างมีเทนที่สามารถเจริญเติบโตในบริเวณที่มีความเข้มข้นของสารอาหาร (กรดอะซิติก) ต่ำ (Fang และคณะ, 1994) และสามารถสังเกตได้ว่าบริเวณรอบๆกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีโครงสร้างคล้ายฟังซีอยู่อาจเกิดจากเซลล์แบคทีเรียที่ตายแล้ว ซึ่งอาจจะเกี่ยวข้องกับปริมาณสารอาหารที่ต่ำมากจนเซลล์แบคทีเรียสร้างมีเทนต้องแย่งอาหารกันเอง

4.6.2 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

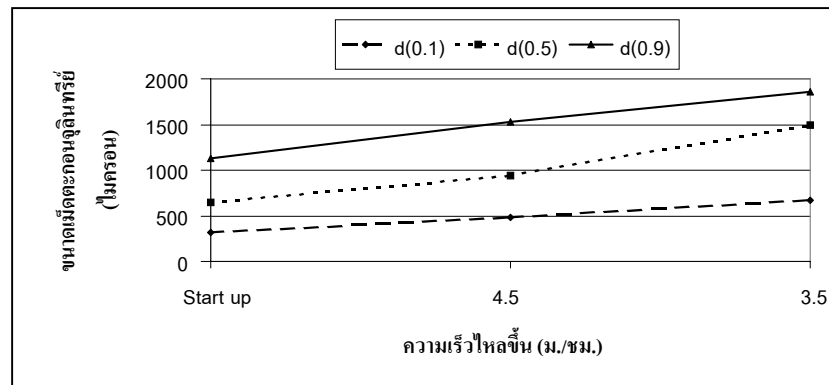
งานวิจัยนี้ ได้ทำการทดลองเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 และเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์มีค่าเท่ากับ 3.5, 4.5 และ 5.5 ม./ชม. โดยตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ประกอบด้วยเม็ดตะกอนขนาด 0.5-3.0 มิลลิเมตร เมื่อสิ้นสุดการทดลองแต่ละช่วงพบว่า มีเม็ดตะกอนบางส่วนที่ฟุ้งขึ้นเป็นแบบฟล็อกจะอยู่ส่วนบนของชั้นตะกอนจุลินทรีย์ ดังนั้นการวัดขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จึงได้วิเคราะห์อยู่ในรูปแบบของการกระจายขนาด โดยผู้วิจัยได้ทำการวัดการเปลี่ยนแปลงขนาดของ

เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์โดยเครื่อง Particle Size Analyzer ยี่ห้อ Malvern โดยใช้โปรแกรม Hydro 2000MU (A) โดยอาศัยหลักการวัดพื้นที่ผิวและปริมาตรของเม็ดตะกอนด้วยระบบเซนเซอร์ที่ส่องแสงมากระทบกับอนุภาคขณะที่เม็ดตะกอนถูกสูบลไหลผ่านเลนส์ อนุภาคที่มีรูปร่างกลมหรือค่อนข้างกลมจะถูกวัดเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับความจริง ขณะที่อนุภาคที่เป็นฟลอคซึ่งมีรูปร่างที่หลากหลาย จะถูกตั้งสมมุติฐานว่ามีรูปร่างกลมและคำนวณกลับเป็นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพื่อเป็นตัวแทนของขนาดฟลอค เนื่องจากข้อมูลของขนาดเม็ดตะกอนเป็นการกระจายตามขนาดต่างๆ ดังนั้นในการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอน จึงได้เลือกค่าที่เป็นค่าเฉลี่ยในแต่ละชุดความเร็วไหลขึ้น โดยได้เลือกค่า $d(0.1)$, $d(0.5)$ และ $d(0.9)$ ซึ่งเป็นขนาดของเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่านี้อยู่ร้อยละ 10, 50 และ 90 ของเม็ดตะกอนทั้งหมด ตามลำดับ โดยหากการเปลี่ยนแปลงของค่า d ใดๆลดลง แสดงว่าเม็ดตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่านี้อยู่ในปริมาณสูงขึ้นหรือเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขนาดใหญ่มีการแตกตัว การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่แสดงค่า $d(0.1)$, $d(0.5)$ และ $d(0.9)$ ของถังปฏิกรณ์แต่ละชุด แสดงดังตารางที่ 4.10 และ รูปที่ 4.51 – 4.52

ตารางที่ 4.10 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

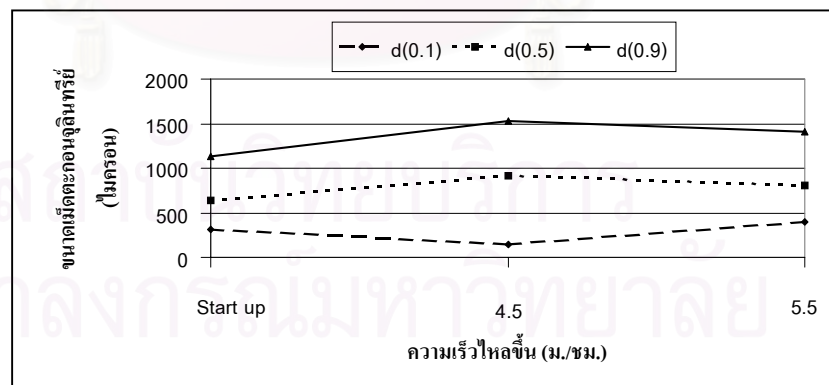
ถึง ปฏิกรณ์ ที่	การทดลอง	ขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (ไมครอน)		
		$d(0.1)$	$d(0.5)$	$d(0.9)$
-	เริ่มต้นระบบ (Start up)	316.2	642.2	1,131.6
1	$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	486.1	939.3	1,534.2
	$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม.	672.8	1,492.4	1,854.7
2	$Q_I : Q_R = 1:15$ ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม.	148.2	917.4	1,535.4
	$Q_I : Q_R = 1:11$ ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม.	395.3	811.2	1,414.5

ถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้นในถึงปฏิกรณ์เท่ากับ 4.5 และ 3.5 ม./ชม. จากรูปที่ 4.51 พบว่า เมื่อทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. ค่า $d(0.1)$, $d(0.5)$ และ $d(0.9)$ เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up) แสดงว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่ขึ้น และสามารถปรับตัวเจริญเติบโตอยู่ได้ที่ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. และเมื่อทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้น 3.5 ม./ชม. พบว่า ค่า $d(0.1)$, $d(0.5)$ และ $d(0.9)$ เพิ่มขึ้นอย่างชัดเจนเมื่อเทียบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. แสดงว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีขนาดใหญ่ขึ้น และสรุปแนวโน้มได้ว่า ตลอดการทดลองของถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้นที่น้อยลง ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถึงปฏิกรณ์มีขนาดใหญ่ขึ้นอย่างชัดเจน



รูปที่ 4.51 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1

ถังปฏิกรณ์ที่ 2 ทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 4.5 และ 5.5 ม./ชม. จากรูปที่ 4.52 พบว่า เมื่อทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. ค่า d(0.5) และ d(0.9) เพิ่มขึ้น แต่ค่า d(0.1) ลดลงเมื่อเทียบกับช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up) และยังถือได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่มีขนาดใหญ่ขึ้น และเมื่อทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้น 5.5 ม./ชม. พบว่า ค่า d(0.5) และ d(0.9) ลดลงเล็กน้อย แต่ค่า d(0.1) เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับที่ความเร็วไหลขึ้น 4.5 ม./ชม. และถือได้ว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่มีขนาดเล็กลงเล็กน้อย เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นที่แตกต่างกันน้อยมาก ทำให้มีการแตกตัวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไม่มากนัก และสรุปแนวโน้มได้ว่า ตลอดการทดลองของถังปฏิกรณ์ที่ 2 ทดลองใช้ความเร็วไหลขึ้นที่สูงขึ้น ส่งผลให้ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์มีขนาดเล็กลง



รูปที่ 4.52 การเปลี่ยนแปลงขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 2

4.7 การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำออกจากระบบอีจีเอสบีกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร

งานวิจัยนี้ได้ทำการทดลองนำระบบอีจีเอสบีมาบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งน้ำเสียชุมชนที่ใช้ทดลองมาจากน้ำเสียของอาคารเจริญวิศวกรรม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย แบ่งเป็น 2 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 กำหนดความเร็วไหลขึ้นคงที่ คือ 4.5 ม./ชม. และทำการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ส่วนการทดลองที่ 2 เลือกสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่เหมาะสมหนึ่งค่าจากการทดลองที่ 1 ให้คงที่เท่ากับ 1:11 และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นเป็น 3.5 และ 5.5 ม./ชม. และจากผลการทดลองทั้งหมดได้นำผลการทดลองของถังปฏิกรณ์ที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เท่ากับ 1:11 และมีความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5.5 ม./ชม. มาเปรียบเทียบกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร เนื่องจากเป็นสภาวะที่ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียชุมชนได้ดีที่สุด การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำออกจากระบบอีจีเอสบีกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารแสดงดังตารางที่ 4.11 พบว่า คุณภาพน้ำออกจากระบบอีจีเอสบีทุกพารามิเตอร์ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ข ยกเว้นค่าทีเคเอ็น ซึ่งระบบอีจีเอสบีไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากเป็นข้อจำกัดของระบบบำบัด

ตารางที่ 4.11 การเปรียบเทียบคุณภาพน้ำออกจากระบบอีจีเอสบีกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร

พารามิเตอร์	หน่วย	เกณฑ์กำหนดสูงสุดตามประเภท					น้ำออกจากระบบอีจีเอสบี
		มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้ง *					
		ก	ข	ค	ง	จ	
1. พีเอช (pH)	-	5-9	5-9	5-9	5-9	5-9	7.4
2. บีโอดี (BOD)	มก./ล.	20	30	40	50	200	16.4
3. ซีโอดี (COD)	มก./ล.	-	-	-	-	-	33.6
4. ของแข็งแขวนลอย (SS)	มก./ล.	30	40	50	50	60	11.1
5. ซัลไฟด์ (Sulfide)	มก./ล.	1.0	1.0	3.0	4.0	-	0.3
6. ทีเคเอ็น (TKN)	มก./ล.	35	35	40	40	-	40.9

หมายเหตุ: * ดัดแปลงมาจากประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้ง จากอาคารบางประเภท และบางขนาด ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา ฉบับประกาศทั่วไป เล่มที่ 111 ตอนพิเศษ 9 ง ลงวันที่ 4 กุมภาพันธ์ 2537

แบบไร้ออกซิเจน ที่ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน และ ดีไนตริฟิเคชัน
ได้ ถ้ามีการพัฒนาระบบให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ คุณภาพน้ำออกจากระบบก็สามารถผ่าน
มาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก ได้ ดังนั้นในการนำไปใช้จริงควรมีระบบกำจัดไนโตรเจน
ในน้ำออกจากระบบด้วย



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

การศึกษาผลของสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) และความเร็วไหลขึ้น ที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยใช้แบบจำลองระบบอีจีเอสบีระดับห้องปฏิบัติการ สูง 1 เมตร ขนาด 2 ลิตร จำนวน 2 ชุด และใช้น้ำเสียจากอาคารเจริญวิศวกรรม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย สรุปผลการวิจัยได้ดังนี้

5.1.1 เมื่อควบคุมให้ระบบอีจีเอสบีมีความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์คงที่เท่ากับ 4.5 ม./ชม. และทำการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เป็น 1:3, 1:7, 1:11 และ 1:15 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 69.2, 72.6, 76.3 และ 74.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 72.7, 73.5, 76.6 และ 75.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 74.0, 77.4, 81.7 และ 73.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เปลี่ยนแปลงไป จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและของแข็งแขวนลอยแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) แต่จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) เนื่องจากซีโอดีแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายและย่อยสลายได้ยาก ทำให้การเวียนกลับของน้ำเสียจะช่วยให้สารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีความเข้มข้นลดลง และเป็นการนำสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากกลับมาสัมผัสกับเม็ดจุลินทรีย์อีกครั้ง ทำให้ปฏิกิริยาย่อยสลายสมบูรณ์ยิ่งขึ้น แต่บีโอดีแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย การเวียนกลับของน้ำเสียจึงไม่มีผล และสรุปได้ว่า สัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) ที่ 1:11 เป็นสัดส่วนที่ทำให้ระบบอีจีเอสบีมีประสิทธิภาพดีที่สุด ซึ่งได้นำสัดส่วนที่ 1:11 ไปใช้ทดลองต่อไป เพื่อศึกษาผลของความเร็วไหลขึ้นที่มีต่อประสิทธิภาพของระบบ

5.1.2 เมื่อควบคุมให้ระบบอีจีเอสบีมีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) คงที่เท่ากับ 1:11 และทำการเปลี่ยนแปลงความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5 และ 5.5 ม./ชม. ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 72.5 และ 79.3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 74.6 และ 78.1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการ

กำลังของแฉ่งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 82.0 และ 79.7 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อความเร็วไหลขึ้นเปลี่ยนแปลงไป จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) แต่จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอไซด์และของแฉ่งแขวนลอยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) เนื่องจากเหตุผลเดียวกับข้อ 5.1.1 และสรุปได้ว่า ระบบอีจีเอสบีที่มีความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์สูงขึ้นจาก 3.5 – 5.5 ม./ชม. จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์และบีโอไซด์สูงขึ้น แต่ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแฉ่งแขวนลอยลดลง

5.1.3 ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบมีปริมาณน้อยมากจนไม่สามารถตรวจวัดได้ เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีความเข้มข้นซีโอไซด์ต่ำและปริมาณซีโอไซด์ที่ถูกกำจัดมีน้อย และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถละลายอยู่ในน้ำเสียในระบบและออกไปกับน้ำทิ้งได้

5.1.4 ระบบอีจีเอสบีที่มีสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_I : Q_R$) เท่ากับ 1:11 และความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์เท่ากับ 5.5 ม./ชม. จะมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียชุมชนประเภทอาคารเรียน โดยสามารถกำจัดซีโอไซด์ บีโอไซด์ และของแฉ่งแขวนลอยได้อย่างมีประสิทธิภาพ และทำให้ค่าซีโอไซด์ บีโอไซด์ และของแฉ่งแขวนลอยในน้ำออกจากระบบ ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารทุกประเภท แต่ไม่สามารถกำจัดที่เคเอ็นให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารได้

5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 จากการวิจัยนี้ระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนประเภทอาคารเรียนได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำมาก ควรมีการศึกษาระบบอีจีเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนประเภทน้ำเสียจากศูนย์การค้าหรือน้ำเสียจากโรงแรม ที่มีความเข้มข้นของซีโอไซด์และของแฉ่งแขวนลอยที่สูงขึ้น

5.2.2 ควรมีการศึกษาระบบอีจีเอสบี โดยออกแบบถังปฏิกรณ์ให้มีขนาดใหญ่ขึ้น มีความสูงมากกว่า 1 เมตร และเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า 5 เซนติเมตร เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบเมื่อใช้ความเร็วไหลขึ้นในถังปฏิกรณ์ที่สูงมากขึ้น

5.2.3 ควรมีการศึกษาระบบอีจีเอสบีเพิ่มเติม หรือออกแบบระบบเชื่อมต่อกับระบบอื่นที่สามารถกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

ตุลชัย แจ่มใส. 2545. ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบชั้นเม็ดตะกอนขยายตัว สำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

พีรพงษ์ ทิพยาทร. 2530. การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำโดยระบบยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตันกุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

รองเพชร บุญช่วยดี. 2546. การใช้เซลล์รีงในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบอีจีเอสบี. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สมพงษ์ นิลประยูร. 2536. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักแบบอัปโฟลว์แอนแอโรบิคสแต็คซ์แบบลงกึ่ง. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.

สินีนุช ศศิยชาติ. 2544. บทบาทของสภาพต่างต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ภาษาอังกฤษ

Agrawal, L. K. 1991. High rate treatment of low strength (domestic) wastewater by modified Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor. Master ' s thesis Asian Institute of Technology.

- APHA, AWWA, and WEF. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater . 19th ed. Washington DC: American Public Health Association.
- Barbosa, R. A., and Sant' Anna, G. L. Jr. 1989. Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. Water Research 23, 12: 1483-1989.
- Behling, E., Diaz, A., Colina, G., Herrera, M., Gutierrez, E., Chacin, E., Fernandez, N., and Forster, C. F. 1997. Domestic wastewater treatment using a UASB reactor. Bioresource Technology 61: 239-245.
- Dilallo, R., and Albertson, O. E. 1960. Volatile acids by direct titration. Paper presented at New England sewage and Industrial Wastes Associations Meeting. Mass: Spring field.
- Dolfing, J. 1985. Kinetics of methane formation by granular sludge at low substrate concentrations the influence of mass transfer limitation. Applied Microbiology and Biotechnology 22: 77-81.
- Draaijer, H., Maas, J. A. W., Schaapman, J. E., and Khan, A. 1992. Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur,India. Wat.Sci.Tech. 25, 7: 123-133.
- Fang, H. H. P., Chui, H. K., and Li, Y. Y. 1994. Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewater. Wat.Sci.Tech. 30, 12: 87-96.
- Gnanadipathy, A., and Polprasert, C. 1993. Treatment of domestic wastewater with UASB reactors. Wat.Sci.Tech. 27, 1: 195-203.
- Guiot, S. R., Pauss, A., and Costerton, J. W. 1992. A Structured model of the anaerobic granule consortium. Wat.Sci.Tech. 25, 7: 1-10.
- Haskoning Consulting Engineers and Architects. 1996. 36 MLD UASB treatment plant in Kanpur, India. Evaluation report on process performance. Internal report.

- Hulshoff Pol, L. W., de Zeeuw, W. J., Velzeboer, C. T. M., and Lettinga, G. 1983. Granulation in UASB reactors. Wat.Sci.Tech. 15: 291-304.
- Jeison, D., and Chamy, R. 1999. Comparison of the behaviour of Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) and Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors in dilute and concentrated wastewater treatment. Wat.Sci.Tech. 40, 8: 91-97.
- Jones, W. J., Nagle, D. P., and Whitman, W. B. 1987. Methanogens and the diversity of archaeobacteria. Microbiology Reviews (March): 135-177.
- Kato, M. T., Field, J. A., and Lettinga, G. 1997. The anaerobic treatment of low strength wastewater in UASB and EGSB reactors. Wat.Sci.Tech. 36, 6-7: 375-382.
- Kato, M. T., Field, J. A., Lettinga, G., and Versteeg, P. 1994. Feasibility of Expanded Granular Sludge Bed reactors for the anaerobic treatment of low-strength soluble wastewater. Biotechnology and Bioengineering 44: 469-479.
- Kiriyama, K., Tanaka, Y., and Mori, I. 1992. Field test of composite methane gas production system incorporating a membrane module for municipal sewage. Wat.Sci.Tech. 25, 7: 135-141.
- Kroeker, E. J., Schultes, D. D., Sparling, A. B., and Lapp, H. M. 1979. Anaerobic treatment process stability. J.WPCF 51, 4: 718-727.
- Lettinga, G. 1996. Sustainable integrated biological wastewater treatment. Wat.Sci.Tech. 33, 3: 85-98.
- Lettinga, G., De Man, A., Van der Last, A. R. M., Wiegant, W., Van Knippenberg, K., Frijns, J., and Van Buuren, J. C. L. 1993. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. Wat.Sci.Tech. 27, 9: 67-73.

- Lettinga, G., and Hulshoff Pol, L. W. 1991. UASB – Process design for various types of wastewater. Wat.Sci.Tech. 24, 8: 87-107.
- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L. W., Koster, I. W., Wiegant, W. M., de Zeeuw, W. J., Rinzema, A., Grin, P. C., Roersma, R. E., and Hobma, S. W. 1984. High rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. Biotechnology and Genetic Engineering Reviews 2: 253-284.
- Lettinga, G., Roersma, R., and Grin, P. 1980. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. Biotechnology and Bioengineering 22: 1701-1723.
- Louwe Kooijmans, J., and van Velsen, E. M. 1986. Application of the UASB process for treatment of domestic sewage under sub-tropical condition, the Cali case. Anaerobic treatment. A grown-up technology. Conference paper (Aquatech'86): 423-436.
- Metcalf and Eddy, Inc. 1991. Wastewater engineering : treatment, disposal and reuse. 3rd ed. New York: McGraw-Hill.
- Rebac, S., Ruskova, J., Gerbens, S., van Lier, J. B., Stams, A. J. M., and Lettinga, G. 1995. High-rate anaerobic treatment of wastewater under psychrophilic conditions. Journal of Fermentation and Bioengineering 80, 5: 499-506.
- Rinzema, A. 1993. Anaerobic digestion of long-chain fatty acids in UASB and Expanded Granular Sludge Bed reactor. Process Biochemistry 28: 527-537.
- Ruiz, I., Soto, M., Veiga, M. C., Lugero, P., Vega, A., and Blazquez, R. 1998. Performance of and biomass characterisation in a UASB reactor treating domestic wastewater at ambient temperature. Water SA 24, 3: 215-222.
- Sam-Soon, P. A. L. N. S., Loewenthal, R. E., Dold, P. L., and Marais, G. V. R. 1987. Hypothesis for pelletisation in the Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor. Water SA 13, 2: 69-80.

- Sam-Soon, P. A. L. N. S., Loewenthal, R. E., Wentzel, M. C., and Marais, G. V. R. 1990. Growth of biopellets on glucose in Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB) Systems. Water SA 16, 3: 151-164.
- Sawyer, C. N., and McCarty, P. L. 1978. Chemistry for environmental engineering. 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co-Singapore.
- Schellinkhout, A., and Collazos, C. J. 1992. Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. Wat.Sci.Tech. 25, 7: 159-166.
- Schmidt, J. E., and Ahring, B. K. 1995. Granular sludge formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor. Biotechnology and Bioengineering 49: 229-246.
- Seghezzeo, L., Zeeman, G., van Lier, J. B., Hamelers, H. V. M., and Lettinga, G. 1998. A review : the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology 65: 175-190.
- Singh, K. S. 1992. Low strength (domestic) wastewater treatment by Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor. Master 's thesis Asian Institute of Technology.
- Singh, K. S., Harada, H., and Viraraghavan, T. 1996. Low-strength wastewater treatment by a UASB reactor. Bioresource Technology 55: 187-194.
- Standers, G. J. 1966. Water pollution research – a key to wastewater management. J.WPCF 38: 774.
- Van der Last, A. R. M., and Lettinga, G. 1992. Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) condition using upflow reactors at increased superficial velocities. Wat.Sci.Tech. 25, 7: 167-178.
- Van Haandel, A. C., and Lettinga, G. 1994. Anaerobic sewage treatment. Chichester: John Wiley and Sons.

Vogle, G. D. 1988. Biology of anaerobic microorganisms. Zehder J. B. (n. p.): John Wiley and Sons.



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก
ผลการทดลองช่วงที่ 1

ตารางที่ ก1 ซีไอดีของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
2/2/2547	164	48	32
4/2/2547	153	40	26
6/2/2547	196	26	24
9/2/2547	211	38	24
11/2/2547	168	38	28
13/2/2547	200	88	38
16/2/2547	182	88	36
18/2/2547	195	32	56
20/2/2547	172	56	64
23/2/2547	184	48	46
25/2/2547	164	44	32
27/2/2547	199	68	76
1/3/2547	197	36	32
3/3/2547	198	36	40
4/3/2547	208	56	40
8/3/2547	200	32	40
10/3/2547	193	32	80
12/3/2547	220	64	72
15/3/2547	220	50	66
17/3/2547	218	32	70
19/3/2547	180	40	56
22/3/2547	209	40	63
24/3/2547	189	35	54
26/3/2547	197	32	60
29/3/2547	204	37	59

ตารางที่ ก1 ซีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	ซีโอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
31/3/2547	187	41	64
จำนวน*	26	26	26
ค่าเฉลี่ย*	192.6	45.3	49.2
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	17.9	16.2	17.4

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก2 บีโอดีของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	บีโอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
4/2/2547	72	30	25
5/2/2547	93	21	22
11/2/2547	80	22	21
12/2/2547	98	16	19
18/2/2547	87	19	20
19/2/2547	78	18	22
25/2/2547	77	18	20
26/2/2547	87	19	20
3/3/2547	69	19	19
4/3/2547	91	16	20
10/3/2547	95	15	19
11/3/2547	86	20	18
17/3/2547	71	16	19
18/3/2547	88	18	18
24/3/2547	76	18	19
25/3/2547	76	19	19
31/3/2547	85	20	20
จำนวน*	17	17	17
ค่าเฉลี่ย*	82.9	19.1	20.0
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	8.8	3.4	1.7

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก3 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
2/2/2547	61.4	17.4	16.8
4/2/2547	57.6	14.5	15.0
6/2/2547	75.2	10.2	14.5
9/2/2547	86.6	12.4	15.0
11/2/2547	54.7	10.0	18.6
13/2/2547	60.0	18.0	19.3
16/2/2547	73.3	18.0	16.5
18/2/2547	54.3	15.6	20.0
20/2/2547	93.6	14.8	21.3
23/2/2547	61.5	11.0	15.3
25/2/2547	63.5	12.2	15.6
27/2/2547	44.8	14.0	22.0
1/3/2547	69.0	10.5	14.0
3/3/2547	98.8	8.9	16.4
4/3/2547	95.0	11.4	15.0
8/3/2547	87.8	9.7	16.0
10/3/2547	73.4	9.0	21.6
12/3/2547	34.8	16.7	19.8
15/3/2547	107.0	15.0	18.3
17/3/2547	57.0	7.0	15.4
19/3/2547	65.6	8.2	13.0
22/3/2547	74.1	8.0	17.6
24/3/2547	63.4	8.1	16.0
26/3/2547	57.3	7.0	18.6
29/3/2547	69.8	7.4	14.2
31/3/2547	51.2	8.0	17.0
จำนวน*	26	26	26
ค่าเฉลี่ย*	68.9	11.7	17.0
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	17.3	3.6	2.5

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก4 สภาพค่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	สภาพค่างทั้งหมด (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
2/2/2547	243	250	277
4/2/2547	230	240	290
6/2/2547	249	270	250
9/2/2547	276	280	282
11/2/2547	220	250	225
13/2/2547	338	340	370
16/2/2547	375	390	386
18/2/2547	224	238	225
20/2/2547	316	338	325
23/2/2547	307	320	313
25/2/2547	239	288	240
27/2/2547	221	244	238
1/3/2547	310	375	313
3/3/2547	270	275	290
4/3/2547	318	325	364
8/3/2547	346	375	359
10/3/2547	362	389	370
12/3/2547	330	360	341
15/3/2547	300	310	302
17/3/2547	338	350	369
19/3/2547	357	360	370
22/3/2547	340	352	365
24/3/2547	345	362	349
26/3/2547	327	357	330
29/3/2547	340	346	358
31/3/2547	348	360	357
จำนวน*	26	26	26
ค่าเฉลี่ย*	302.7	320.9	317.6
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	49.7	50.2	51.1

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก5 กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของกรดอะเซติก)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
2/2/2547	90	73	50
4/2/2547	85	67	73
6/2/2547	67	68	42
9/2/2547	84	68	68
11/2/2547	50	63	75
13/2/2547	59	76	42
16/2/2547	100	75	63
18/2/2547	75	75	88
20/2/2547	113	75	81
23/2/2547	75	38	44
25/2/2547	88	62	38
27/2/2547	60	44	56
1/3/2547	81	31	63
3/3/2547	100	50	75
4/3/2547	60	54	44
8/3/2547	88	44	38
10/3/2547	74	46	42
12/3/2547	70	62	74
15/3/2547	48	49	50
17/3/2547	56	47	45
19/3/2547	83	50	47
22/3/2547	70	48	49
24/3/2547	75	60	77
26/3/2547	69	53	55
29/3/2547	71	50	60
31/3/2547	68	52	61
จำนวน*	26	26	26
ค่าเฉลี่ย*	75.3	56.9	57.7
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	15.7	12.6	14.8

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก6 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
2/2/2547	27.4	25.6	25.5
3/2/2547	27.1	26.5	26.2
4/2/2547	27.7	27.0	26.8
5/2/2547	27.1	26.8	26.8
6/2/2547	27.9	26.8	26.4
9/2/2547	27.8	26.5	27.1
10/2/2547	28.4	27.3	27.3
11/2/2547	28.6	27.7	27.5
12/2/2547	29.0	27.6	27.4
13/2/2547	29.1	27.8	27.7
16/2/2547	29.1	28.7	28.8
17/2/2547	29.3	28.7	28.6
18/2/2547	29.9	28.1	28.2
19/2/2547	29.2	28.2	28.3
20/2/2547	29.5	28.4	28.9
23/2/2547	29.5	28.3	28.3
24/2/2547	29.4	28.6	28.1
25/2/2547	29.3	27.9	28.2
26/2/2547	29.8	27.6	28.1
27/2/2547	29.6	28.6	28.4
1/3/2547	30.3	28.3	28.1
2/3/2547	30.4	29.1	29.3
3/3/2547	29.6	29.1	29.1
4/3/2547	29.9	29.2	29.2
8/3/2547	29.9	29.5	29.1
9/3/2547	29.4	28.6	28.5
10/3/2547	29.9	29.1	29.1
11/3/2547	29.7	29.2	29.3
12/3/2547	29.9	29.3	29.2
15/3/2547	30.4	29.4	29.4
16/3/2547	29.5	29.1	29.1

ตารางที่ ก6 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
17/3/2547	30.1	29.4	29.2
18/3/2547	29.9	29.2	29.1
19/3/2547	30.5	29.4	29.3
22/3/2547	30.2	29.4	29.7
23/3/2547	29.9	29.3	29.3
24/3/2547	30.5	29.1	29.2
25/3/2547	29.9	28.7	28.9
26/3/2547	29.8	28.8	29.4
29/3/2547	30.2	29.3	29.4
30/3/2547	29.9	29.4	29.5
31/3/2547	30.1	29.5	29.2
จำนวน*	42	42	42
ค่าเฉลี่ย*	29.4	28.4	28.4
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.9	1.0	1.0

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก7 พิเศษของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	พิเศษ		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
2/2/2547	7.45	7.32	7.49
3/2/2547	7.43	7.25	7.52
4/2/2547	7.73	7.85	8.01
5/2/2547	7.21	7.42	7.51
6/2/2547	7.33	7.45	7.42
9/2/2547	7.11	7.24	7.35
10/2/2547	7.09	7.25	7.31
11/2/2547	7.24	7.17	7.14
12/2/2547	7.16	7.22	7.11
13/2/2547	7.44	7.61	7.38
16/2/2547	7.91	7.73	7.74
17/2/2547	8.08	7.73	7.81
18/2/2547	7.86	7.61	7.16
19/2/2547	7.37	7.07	7.37
20/2/2547	7.21	7.45	7.53
23/2/2547	7.74	7.58	7.91
24/2/2547	7.43	7.35	7.41
25/2/2547	7.02	7.25	7.65
26/2/2547	7.64	7.25	7.34
27/2/2547	7.35	7.42	7.57
1/3/2547	7.33	7.33	7.34
2/3/2547	8.11	7.72	7.95
3/3/2547	8.09	7.88	7.69
4/3/2547	8.02	7.77	7.61
8/3/2547	8.04	7.98	7.74
9/3/2547	8.01	7.63	7.79
10/3/2547	7.98	7.82	7.64
11/3/2547	8.04	7.94	7.78
12/3/2547	7.86	7.64	7.53
15/3/2547	7.95	7.29	7.46
16/3/2547	7.79	7.43	7.39

ตารางที่ ก7 พิเศษของการทดลองช่วงที่ 1 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	พิเศษ		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
17/3/2547	7.92	7.53	7.76
18/3/2547	7.68	7.46	7.58
19/3/2547	7.85	7.82	7.49
22/3/2547	7.91	7.94	7.68
23/3/2547	8.02	7.68	7.98
24/3/2547	8.01	7.87	7.86
25/3/2547	7.97	7.84	7.81
26/3/2547	7.62	7.78	7.86
29/3/2547	7.84	7.83	7.91
30/3/2547	7.95	7.81	7.87
31/3/2547	7.96	7.79	7.89
จำนวน*	42	42	42
ค่าเฉลี่ย*	7.6	7.5	7.5
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.3	0.3	0.2

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก8 โออาร์พีของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
3/2/2547	-	-253	-258
4/2/2547	-	-261	-250
5/2/2547	-	-263	-259
10/2/2547	-	-293	-297
11/2/2547	-	-290	-289
12/2/2547	-	-296	-299
17/2/2547	-	-332	-301
18/2/2547	-	-341	-328
19/2/2547	-	-327	-319
24/2/2547	-	-316	-309
25/2/2547	-	-328	-342
26/2/2547	-	-319	-324
2/3/2547	-	-285	-276
3/3/2547	-	-256	-247
4/3/2547	-	-284	-279
9/3/2547	-	-328	-327
10/3/2547	-	-318	-328
11/3/2547	-	-341	-339
16/3/2547	-	-304	-308
17/3/2547	-	-310	-325
18/3/2547	-	-325	-319
23/3/2547	-	-343	-329
24/3/2547	-	-328	-316
25/3/2547	-	-327	-331
30/3/2547	-	-332	-321
31/3/2547	-	-325	-328
จำนวน*	-	26	26
ค่าเฉลี่ย*	-	-308.7	-305.7
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	-	27.6	28.3

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก9 ที่เคเอ็นของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ที่เคเอ็น (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของไนโตรเจน)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
4/2/2547	61	41	30
6/2/2547	58	39	36
11/2/2547	95	79	64
13/2/2547	87	77	62
18/2/2547	66	40	63
20/2/2547	62	60	61
25/2/2547	57	46	55
27/2/2547	86	46	43
3/3/2547	61	41	32
4/3/2547	63	36	33
10/3/2547	61	41	32
12/3/2547	39	20	20
17/3/2547	39	27	27
19/3/2547	53	31	38
24/3/2547	55	40	38
26/3/2547	63	45	37
31/3/2547	57	40	31
จำนวน*	17	17	17
ค่าเฉลี่ย*	62.5	44.1	41.3
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	14.9	15.4	14.1

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ก10 ซัลไฟด์ของการทดลองช่วงที่ 1

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:11$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:15$
6/2/2547	3.5	0.7	0.2
13/2/2547	4.0	0.2	0.1
20/2/2547	0.7	0.1	0.3
27/2/2547	1.1	0.1	0.4
4/3/2547	4.0	0.2	0.1
12/3/2547	0.6	0.1	0.4
19/3/2547	1.5	0.8	1.0
26/3/2547	2.8	0.1	0.3
จำนวน*	8	8	8
ค่าเฉลี่ย*	2.3	0.3	0.4
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	1.5	0.3	0.3

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ภาคผนวก ข
ผลการทดลองช่วงที่ 2

ตารางที่ ข1 ซีไอดีของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	184	69	70
19/4/2547	200	59	75
21/4/2547	182	64	52
23/4/2547	179	65	58
26/4/2547	164	43	40
28/4/2547	126	46	40
30/4/2547	133	42	32
3/5/2547	155	44	39
5/5/2547	160	48	43
7/5/2547	171	59	54
10/5/2547	146	40	38
12/5/2547	134	39	35
14/5/2547	166	44	37
17/5/2547	180	52	40
19/5/2547	200	55	42
21/5/2547	147	42	39
24/5/2547	140	40	34
26/5/2547	134	43	36
28/5/2547	144	45	39
31/5/2547	173	51	42
จำนวน*	20	20	20
ค่าเฉลี่ย*	160.9	49.5	44.3
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	22.5	9.3	11.7

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข2 บีโอดีของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	บีโอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	80	22	21
21/4/2547	68	23	21
23/4/2547	78	24	22
28/4/2547	71	19	20
30/4/2547	77	19	18
5/5/2547	75	20	20
7/5/2547	62	20	19
12/5/2547	82	18	17
14/5/2547	74	19	18
19/5/2547	71	20	18
21/5/2547	64	18	19
26/5/2547	86	18	20
28/5/2547	73	20	20
จำนวน*	13	13	13
ค่าเฉลี่ย*	73.9	20.0	19.5
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	6.9	1.9	1.5

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข3 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	54.7	17.0	14.6
19/4/2547	57.1	15.9	15.0
21/4/2547	52.8	18.0	16.5
23/4/2547	49.6	16.8	16.2
26/4/2547	37.1	16.4	14.7
28/4/2547	64.2	14.6	10.3
30/4/2547	85.1	12.1	11.2
3/5/2547	56.8	14.3	12.2
5/5/2547	57.1	14.6	12.5
7/5/2547	41.9	9.4	7.3
10/5/2547	64.9	12.5	11.4
12/5/2547	68.2	17.6	10.2
14/5/2547	56.8	14.3	12.2
17/5/2547	35.2	9.4	12.1
19/5/2547	63.8	12.3	10.7
21/5/2547	48.6	11.5	10.1
24/5/2547	39.8	10.4	9.7
26/5/2547	73.8	18.7	12.3
28/5/2547	54.6	12.7	11.4
31/5/2547	61.2	14.9	10.6
จำนวน*	20	20	20
ค่าเฉลี่ย*	56.2	14.2	12.1
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	12.4	2.8	2.3

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ๗4 สภาพค่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	สภาพค่างทั้งหมด (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	240	250	262
19/4/2547	265	279	276
21/4/2547	260	273	269
23/4/2547	258	265	280
26/4/2547	251	268	257
28/4/2547	267	276	271
30/4/2547	243	259	267
3/5/2547	259	263	269
5/5/2547	264	276	281
7/5/2547	260	261	266
10/5/2547	253	264	258
12/5/2547	269	280	282
14/5/2547	265	276	281
17/5/2547	267	289	370
19/5/2547	271	285	287
21/5/2547	270	279	280
24/5/2547	275	289	284
26/5/2547	268	286	285
28/5/2547	274	284	282
31/5/2547	277	287	286
จำนวน*	20	20	20
ค่าเฉลี่ย*	262.8	274.5	274.7
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	10.0	11.2	9.5

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข5 กรดไขมันระเหยของการทดลองครั้งที่ 2

วัน/เดือน/ปี	กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของกรดอะเซติก)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	50	63	75
19/4/2547	69	65	70
21/4/2547	76	75	63
23/4/2547	75	75	64
26/4/2547	78	71	69
28/4/2547	56	38	42
30/4/2547	61	39	46
3/5/2547	53	47	45
5/5/2547	61	52	53
7/5/2547	59	50	51
10/5/2547	49	45	50
12/5/2547	58	40	42
14/5/2547	59	50	50
17/5/2547	52	37	42
19/5/2547	48	49	35
21/5/2547	62	45	38
24/5/2547	53	41	43
26/5/2547	57	38	41
28/5/2547	48	42	35
31/5/2547	51	44	39
จำนวน*	20	20	20
ค่าเฉลี่ย*	58.8	50.3	49.7
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	9.3	12.6	12.2

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข6 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	31.8	31.1	31.2
19/4/2547	32.2	31.3	31.4
20/4/2547	32.1	31.4	31.1
21/4/2547	31.8	31.3	31.2
22/4/2547	32.0	31.4	31.3
23/4/2547	31.9	31.3	31.1
26/4/2547	31.7	31.0	31.2
27/4/2547	31.9	31.2	31.4
28/4/2547	31.8	31.4	31.4
29/4/2547	31.7	31.4	31.2
30/4/2547	31.5	31.1	31.1
3/5/2547	31.2	30.7	30.9
4/5/2547	31.9	31.4	31.2
5/5/2547	31.0	30.8	30.9
6/5/2547	31.6	31.3	31.1
7/5/2547	30.8	30.4	30.2
10/5/2547	31.4	31.0	31.2
11/5/2547	31.1	30.8	30.7
12/5/2547	30.1	30.5	30.2
13/5/2547	29.8	29.5	29.1
14/5/2547	29.3	28.6	28.5
17/5/2547	29.5	29.1	29.1
18/5/2547	28.9	28.8	28.6
19/5/2547	28.7	28.7	28.5
20/5/2547	28.9	29.1	28.7
21/5/2547	28.7	28.4	28.6
24/5/2547	29.1	28.9	29.1
25/5/2547	28.7	28.7	28.6
26/5/2547	29.2	29.1	29.4
27/5/2547	29.3	29.2	28.9
28/5/2547	29.2	29.1	28.9

ตารางที่ ข6 อุณหภูมิของการทดลองครั้งที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
31/5/2547	28.8	28.9	28.7
จำนวน*	32	32	32
ค่าเฉลี่ย*	30.6	30.2	30.1
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	1.3	1.1	1.2

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข7 พีเอชของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	พีเอช		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	8.02	7.64	7.14
19/4/2547	7.69	7.22	7.52
20/4/2547	7.68	6.28	7.38
21/4/2547	7.75	7.48	7.49
22/4/2547	8.08	7.54	7.81
23/4/2547	7.68	7.41	7.35
26/4/2547	7.37	7.42	7.64
27/4/2547	7.43	7.36	7.42
28/4/2547	8.01	7.61	7.68
29/4/2547	8.02	7.24	7.36
30/4/2547	8.12	7.89	8.03
3/5/2547	7.96	7.72	7.76
4/5/2547	7.64	7.25	7.34
5/5/2547	7.41	7.17	7.21
6/5/2547	7.35	7.42	7.57
7/5/2547	8.01	7.77	7.81
10/5/2547	8.11	7.72	7.95
11/5/2547	8.02	8.01	7.61
12/5/2547	8.12	7.94	7.99
13/5/2547	8.11	7.98	7.74
14/5/2547	8.05	7.63	7.79
17/5/2547	8.07	7.82	7.64
18/5/2547	8.13	7.95	8.04
19/5/2547	8.07	8.01	7.99
20/5/2547	7.89	7.95	7.92
21/5/2547	8.05	7.64	7.34
24/5/2547	8.09	8.08	8.05
25/5/2547	7.92	8.01	8.02
26/5/2547	7.98	7.97	7.98
27/5/2547	8.01	7.96	7.99
28/5/2547	7.95	7.95	7.96

ตารางที่ ข7 พิเศษของการทดลองครั้งที่ 2 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	พิเศษ		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
31/5/2547	7.98	7.97	7.98
จำนวน*	32	32	32
ค่าเฉลี่ย*	7.8	7.4	7.6
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.2	0.4	0.3

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข8 โออาร์พีของการทดลองครั้งที่ 2

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลท์)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
20/4/2547	-	-258	-269
21/4/2547	-	-265	-275
22/4/2547	-	-264	-279
27/4/2547	-	-276	-278
28/4/2547	-	-255	-259
29/4/2547	-	-269	-273
4/5/2547	-	-279	-287
5/5/2547	-	-274.5	-279.6
6/5/2547	-	-269	-276
11/5/2547	-	-271	-279
12/5/2547	-	-281	-275
13/5/2547	-	-269	-283
18/5/2547	-	-273	-275
19/5/2547	-	-269	-271
20/5/2547	-	-276	-279
25/5/2547	-	-284	-279
26/5/2547	-	-281	-287
27/5/2547	-	-276	-278
จำนวน*	-	18	18
ค่าเฉลี่ย*	-	-271.7	-276.8
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	-	7.8	6.5

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ข9 ที่เคเอ็นของการทดลองช่วงที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ที่เคเอ็น (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของไนโตรเจน)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	59	56	54
21/4/2547	58	55	55
23/4/2547	51	42	41
28/4/2547	49	31	29
30/4/2547	57	46	47
5/5/2547	62	48	45
7/5/2547	52	38	35
12/5/2547	63	36	33
14/5/2547	61	41	32
19/5/2547	51	38	35
21/5/2547	49	21	21
26/5/2547	68	47	45
28/5/2547	70	60	54
จำนวน*	13	13	13
ค่าเฉลี่ย*	57.7	43.0	40.5
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	7.0	10.7	10.6

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ข10 ซัลไฟด์ของการทดลองครั้งที่ 2

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:3$	น้ำทิ้งที่ $Q_I : Q_R = 1:7$
16/4/2547	2.5	0.5	0.2
23/4/2547	1.9	0.3	0.1
30/4/2547	2.3	0.3	0.2
7/5/2547	2.5	0.6	0.4
14/5/2547	2.5	0.2	0.1
21/5/2547	2.1	0.3	0.2
28/5/2547	2.3	0.5	0.3
จำนวน*	7	7	7
ค่าเฉลี่ย*	2.3	0.4	0.2
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.2	0.1	0.1

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ค
ผลการทดลองช่วงที่ 3

ตารางที่ ค1 ซีไอดีของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	ซีไอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
14/6/2547	173	49	34
16/6/2547	150	45	25
18/6/2547	152	42	28
21/6/2547	167	40	30
23/6/2547	178	39	35
25/6/2547	163	43	33
28/6/2547	160	37	36
30/6/2547	159	40	27
2/7/2547	160	43	32
5/7/2547	153	45	30
7/7/2547	156	49	40
9/7/2547	160	47	36
12/7/2547	164	42	39
14/7/2547	162	44	37
16/7/2547	159	47	35
19/7/2547	165	45	33
21/7/2547	170	42	31
23/7/2547	157	42	39
26/7/2547	172	55	31
28/7/2547	161	48	35
30/7/2547	169	52	40
จำนวน*	21	21	21
ค่าเฉลี่ย*	162.4	44.6	33.6
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	7.2	4.4	4.2

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ค2 บีโอดีของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	บีโอดี (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
16/6/2547	75	22	18
18/6/2547	80	21	19
23/6/2547	76	21	18
25/6/2547	70	20	18
30/6/2547	67	18	16
2/7/2547	72	18	17
7/7/2547	79	19	16
9/7/2547	84	18	15
14/7/2547	75	17	16
16/7/2547	70	18	15
21/7/2547	69	19	17
23/7/2547	79	18	16
28/7/2547	77	19	14
30/7/2547	82	19	15
จำนวน*	14	14	14
ค่าเฉลี่ย*	75.4	19.1	16.4
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	5.2	1.4	1.5

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ค3 ของแข็งแขวนลอยของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
14/6/2547	46.7	9.2	10.7
16/6/2547	54.3	10.7	11.2
18/6/2547	51.8	9.6	9.8
21/6/2547	56.9	9.5	10.3
23/6/2547	49.2	10.6	11.7
25/6/2547	58.2	10.3	10.4
28/6/2547	57.8	10.0	11.0
30/6/2547	49.5	9.8	11.5
2/7/2547	50.3	10.5	12.1
5/7/2547	62.8	9.3	11.5
7/7/2547	68.6	10.1	10.9
9/7/2547	58.1	9.2	11.5
12/7/2547	55.2	8.8	10.8
14/7/2547	53.0	8.5	11.6
16/7/2547	47.9	9.6	10.7
19/7/2547	49.2	9.9	10.5
21/7/2547	51.8	9.7	10.9
23/7/2547	47.6	10.3	11.4
26/7/2547	56.4	9.3	11.3
28/7/2547	67.3	10.6	10.7
30/7/2547	63.1	9.8	11.8
จำนวน*	21	21	21
ค่าเฉลี่ย*	55.0	9.8	11.1
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	6.4	0.6	0.6

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ๓4 สภาพต่างทั้งหมดของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	สภาพต่างทั้งหมด (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
14/6/2547	246	258	249
16/6/2547	262	274	276
18/6/2547	258	263	262
21/6/2547	249	265	281
23/6/2547	257	274	280
25/6/2547	269	271	273
28/6/2547	274	284	276
30/6/2547	270	294	285
2/7/2547	264	278	277
5/7/2547	258	272	265
7/7/2547	247	258	263
9/7/2547	246	259	264
12/7/2547	251	260	271
14/7/2547	263	269	278
16/7/2547	258	261	274
19/7/2547	264	265	268
21/7/2547	272	291	284
23/7/2547	276	286	294
26/7/2547	268	275	282
28/7/2547	261	279	280
30/7/2547	259	275	283
จำนวน*	21	21	21
ค่าเฉลี่ย*	260.6	272.0	274.5
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	9.1	10.7	10.1

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ค5 กรดไขมันระเหยของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	กรดไขมันระเหย (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของกรดอะเซติก)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
14/6/2547	58	52	48
16/6/2547	63	61	60
18/6/2547	69	64	65
21/6/2547	52	43	48
23/6/2547	63	49	52
25/6/2547	71	55	59
28/6/2547	68	57	61
30/6/2547	64	59	57
2/7/2547	69	62	59
5/7/2547	62	54	50
7/7/2547	67	51	49
9/7/2547	58	47	42
12/7/2547	54	49	48
14/7/2547	65	52	54
16/7/2547	59	49	51
19/7/2547	68	54	55
21/7/2547	64	56	54
23/7/2547	61	49	53
26/7/2547	59	53	50
28/7/2547	63	51	54
30/7/2547	67	52	56
จำนวน*	21	21	21
ค่าเฉลี่ย*	63.0	53.3	53.6
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	5.1	5.2	5.4

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ค6 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
14/6/2547	30.0	29.5	29.4
15/6/2547	30.4	29.2	29.7
16/6/2547	30.1	29.3	29.5
17/6/2547	30.6	29.7	29.6
18/6/2547	30.2	29.5	29.3
21/6/2547	29.8	29.2	29.7
22/6/2547	29.6	29.3	29.5
23/6/2547	29.7	29.5	29.4
24/6/2547	29.2	29.1	29.1
25/6/2547	28.7	28.7	28.4
28/6/2547	28.9	28.6	28.5
29/6/2547	28.9	28.9	28.9
30/6/2547	28.7	28.5	28.3
1/7/2547	28.6	28.6	28.6
2/7/2547	28.9	28.7	28.9
5/7/2547	29.6	29.4	29.5
6/7/2547	30.3	29.2	29.3
7/7/2547	29.8	29.4	29.6
8/7/2547	30.2	29.1	29.0
9/7/2547	29.7	29.6	29.4
12/7/2547	29.8	29.6	29.8
13/7/2547	29.6	29.4	29.2
14/7/2547	29.5	29.3	29.4
15/7/2547	29.4	29.4	29.2
16/7/2547	29.7	29.3	29.0
19/7/2547	29.5	29.3	29.4
20/7/2547	29.5	29.3	29.1
21/7/2547	29.6	29.1	29.3
22/7/2547	29.6	29.2	29.2
23/7/2547	29.4	29.0	29.1

ตารางที่ ค6 อุณหภูมิของการทดลองช่วงที่ 3 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
26/7/2547	29.8	29.5	29.4
27/7/2547	29.7	29.3	29.6
28/7/2547	29.3	29.2	29.3
29/7/2547	29.8	29.4	29.6
30/7/2547	29.5	29.6	29.3
จำนวน*	35	35	35
ค่าเฉลี่ย*	29.6	29.2	29.2
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.5	0.3	0.4

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ก7 พิเษของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	พิเษ		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
14/6/2547	7.84	7.61	7.46
15/6/2547	7.64	7.61	7.61
16/6/2547	7.52	7.46	7.42
17/6/2547	7.50	7.23	7.18
18/6/2547	7.88	7.89	7.89
21/6/2547	8.01	7.20	7.61
22/6/2547	7.66	7.56	7.60
23/6/2547	7.57	7.40	7.37
24/6/2547	7.45	7.24	7.28
25/6/2547	7.42	7.22	7.40
28/6/2547	8.03	7.68	7.71
29/6/2547	7.59	7.52	7.59
30/6/2547	7.34	7.28	7.32
1/7/2547	7.30	7.24	7.19
2/7/2547	7.18	7.09	7.11
5/7/2547	7.29	7.08	7.23
6/7/2547	7.33	7.21	7.26
7/7/2547	7.51	7.32	7.43
8/7/2547	7.67	7.54	7.37
9/7/2547	7.78	7.64	7.62
12/7/2547	7.81	7.44	7.53
13/7/2547	7.62	7.38	7.45
14/7/2547	7.65	7.39	7.41
15/7/2547	7.56	7.48	7.35
16/7/2547	7.47	7.35	7.29
19/7/2547	7.36	7.31	7.27
20/7/2547	7.42	7.28	7.33
21/7/2547	7.58	7.31	7.42
22/7/2547	7.73	7.57	7.52
23/7/2547	7.84	7.59	7.64

ตารางที่ ค7 พิเศษของการทดลองช่วงที่ 3 (ต่อ)

วัน/เดือน/ปี	พิเศษ		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
26/7/2547	7.56	7.38	7.47
27/7/2547	7.61	7.36	7.42
28/7/2547	7.49	7.37	7.41
29/7/2547	7.53	7.39	7.48
30/7/2547	7.58	7.42	7.55
จำนวน*	35	35	35
ค่าเฉลี่ย*	7.5	7.4	7.4
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.2	0.2	0.2

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ค8 โออาร์พีของการทดลองครั้งที่ 3

วัน/เดือน/ปี	โออาร์พี (มิลลิโวลต์)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
15/6/2547	-	-274	-269
16/6/2547	-	-276	-271
17/6/2547	-	-268	-273
22/6/2547	-	-281	-275
23/6/2547	-	-276	-279
24/6/2547	-	-278	-286
29/6/2547	-	-267	-278
30/6/2547	-	-269	-282
1/7/2547	-	-271	-283
6/7/2547	-	-259	-261
7/7/2547	-	-268	-272
8/7/2547	-	-275	-269
13/7/2547	-	-262	-264
14/7/2547	-	-258	-276
15/7/2547	-	-271	-280
20/7/2547	-	-261	-272
21/7/2547	-	-259	-268
22/7/2547	-	-269	-274
27/7/2547	-	-278	-270
28/7/2547	-	-271	-274
29/7/2547	-	-275	-279
จำนวน*	-	21	21
ค่าเฉลี่ย*	-	-269.8	-274.0
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	-	6.9	6.3

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

ตารางที่ ๑๙ ที่เคเอ็นของการทดลองช่วงที่ 3

วัน/เดือน/ปี	ที่เคเอ็น (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูปของไนโตรเจน)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
15/6/2547	59	39	36
17/6/547	55	42	44
22/6/2547	51	35	39
24/6/2547	49	38	35
29/6/2547	53	46	42
1/7/2547	57	49	50
6/7/2547	60	40	46
8/7/2547	62	51	48
13/7/2547	58	38	42
15/7/2547	54	42	40
20/7/2547	59	39	35
22/7/2547	53	40	39
27/7/2547	56	38	36
29/7/2547	63	42	41
จำนวน*	14	14	14
ค่าเฉลี่ย*	56.4	41.4	40.9
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	4.1	4.5	4.8

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ ค10 ซัลไฟด์ของการทดลองครั้งที่ 3

วัน/เดือน/ปี	ซัลไฟด์ (มิลลิกรัม/ลิตร)		
	น้ำเสียเข้าระบบ	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 3.5 ม./ชม.	ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 5.5 ม./ชม.
18/6/2547	1.5	0.3	0.1
25/6/2547	2.2	0.4	0.2
2/7/2547	2.5	0.2	0.1
9/7/2547	2.7	0.5	0.4
16/7/2547	3.1	0.7	0.8
23/7/2547	2.8	0.4	0.2
30/7/2547	2.3	0.5	0.3
จำนวน*	7	7	7
ค่าเฉลี่ย*	2.4	0.4	0.3
ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน*	0.5	0.2	0.2

หมายเหตุ: * คำนวณจากช่วงสภาวะคงตัว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ง

ข้อมูลการกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

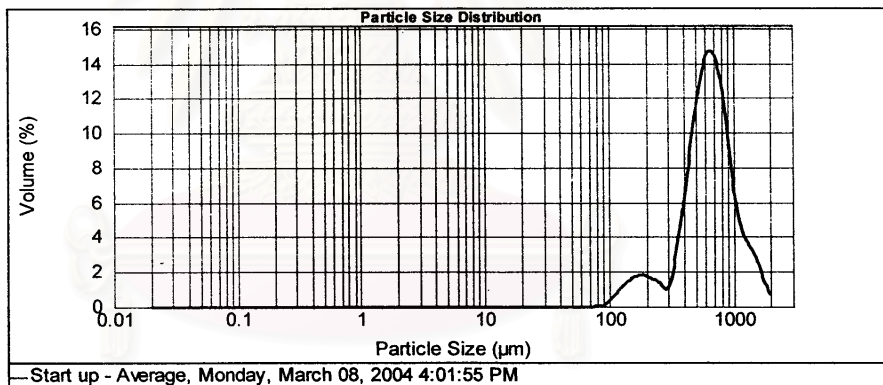
Result Analysis Report

Sample Name: Start up - Average SOP Name: Measured: Monday, March 08, 2004 4:01:55 PM
 Sample Source & type: EGSB sludge Measured by: Default
 Sample bulk lot ref: Result Source: Averaged Analysed: Monday, March 08, 2004 4:01:56 PM

Particle Name: Default Accessory Name: Hydro 2000MU (A) Analysis model: General purpose Sensitivity: Normal
 Particle RI: 1.520 Absorption: 0.1 Size range: 0.020 to 2000.000 um Obscuration: 0.00 %
 Dispersant Name: Water Dispersant RI: 1.330 Weighted Residual: 17.786 % Result Emulation: Off

Concentration: 0.0000 %Vol Span : 1.270 Uniformity: 0.385 Result units: Volume
 Specific surface area : 0.0117 m²/g Surface Weighted Mean D[3,2]: 511.093 um Vol. Weighted Mean D[4,3]: 691.802 um

d(0.1): 316.177 um d(0.5): 642.181 um d(0.9): 1131.593 um



Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.238	0.00	355.656	3.49
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.962	0.00	56.368	0.00	399.052	5.48
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.00	447.744	7.59
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.00	70.963	0.00	502.377	9.43
0.032	0.00	0.224	0.00	1.599	0.00	11.247	0.00	79.621	0.00	563.677	10.69
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.00	88.337	0.01	632.456	11.05
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.00	100.237	0.08	709.627	10.47
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.867	0.00	112.468	0.39	796.214	9.09
0.050	0.00	0.356	0.00	2.518	0.00	17.825	0.00	126.191	0.67	883.357	6.20
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.00	141.589	0.95	1002.374	4.47
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.00	158.696	1.33	1124.693	3.13
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	0.00	25.179	0.00	178.250	1.35	1261.915	2.68
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.00	200.000	1.25	1415.892	2.16
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.698	0.00	224.404	1.13	1598.656	1.40
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.596	0.00	251.785	0.89	1782.502	0.82
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	0.00	39.905	0.00	282.508	0.77	2000.000	
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.00	316.979	0.67		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.238	0.00	355.656	1.83		

ivern Instruments Ltd. 1998;
 ivern, UK
 I := +[44] (0) 1684-892456 Fax +[44] (0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
 Serial Number : 34403-94

File name: aha
 Record Number: 12
 08 Mar 2004 04:30:4

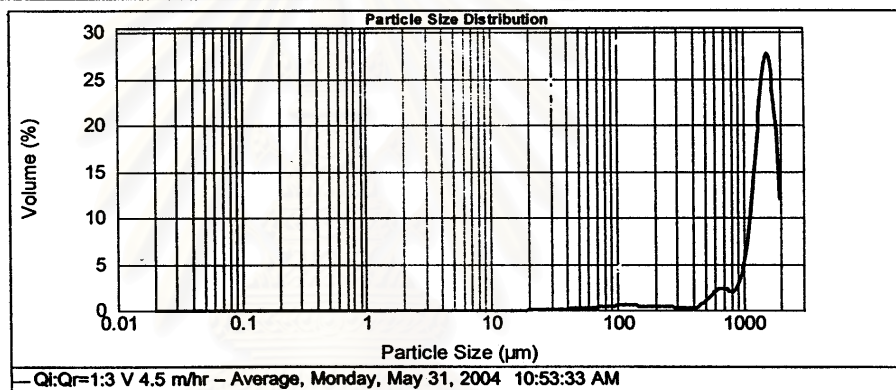
รูปที่ ง1 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ช่วงเริ่มต้นระบบ (Start up)

Result Analysis Report

Sample Name: Qi:Qr=1:3 V 4.5 m /hr - Average **SOP Name:** **Measured:** Monday, May 31, 2004 10:53:33 AM
Sample Source & type: EGSB sludge **Measured by:** Default **Analysed:** Monday, May 31, 2004 10:53:34 AM
Sample bulk lot ref: **Result Source:** Averaged

Particle Name: Default	Accessory Name: Hydro 2000MU (A)	Analysis model: Single narrow mode	Sensitivity: Enhanced
Particle RI: 1.520	Absorption: 0.1	Size range: 0.020 to 2000.000 um	Obscuration: 7.00 %
Dispersant Name: Water	Dispersant RI: 1.330	Weighted Residual: 1.752 %	Result Emulation: Off
Concentration: 0.7965 %Vol	Span : 0.788	Uniformity: 0.226	Result units: Volume
Specific surface area : 0.00774 m ² /g	Surface Weighted Mean D[3,2]: 775.172 um	Vol. Weighted Mean D[4,3]: 1356.409 um	

d(0.1): 694.472 um d(0.5): 1447.260 um d(0.9): 1835.211 um



Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.066	0.00	50.236	0.17	355.656	0.12
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.962	0.00	56.396	0.20	399.052	0.20
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.23	447.744	0.47
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.00	70.663	0.26	502.377	0.96
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	0.00	11.247	0.00	79.621	0.30	553.677	1.47
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.00	89.337	0.35	632.468	1.77
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.00	100.237	0.38	709.627	1.68
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.887	0.00	112.466	0.40	796.214	1.45
0.050	0.00	0.356	0.00	2.518	0.00	17.825	0.00	126.191	0.36	863.367	2.59
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.00	141.599	0.36	1002.374	4.47
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.00	159.666	0.34	1124.683	9.94
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	0.00	25.179	0.02	178.250	0.30	1281.915	15.90
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.06	200.000	0.26	1415.662	20.60
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.658	0.07	224.404	0.27	1588.656	19.17
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.566	0.08	251.765	0.26	1782.502	13.85
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	0.00	39.905	0.12	282.508	0.22	2000.000	
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.14	316.979	0.16		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.066	0.00	50.236	0.14	355.656	0.16		

Malvern Instruments Ltd:ES:
 Malvern, UK
 Tel : +[44] (0) 1684-892456 Fax +[44] (0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
 Serial Number : 34403-94

File name: sbe
 Record Number: 3
 31 May 2004 11:4

รูปที่ 2 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ $Q_I : Q_R$ เท่ากับ 1:3

Result Analysis Report

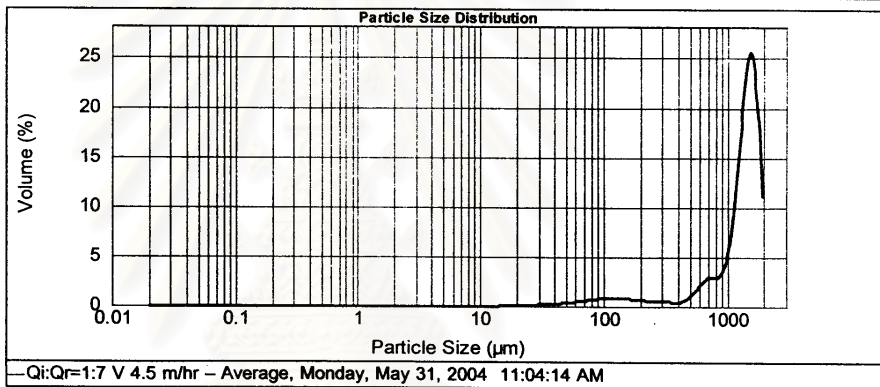
Sample Name: Qi:Qr=1:7 V 4.5 m /hr - Average **SOP Name:** **Measured:** Monday, May 31, 2004 11:04:14 AM
Sample Source & type: EGSB sludge **Measured by:** Defult **Analysed:** Monday, May 31, 2004 11:04:15 AM
Sample bulk lot ref: **Result Source:** Averaged

Particle Name: Default **Accessory Name:** Hydro 2000MU (A) **Analysis model:** Single narrow mode **Sensitivity:** Enhanced
Particle Ri: 1.520 **Absorption:** 0.1 **Size range:** 0.020 to 2000.000 um **Obscuration:** 5:60 %
Dispersant Name: Water **Dispersant Ri:** 1.330 **Weighted Residual:** 1.349 % **Result Emulation:** Off

Concentration: 0.4633 %Vol **Span :** 0.967 **Uniformity:** 0.267 **Result units:** Volume

Specific surface area : 0.0106 m²/g **Surface Weighted Mean D[3,2]:** 566.730 um **Vol. Weighted Mean D[4,3]:** 1282.905 um

d(0.1): 459.312 um **d(0.5):** 1410.073 um **d(0.9):** 1822.351 um



Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %	Size (µm)	Volume in %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.066	0.00	50.238	0.29	355.656	0.31
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.952	0.00	56.368	0.33	399.052	0.33
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.39	447.744	0.52
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.00	70.963	0.44	502.377	0.95
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	0.00	11.247	0.00	79.621	0.50	563.677	1.53
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.00	88.337	0.57	632.456	2.03
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.00	100.237	0.63	709.627	2.20
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.887	0.03	112.468	0.66	796.214	2.13
0.050	0.00	0.356	0.00	2.518	0.00	17.825	0.05	126.191	0.64	893.367	2.97
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.07	141.989	0.60	1002.374	4.56
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.08	158.866	0.54	1124.683	9.21
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	0.00	25.179	0.10	178.250	0.49	1261.915	14.63
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.11	200.000	0.45	1415.892	19.00
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.698	0.13	224.404	0.41	1598.656	17.66
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.956	0.16	251.785	0.39	1782.502	12.72
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	0.00	39.906	0.19	282.608	0.36	2000.000	
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.24	316.979	0.24		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.066	0.00	50.238	0.29	355.656	0.31		

Malvern Instruments Ltd. 25:
 Malvern, UK
 Tel: +44 (0) 1684-892456 Fax: +44 (0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
 Serial Number : 34403-94

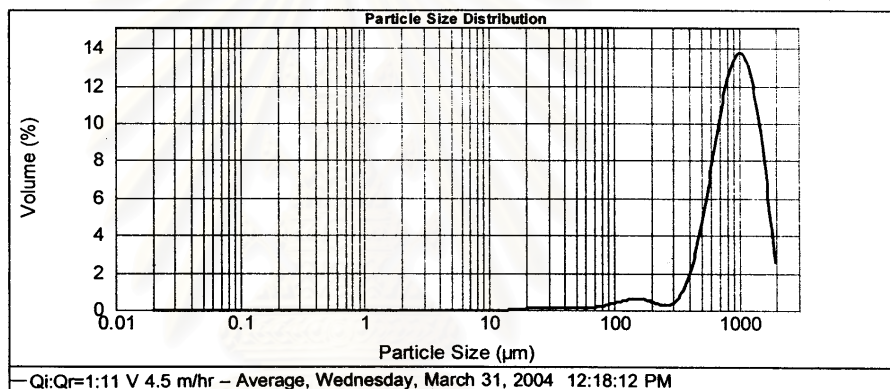
File name: aha
 Record Number: 36
 31 May 2004 11:47

รูปที่ 33 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ Q_i : Q_R เท่ากับ 1:7

Result Analysis Report

Sample Name: Q1:Qr=1:11 V 4.5 m/hr – Average	SOP Name:	Measured: Wednesday, March 31, 2004 12:18:12 PM
Sample Source & type: EGSB sludge	Measured by: Default	Analysed: Wednesday, March 31, 2004 12:18:13 PM
Sample bulk lot ref:	Result Source: Measurement	

Particle Name: Default	Accessory Name: Hydro 2000MU (A)	Analysis model: General purpose	Sensitivity: Normal
Particle RI: 1.520	Absorption: 0.1	Size range: 0.020 to 2000.000 um	Obscuration: 1.88 %
Dispersant Name: Dry dispersion	Dispersant RI: 1.000	Weighted Residual: 2.454 %	Result Emulation: Off
Concentration: 0.1602 %Vol	Span : 1.116	Uniformity: 0.353	Result units: Volume
Specific surface area : 0.01 m ² /g	Surface Weighted Mean D[3,2]: 599.695 um	Vol. Weighted Mean D[4,3]: 968.970 um	
d(0.1): 486.083 um		d(0.5): 939.252 um	
d(0.9): 1534.183 um			



Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.236	0.08	355.656	0.98
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.962	0.00	56.368	0.08	399.052	1.74
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.10	447.744	2.77
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.00	70.963	0.13	502.377	4.07
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	0.00	11.247	0.00	79.621	0.18	563.677	5.55
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.00	89.337	0.24	632.456	7.05
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.00	100.237	0.31	709.627	8.46
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.887	0.00	112.468	0.38	796.214	9.56
0.050	0.00	0.356	0.00	2.518	0.00	17.825	0.05	126.191	0.43	893.367	10.22
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.06	141.589	0.45	1002.374	10.33
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.07	158.866	0.44	1124.693	9.84
0.071	0.00	0.502	0.00	3.567	0.00	25.179	0.08	178.250	0.38	1261.915	8.76
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.08	200.000	0.30	1415.892	7.25
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.698	0.08	224.404	0.22	1588.656	5.01
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.596	0.08	251.785	0.19	1782.502	2.98
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	0.00	39.905	0.08	282.508	0.26	2000.000	
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.08	316.979	0.51		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.236	0.08	355.656			

Malvern Instruments Ltd. Essex,
Malvern, UK
Tel: +[44] (0) 1684-892456 Fax +[44] (0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
Serial Number : 34403-94

File name: ahs
Record Number: 1
31 Mar 2004 01:0

รูปที่ 4 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ Q₁ : Q_R เท่ากับ 1:11

Result Analysis Report

Sample Name:
Qi:Qr=1:15 V 4.5 m/hr - Average

SOP Name:

Measured:
Wednesday, March 31, 2004 12:36:38 PM

Sample Source & type:
EGSB sludge

Measured by:
Default

Analysed:
Wednesday, March 1, 2004 12:36:39 PM

Sample bulk lot ref:

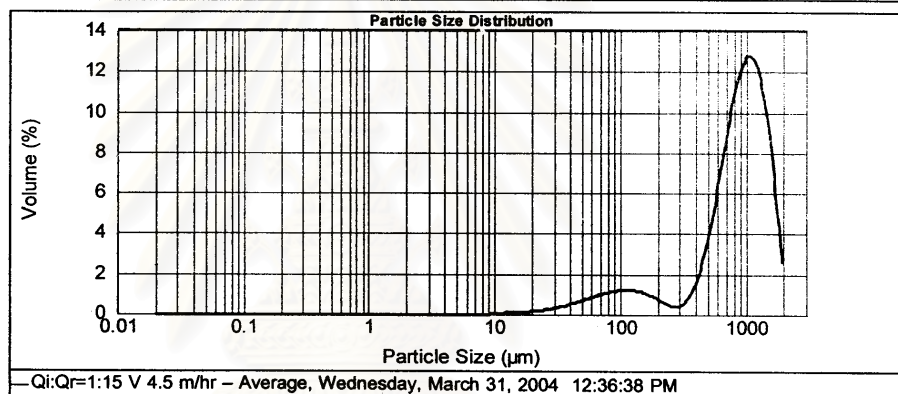
Result Source:
Averaged

Particle Name: Default	Accessory Name: Hydro 2000MU (A)	Analysis model: General purpose	Sensitivity: Normal
Particle RI: 1.520	Absorption: 0.1	Size range: 0.020 to 2000.000 um	Obscuration: 5.22 %
Dispersant Name: Dry dispersion	Dispersant RI: 1.000	Weighted Residual: 3.110 %	Result Emulation: Off

Concentration: 0.2605 %Vol	Span : 1.512	Uniformity: 0.415	Result units: Volume
--------------------------------------	------------------------	-----------------------------	--------------------------------

Specific surface area : 0.0175 m ² /g	Surface Weighted Mean D[3,2]: 343.532 um	Vol. Weighted Mean D[4,3]: 912.932 um
--	--	---

d(0.1): 148.220 um d(0.5): 917.380 um d(0.9): 1535.381 um



Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.238	0.56	355.656	0.80
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.962	0.00	56.368	0.63	399.052	1.39
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.71	447.744	2.23
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.03	70.963	0.78	502.377	3.32
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	0.00	11.247	0.05	79.621	0.83	563.677	4.60
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.05	89.337	0.86	632.456	5.97
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.07	100.237	0.90	709.627	7.33
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.887	0.09	112.468	0.90	796.214	8.48
0.050	0.00	0.355	0.00	2.518	0.00	17.825	0.10	126.191	0.88	893.367	9.30
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.12	141.589	0.82	1002.374	9.63
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.15	158.866	0.74	1124.683	9.39
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	0.00	25.179	0.18	178.250	0.62	1261.915	8.53
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.23	200.000	0.50	1415.852	7.19
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.698	0.28	224.404	0.38	1586.656	5.03
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.666	0.34	251.785	0.30	1782.502	3.01
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	0.00	39.905	0.41	282.508	0.31	2000.000	
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.46	316.979	0.46		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.238	0.46	355.656	0.46		

Malvern Instruments Ltd. 0198:
Malvern, UK
tel: +44(0) 1684-892456 Fax +44(0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
Serial Number: 34403-94

File name: ahs
Record Number: 2
31 Mar 2004 01:11

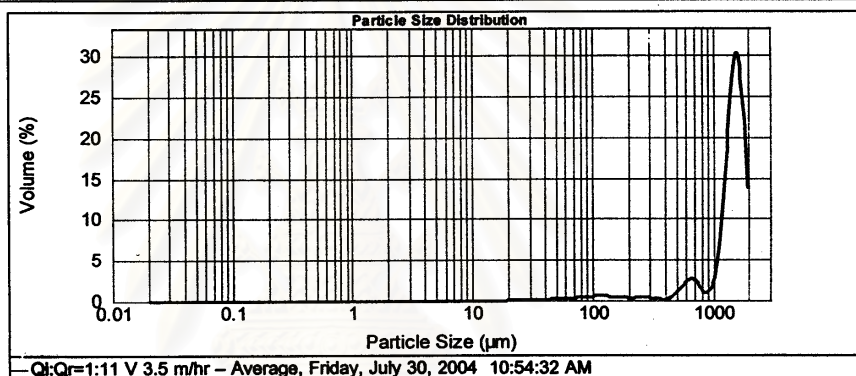
รูปที่ ๖ การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ $Q_1 : Q_R$ เท่ากับ 1:15

Result Analysis Report

Sample Name: 0i:Qr=1:11 V 3.5 m/hr - Average **SOP Name:** **Measured:** Friday, July 30, 2004 10:54:32 AM
Sample Source & type: EGSB sludge **Measured by:** Defult **Analysed:** Friday, July 30, 2004 10:54:33 AM
Sample bulk lot ref: **Result Source:** Measurement

Particle Name: Default	Accessory Name: Hydro 2000MU (A)	Analysis model: Single narrow mode	Sensitivity: Enhanced
Particle RI: 1.520	Absorption: 0.1	Size range: 0.020 to 2000.000 um	Obscuration: 6.72 %
Dispersant Name: Water	Dispersant RI: 1.330	Weighted Residual: 2.322 %	Result Emulation: Off
Concentration: 0.7559 %Vol	Span : 0.792	Uniformity: 0.215	Result units: Volume
Specific surface area : 0.0078 m ² /g	Surface Weighted Mean D[3,2]: 769.278 um	Vol. Weighted Mean D[4,3]: 1391.219 um	

d(0.1): 672.754 um d(0.5): 1492.384 um d(0.9): 1854.733 um



Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.236	0.17	355.656	0.12
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.962	0.00	56.366	0.20	369.062	0.15
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.23	447.744	0.43
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.00	70.963	0.27	502.377	1.01
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	0.00	11.247	0.00	79.621	0.31	563.677	1.69
0.036	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.00	89.337	0.36	632.456	1.99
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.00	100.237	0.40	709.627	1.63
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.867	0.00	112.468	0.42	796.214	0.73
0.050	0.00	0.356	0.00	2.516	0.00	17.825	0.00	126.191	0.40	893.357	1.00
0.056	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.00	141.599	0.35	1002.374	2.41
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.02	159.666	0.30	1124.693	8.25
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	0.00	25.179	0.05	179.250	0.26	1261.915	15.59
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.07	200.000	0.28	1415.662	22.07
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.699	0.08	224.404	0.27	1599.656	21.47
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.596	0.10	251.785	0.26	1782.502	15.93
0.112	0.00	0.796	0.00	5.637	0.00	39.905	0.12	282.508	0.26	2000.000	
0.126	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.12	316.979	0.20		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.096	0.00	50.236	0.14	355.656	0.20		

nem Instruments Ltd. (BS:
 nem, UK
 Tel: +44 (0) 1684-892456 Fax: +44 (0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
 Serial Number : 34403-94

File name: sbe
 Record Number: 77
 30 Jul 2004 11:37:09

รูปที่ 6 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5 ม./ชม.

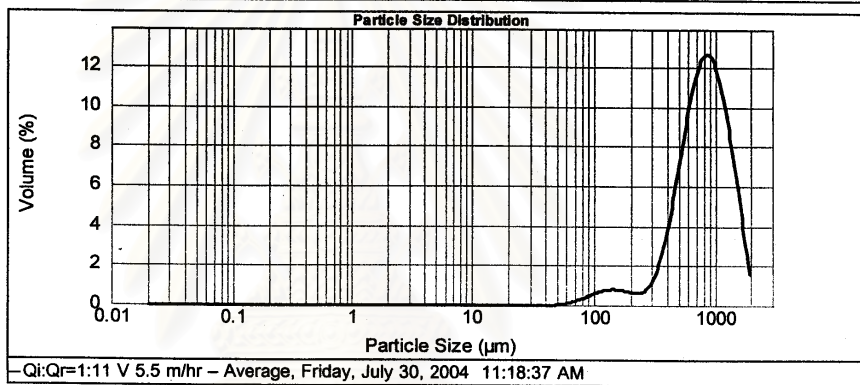
Result Analysis Report

Sample Name: Qi:Qr=1:11 V 5.5 m/hr - Average
SOP Name:
Measured: Friday, July 30, 2004 11:18:37 AM
Sample Source & type: EGSB sludge
Measured by: Default
Analysed: Friday, July 30, 2004 11:18:38 AM
Sample bulk lot ref:
Result Source: Averaged

Particle Name: Default	Accessory Name: Hydro 2000MU (A)	Analysis model: General purpose	Sensitivity: Normal
Particle RI: 1.520	Absorption: 0.1	Size range: 0.020 to 2000.000 um	Obscuration: 5.29 %
Dispersant Name: Water	Dispersant RI: 1.330	Weighted Residual: 4.079 %	Result Emulation: Off

Concentration: 0.4681 %Vol
Span : 1.256
Uniformity: 0.392
Result units: Volume
Specific surface area : 0.01 m²/g
Surface Weighted Mean D[3,2]: 599.876 um
Vol. Weighted Mean D[4,3]: 857.889 um

d(0.1): 395.319 um d(0.5): 811.159 um d(0.9): 1414.471 um



Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %	Size (µm)	Volume In %
0.020	0.00	0.142	0.00	1.002	0.00	7.066	0.00	50.238	0.02	355.656	2.19
0.022	0.00	0.159	0.00	1.125	0.00	7.962	0.00	56.368	0.05	399.052	3.25
0.025	0.00	0.178	0.00	1.262	0.00	8.934	0.00	63.246	0.12	447.744	4.50
0.028	0.00	0.200	0.00	1.416	0.00	10.024	0.00	70.963	0.19	502.377	5.86
0.032	0.00	0.224	0.00	1.589	0.00	11.247	0.00	79.621	0.27	563.677	7.19
0.038	0.00	0.252	0.00	1.783	0.00	12.619	0.00	89.337	0.37	632.456	8.33
0.040	0.00	0.283	0.00	2.000	0.00	14.159	0.00	100.237	0.47	706.627	9.14
0.045	0.00	0.317	0.00	2.244	0.00	15.867	0.00	112.469	0.59	796.214	9.46
0.050	0.00	0.359	0.00	2.518	0.00	17.825	0.00	126.191	0.60	893.357	9.34
0.058	0.00	0.399	0.00	2.825	0.00	20.000	0.00	141.599	0.56	1002.374	8.72
0.063	0.00	0.448	0.00	3.170	0.00	22.440	0.00	158.866	0.45	1124.683	7.68
0.071	0.00	0.502	0.00	3.557	0.00	25.179	0.00	178.250	0.45	1261.915	6.34
0.080	0.00	0.564	0.00	3.991	0.00	28.251	0.00	200.000	0.46	1415.662	4.90
0.089	0.00	0.632	0.00	4.477	0.00	31.698	0.00	224.404	0.46	1586.656	3.21
0.100	0.00	0.710	0.00	5.024	0.00	35.598	0.00	251.785	0.57	1782.502	1.83
0.112	0.00	0.798	0.00	5.637	0.00	39.905	0.00	282.508	0.86	2000.000	
0.128	0.00	0.893	0.00	6.325	0.00	44.774	0.00	316.979	1.40		
0.142	0.00	1.002	0.00	7.066	0.00	50.238	0.00	355.656			

Malvern Instruments Ltd. 395
 Malvern, UK
 Tel. : +[44] (0) 1684-892456 Fax : +[44] (0) 1684-892789

Mastersizer 2000 Ver. Version 4.00
 Serial Number : 34403-94

File name: aha
 Record Number: 81
 30 Jul 2004 11:42:31 AM

รูปที่ 7 การกระจายขนาดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ที่ความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 5.5 ม./ชม.

ภาคผนวก จ
การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

ตารางที่ จ1 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีเมื่อสัดส่วนอัตราไหลเข้าต่ออัตราไหลเวียนกลับ ($Q_1: Q_R$) แตกต่างกันด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA)

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
ประสิทธิภาพกำจัดซีไอดี					
Between Groups	612.257	3	204.086	4.226	0.008
Within Groups	4249.310	88	48.288		
Total	4861.567	91			
ประสิทธิภาพกำจัดบีไอดี					
Between Groups	145.535	3	48.512	2.647	0.058
Within Groups	1026.209	56	18.325		
Total	1171.744	59			
ประสิทธิภาพกำจัดของแข็งแขวนลอย					
Between Groups	1102.697	3	367.566	5.245	0.002
Within Groups	6166.925	88	70.079		
Total	7269.622	91			

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ จ2 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีเมื่อความเร็วไหลขึ้นแตกต่างกัน
ด้วยสถิติ F-test (Oneway ANOVA)

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
ประสิทธิภาพกำจัดซีไอดี					
Between Groups	483.854	2	241.927	7.236	0.001
Within Groups	2173.341	65	33.436		
Total	2657.195	67			
ประสิทธิภาพกำจัดบีไอดี					
Between Groups	85.863	2	42.932	2.606	0.086
Within Groups	691.790	42	16.471		
Total	777.653	44			
ประสิทธิภาพกำจัดของแข็งแขวนลอย					
Between Groups	71.236	2	35.618	1.026	0.364
Within Groups	2255.777	65	34.704		
Total	2327.013	67			

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวสุชัญญา ทองเครือ เกิดเมื่อวันที่ 31 สิงหาคม พ.ศ. 2522 ที่จังหวัดกาญจนบุรี สำเร็จการศึกษาชั้นมัธยมศึกษาตอนปลายจากโรงเรียนกาญจนาอนุเคราะห์ อำเภอเมือง จังหวัดกาญจนบุรี ในปี พ.ศ. 2540 สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต (สาธารณสุขศาสตร์) เกียรตินิยมอันดับ 1 จากภาควิชาวิทยาศาสตร์อนามัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยมหิดล ในปี พ.ศ. 2544 ได้รับทุนพัฒนาอาจารย์จากมหาวิทยาลัยนเรศวร เพื่อศึกษาต่อในระดับปริญญาโทและปริญญาเอก และเข้าศึกษาในระดับปริญญาโท ของหลักสูตรสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2545



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย