



การพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นโดยระบบยูเอเอสบี
และระบบไบโอฟิล์มที่ควบคุมพารามิเตอร์โออาร์พี
**Development of Concentrated Rubber Latex Wastewater Treatment
by UASB and ORP-Controlled Biofilm Reactor**

ยศวริศ เขตอนันต์

Yotwarit Khetanan

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of
Master of Science in Environmental Management
Prince of Songkla University**

2551

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นโดยระบบยูเอสบีและระบบไบโอฟิล์มที่ควบคุมพารามิเตอร์ไออาร์พี

ผู้เขียน นายศวาริศ เขตอนันต์

สาขาวิชา การจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	คณะกรรมการสอบ
..... (ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุเมธ ไชยประพัทธ์)ประธานกรรมการ (ดร.ปิยะรัตน์ บุญแสวง)
กรรมการ
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	(รองศาสตราจารย์ ดร.กัลยา ศรีสุวรรณ)
.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี)	(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุเมธ ไชยประพัทธ์)
กรรมการ
	(รองศาสตราจารย์ ดร.วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม

.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.เกริกชัย ทองหนู)
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อวิทยานิพนธ์	การพัฒนาวิธีการบำบัดซัลเฟตของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น โดยระบบยูเอเอสบีและระบบไบโอฟิล์มที่ควบคุมพารามิเตอร์โออาร์พี
ผู้เขียน	นายศรวิศ เขตอนันต์
สาขาวิชา	การจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2551

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารโดยใช้ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ; UASB) ภายใต้การใช้วัสดุปรับพีเอช (pH) ของน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นก่อนเข้าระบบที่แตกต่างกัน ซึ่งวัสดุที่ใช้ในการปรับพีเอชคือ ปูนขาว (Ca(OH)_2) เปรียบเทียบกับเถ้าไม้ยางพารา (Parawood Ash) การจำลองระบบ UASB ในระดับห้องปฏิบัติการ มีปริมาตรการใช้งาน 25.5 ลิตร ระบบ UASB ปรับพีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบโดยใช้ปูนขาว (UASB- Ca(OH)_2) มีอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.16-6.34 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน และระบบ UASB ปรับพีเอชโดยใช้เถ้าไม้ยางพารา (UASB-Ash) เท่ากับ 0.16-6.44 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน หรือที่ระยะเวลาพักน้ำ (HRT) เท่ากับ 10, 7, 3.5, 1.75 และ 0.88 วัน น้ำเสียที่เข้าระบบมีความเข้มข้นของซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ $5,537 \pm 1,005$ มก./ล. การศึกษาปริมาณการใช้วัสดุปรับสภาพต่อค่าพีเอชที่เปลี่ยนแปลงไปใช้วิธีจาร์เทส (Jar test) ในการทดลองที่อัตราการตีคววน 125 รอบต่อนาที น้ำเสียมีค่าพีเอชเริ่มต้นประมาณ 4.0 ปรับให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 พบว่า ปริมาณการใช้เถ้าไม้ยางพาราสูงกว่าปูนขาวถึง 3 เท่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี และผลการศึกษากการเดินระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash ที่ HRT 10, 7, 3.5, 1.75 และ 0.88 วัน พบว่าที่ HRT สูงสุด (10 วัน) มีประสิทธิภาพในการบำบัด TCOD สูงสุด เฉลี่ยร้อยละ 81.45 และ 77.45 ตามลำดับ แต่เมื่อ HRT น้อยลง ประสิทธิภาพการบำบัด TCOD ลดลง โดยที่ HRT น้อยที่สุด (0.88 วัน) มีประสิทธิภาพการบำบัดน้อยที่สุดเฉลี่ยร้อยละ 63.2 และ 61.05 ตามลำดับ ผลการบำบัดซัลเฟตของระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash พบว่าที่ HRT 7 วัน ทั้ง 2 ระบบ มีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตสูงสุด มีค่าเท่ากับร้อยละ 90.77 และ 93.39 ตามลำดับ จากความเข้มข้นของซัลเฟตเริ่มต้นในน้ำเสียเฉลี่ยในช่วงประมาณ 1,700-1,900 มก./ล. แต่ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตจะลดลงที่ HRT ต่ำลงตามลำดับ โดยที่ HRT 0.88 วัน ระบบยังมีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟต มีค่าเท่ากับร้อยละ 76.42 ในระบบ UASB- Ca(OH)_2 และร้อยละ 75.65 ในระบบ UASB-Ash ส่วนประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยพบว่าทุก HRT ของระบบ UASB-

Ash มีค่าต่ำกว่าระบบ UASB-Ca(OH)₂ เนื่องจากปริมาณการใช้เถ้าไม่เพียงพอในการปรับพีเอชนั้น ต้องใช้ปริมาณสูงกว่าปูนขาวแต่ระยะเวลาในการวางให้ตกตะกอนเท่ากัน จึงทำให้การตกตะกอนไม่สมบูรณ์เมื่อเทียบกับปูนขาว นอกจากนี้สารที่เป็นองค์ประกอบของเถ้าไม่เพียงพอ มีผลให้ปริมาณของแข็งแขวนลอยเพิ่มสูงขึ้นด้วย

การทดลองการบำบัดซัลไฟด์ของน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพและทางเคมี ในกระบวนการทางชีวภาพงานวิจัยนี้ใช้ระบบไบโอฟิล์ม ควบคุมค่า ORP (Oxidation Reduction Potential) โดยการเติมอากาศ ส่วนกระบวนการทางเคมีควบคุมค่า ORP โดยใช้ H₂O₂ น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยเป็นน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB ทั้งสองระบบ ผลจากการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซัลไฟด์ทั้งด้วยกระบวนการทางชีวภาพและทางเคมีมีความสัมพันธ์กับช่วง ORP โดยที่ช่วง ORP ต่ำประสิทธิภาพในการบำบัดซัลไฟด์ต่ำ และเมื่อเพิ่มช่วง ORP ให้สูงขึ้น ประสิทธิภาพในการบำบัดซัลไฟด์เพิ่มสูงขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากเกิดปฏิกิริยา Oxidation ที่เพิ่มสูงขึ้น ทำให้ซัลไฟด์ไอออน (HS⁻) ที่ละลายในน้ำเปลี่ยนไปอยู่ในรูปซัลเฟต (SO₄²⁻) การเปลี่ยนรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ ไอออนให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของกำมะถัน (S⁰) เป็นปฏิกิริยาการออกซิเดชันที่ไม่สมบูรณ์ (Incomplete Oxidation) ซึ่งทางปฏิบัติทำได้ยากในการควบคุมค่า ORP ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม

Thesis Title	Development of Sulfate Removal from Concentrated Rubber Latex Wastewater by UASB and ORP-Controlled Biofilm Reactor
Author	Mr. Yotwarit Khetanan
Major Program	Environmental Management
Academic Year	2008

ABSTRACT

The objective of this study was to compare the removal efficiency of organic compounds by UASB reactors which used different materials to adjust pH of the concentrated rubber latex wastewater. Calcium hydroxide, Ca(OH)_2 , and parawood ash were used in this study. Two lab-scale UASB reactors each have a working volume of 25.5 liters, one received the wastewater pH-adjusted using Ca(OH)_2 while the other with ash, were operated under organic loadings of 0.16-6.34 kg COD/m³.d which was controlled by hydraulic retention times (HRT) of 10, 7, 3.5, 1.75 and 0.88 days with an average wastewater COD of 5,537±1,005 mg/L. In the first experiment, jar test, with 125 rpm agitation, was conducted in order to determine the required quantity of pH adjusting materials to raise pH of the wastewater from 4.0 to 7.0±0.1. Result showed that approximately 3 times of parawood ash was needed compared to Ca(OH)_2 . Next, the efficiencies of UASB- Ca(OH)_2 and UASB-Ash were monitored at HRT 10, 7, 3.5, 1.75 and 0.88 days. At the highest HRT (10 days), COD removals were averaged at 81.45 and 77.45 percent of UASB- Ca(OH)_2 and UASB-Ash, respectively. Organic removal efficiency was diminished with decreasing HRT where it was averaged at 63.2 and 61.05 percent at the lowest HRT tested of 0.88 days, respectively. Maximum sulfate removal among all HRTs tested was 90.77 percent for UASB- Ca(OH)_2 and 93.39 percent for UASB-Ash both at the HRT 7 days. Similarly, sulfate removal efficiency decreased with the increased HRTs, however, it could still remove 76.42 percent in UASB- Ca(OH)_2 and 75.65 percent in UASB-Ash at HRT 0.88 days. As for solid removal, UASB-Ash had an inferior performance because larger amount of ash was required for the pH adjustment and difficult-to-settle ash particles still persisted in the pH-adjusted wastewater.

Removal of hydrogen sulfide in the UASB treated effluents were experimented by controlling an oxidation reduction potential, ORP. In biological treatment experiment, aeration was used as a means to control ORP in the reactor, while H_2O_2 was used for the chemical treatment experiment. Results indicated that both biological and chemical treatments of hydrogen sulfide in wastewater corresponded to the level of ORP applied. Higher ORP caused higher oxidation of the hydrogen sulfide (HS^-) to sulfate ion (SO_4^{2-}), which yielded higher removal efficiency. However, the targeted result of partial oxidation of hydrogen sulfide ion to elemental sulfur (S^0) could not fully achieved due to the difficulty in controlling ORP in the reactor at an optimum level.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดีเนื่องด้วยความกรุณาอย่างสูงในการให้คำปรึกษา คำแนะนำ การแก้ไขตรวจสอบข้อบกพร่อง และข้อคิดเห็นที่เป็นประโยชน์ จากคณะกรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ได้แก่ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. สุเมธ ไชยประพัทธ์ และรองศาสตราจารย์ ดร. วีระศักดิ์ ทองลิ้มป์ รวมถึงคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ คือ ดร. ปิยะรัตน์ บุญแสวง และรองศาสตราจารย์ ดร. กัลยา ศรีสุวรรณ ที่ได้ให้ข้อเสนอแนะเพิ่มเติมเพื่อให้วิทยานิพนธ์มีความสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูง

ขอขอบพระคุณเจ้าของกิจการ ผู้จัดการ และบุคลากรทุกท่านของโรงงานทดลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด อำเภอจะนะ จังหวัดสงขลา ที่กรุณาอนุเคราะห์ข้อมูลและอำนวยความสะดวกในการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเป็นอย่างดี

ขอขอบพระคุณ โครงการทุนวิจัยมหาบัณฑิต สำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย สาขาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี ที่ให้ทุนสนับสนุนในการทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้

ขอขอบพระคุณบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ทุนสนับสนุนในการทำวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้

ขอขอบคุณนักวิทยาศาสตร์คณะกรรมการจัดการสิ่งแวดล้อม ที่ให้ความช่วยเหลือด้านการใช้เครื่องมือในห้องปฏิบัติการ ให้คำแนะนำและช่วยเหลือในการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

ขอขอบคุณ คุณชนาวัดน์ รักกมล (พี่ตุน) คุณชุตติกาญจน์ แสงแก้ว (พี่เจ็บบ) คุณกัญญารัตน์ สฤงพงษ์ทิธม (เพื่อนขวัญ) คุณปริยนันท์ เทพนวล (น้องสาว) คุณทิพย์ทิวา สัมพันธ์มิตร (เพื่อนแอ้) คุณวรรณฤติ หวันแข่ง (เพื่อนปุ๊ก) และพี่น้องสาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม รุ่นที่ 16 ทุกๆ ท่าน ที่ได้ให้กำลังใจและช่วยเหลือในงานวิจัยมาด้วยดี

สุดท้ายนี้ขอขอบพระคุณ สมาชิกทุกๆ คนในครอบครัว “เขตอนันต์” ที่คอยเป็นแรงบันดาลใจ และคอยให้กำลังใจในการต่อสู้กับปัญหาและอุปสรรคต่างๆ จนสามารถทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี

ยศวริศ เขตอนันต์

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(10)
รายการภาพประกอบ	(11)
สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ	(14)
บทที่	
1. บทนำ	1
1.1 บทนำต้นเรื่อง	1
1.2 ตรวจสอบเอกสาร	4
1.3 วัตถุประสงค์	34
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	34
1.5 ขอบเขตการวิจัย	34
2. วิธีการวิจัย	36
2.1 การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานน้ำยางข้น	36
2.2 ศึกษาคุณสมบัติความเป็นด่างของเถ้าไม้ยางพารา (Ash)	39
2.3 ศึกษาปริมาณการใช้เถ้าไม้ยางพารา (Ash) และปูนขาว (Ca(OH)_2) ต่อการปรับพีเอช	39
2.4 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UASB	40
2.5 การวิเคราะห์ข้อมูล	52
2.6 วัสดุ	52
2.7 อุปกรณ์	52
3. ผลและวิจารณ์ผลการวิจัย	54
3.1 ผลการศึกษาคุณสมบัติความเป็นด่างของเถ้าไม้ยางพารา (Ash)	54
3.2 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง	54
3.3 ผลการทดลองปริมาณการใช้ปูนขาว (Ca(OH)_2) และเถ้าไม้ยางพารา (Ash) ต่อการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น	55
3.4 ผลการทดลองของระบบบำบัด UASB จำลองในห้องปฏิบัติการ	68
3.5 ผลการทดลองการบำบัดซัลไฟด์โดยควบคุมพารามิเตอร์โออาร์พี	85

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4. บทสรุปและข้อเสนอแนะ	88
4.1 บทสรุป	88
4.2 ข้อเสนอแนะ	90
บรรณานุกรม	93
ภาคผนวก	117
ก ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้ง	101
ข วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย	125
ค วิธีการคำนวณเปรียบเทียบค่าสารเคมีระหว่าง $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash	148
ประวัติผู้เขียน	150

รายการตาราง

ตาราง	หน้า
1-1 องค์ประกอบน้ำยางธรรมชาติ	4
1-2 ขั้นตอนการเกิดผลผลิตจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน	15
1-3 ข้อดีและข้อด้อยของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน	17
1-4 องค์ประกอบถ้ำไมยงพารา	22
1-5 สารออกซิไดซ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเคมี	26
1-6 การเปรียบเทียบข้อดีข้อเสียของระบบ UASB	30
1-7 การศึกษาการใช้ ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket ในการบำบัดน้ำเสีย	30
2-1 วิธีวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย	37
2-2 สภาวะการทำงานของระบบ UASB	45
2-3 ความถี่ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบบำบัด UASB	45
2-4 ความถี่ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบบำบัด Biofilm Reactor	50
3-1 ลักษณะน้ำเสียโรงงานน้ำตาลขั้นที่ศึกษา	55
3-2 ลักษณะน้ำเสียทางเคมีที่ใช้ในการทดลองเดินระบบ UASB หลังจากปรับพีเอชด้วย Ca(OH)_2 (UASB- Ca(OH)_2) และ Ash (UASB-Ash) ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1	57

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบ	หน้า
1-1 แผนผังแสดงการแปรรูปร่างคิบบของไท	6
1-2 กระบวนการผลิตน้ำยางข้น	9
1-3 กระบวนการทำงานของระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน	13
1-4 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะออกซิเจน	16
1-5 ผลของพีเอชต่อรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H ₂ S)	19
1-6 ปูนขาว	20
1-7 เล้าไม้ยางพารา	21
1-8 แบบจำลองแสดงการทำงานของระบบ UASB	28
2-1 แผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพ บริษัททดลองอุตสาหกรรม น้ำยางข้นจำกัด	38
2-2 ลักษณะบ่อปรับเสถียร (Equalization Pond: EQ3+DAF) ของโรงงานน้ำยางข้น	39
2-3 แบบจำลองระบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ	42
2-4 ลักษณะของชุดอุปกรณ์ประกอบของระบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ	43
2-5 ลักษณะและขนาดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB	44
2-6 แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) ในห้องปฏิบัติการ	47
2-7 แบบจำลองระบบ Biofilm ในห้องปฏิบัติการ	48
2-8 ลักษณะลูกบอลพลาสติก (Aquarium Media) ในระบบไบโอฟิล์ม	48
2-9 แบบจำลองชุดเครื่องมือและอุปกรณ์ในการกำจัด ไฮโดรเจนซัลไฟด์ทางเคมี	51
2-10 ชุดเครื่องมือและอุปกรณ์ในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ทางเคมี	51
3-1 ปริมาณการใช้ Ca(OH) ₂ ที่ปริมาณต่างๆ ต่อระดับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยาง ข้นที่เปลี่ยนแปลงไป	56
3-2 ปริมาณการใช้ Ash ที่ปริมาณต่างๆ ต่อระดับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นที่ เปลี่ยนแปลงไป	56
3-3 ปริมาณซัลไฟด์ภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH) ₂	59
3-4 ปริมาณซัลไฟด์ภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH) ₂ และ Ash	60
3-5 ความเข้มข้นของซัลเฟตภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH) ₂	61

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
3-6 ความเข้มข้นของซัลเฟตภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ash	61
3-7 ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2	62
3-8 ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ash	63
3-9 ความเข้มข้นของซีโอดีหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2	64
3-10 ความเข้มข้นของซีโอดีหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ash	64
3-11 ปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2	65
3-12 ปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ash	66
3-13 ความเข้มข้นของ Alkalinity หลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2	67
3-14 ความเข้มข้นของ Alkalinity หลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ash	67
3-15 ลักษณะและขนาดของตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลอง	68
3-16 ความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสี้ยวระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash	70
3-17 ความเข้มข้นของ Alkalinity ที่ระดับความสูงของระบบ UASB- Ca(OH)_2 ที่ HRT ต่างๆ	72
3-18 ความเข้มข้นของ Alkalinity ที่ระดับความสูงของระบบ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ	72
3-19 ความเข้มข้นของ VFA ที่ระดับความสูงของระบบ UASB- Ca(OH)_2 ที่ HRT ต่างๆ	74
3-20 ความเข้มข้นของ VFA ที่ระดับความสูงของระบบ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ	74
3-21 อัตราส่วน VFA/Alkalinity ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB- Ca(OH)_2	75
3-22 อัตราส่วน VFA/Alkalinity ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash	76
3-23 การกำจัด TCOD ของระบบ UASB- Ca(OH)_2	77
3-24 การกำจัด TCOD ของระบบ UASB-Ash	77
3-25 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดของระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ	78
3-26 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด TCOD เหลือทั้งหมดของระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ	79
3-27 การบำบัดสารแขวนลอยของระบบ UASB- Ca(OH)_2	80
3-28 การบำบัดสารแขวนลอยของระบบ UASB-Ash	80

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพประกอบ	หน้า
3-29 การบำบัดซัลเฟตระบบ UASB-Ca(OH) ₂	82
3-30 การบำบัดซัลเฟตระบบ UASB-Ash	82
3-31 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด Sulfate เหลือทั้งหมดของระบบ UASB-Ca(OH) ₂ และ UASB-ASH ที่ HRT ต่างๆ	83
3-32 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดของระบบ UASB-Ca(OH) ₂ และ UASB-ASH ที่ HRT ต่างๆ	84
3-33 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพระบบ UASB ในแต่ละวัน	84
3-34 ประสิทธิภาพการบำบัดมลสารของระบบไบโอฟิล์มโดยใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ca(OH) ₂	85
3-35 ประสิทธิภาพการบำบัดมลสารของระบบไบโอฟิล์มโดยใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ash	86
3-36 ประสิทธิภาพการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมี	87

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ

Alk	=	Alkalinity คือ ความสามารถของน้ำในการรับอนุภาคโปรตรอน ส่วนใหญ่เกิดจากสารประกอบของสารละลายคาร์บอเนต และไบคาร์บอเนต
Ash	=	เถ้าจากไม้ยางพารา
BOD ₅	=	Biochemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ชนิดที่ย่อยสลายได้ด้วยวิธีการทางชีวภาพ
Ca(OH) ₂	=	ปูนขาว
DAF	=	Dissolved Air Flotation คือการบำบัดน้ำเสียทางกายภาพ แยกของแข็งและแขวนลอยออกจากน้ำเสีย โดยอาศัยการเป่าอากาศแก่น้ำเสียทำให้ฟองอากาศละลายเข้ากับน้ำเสียและเมื่อแรงดันผลักอากาศลง ส่งผลให้ของแข็งแขวนลอยลอยตัวขึ้นแยกตัวออกจากน้ำเสีย
Eff	=	Effluent คือ น้ำเสียที่ออกจากระบบ
EQ	=	Equalization Pond คือ บ่อปรับเสถียรน้ำเสีย
HRT	=	Hydraulic Retention Time คือ ระยะเวลาที่ถูกกักพักอยู่ในถังปฏิกรณ์
H ₂ S	=	Hydrogen Sulfide คือ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ เป็นสารประกอบซัลไฟด์ที่สามารถอยู่ในรูปละลายน้ำ (Dissolved H ₂ S) หรืออยู่ในรูปของก๊าซซึ่งไม่แตกตัวเป็นไอออนมีกลิ่นเหม็นหรือที่เรียกว่าก๊าซไข่เน่า
Inf	=	Influent คือ น้ำเสียที่เข้าระบบ

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ (ต่อ)

MLSS	=	Mixed Liquor Suspended Solids คือ ปริมาณหรือความเข้มข้นโดยประมาณของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์
MPB	=	Methane Producing Bacteria คือ กลุ่มจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทนจากการใช้กรดไขมันระเหยง่ายเป็นสารอาหาร ได้มีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์เป็นผลผลิตสุดท้าย
OLR	=	Organic Loading Rate คือ ปริมาณสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบแต่ละวัน
Range	=	ช่วงของข้อมูลต่ำสุดและสูงสุด
SRB	=	Sulfate Reducing Bacteria คือ กลุ่มจุลินทรีย์ที่รีดิวซ์ซัลเฟตโดยสามารถใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และได้ซัลไฟด์เป็นผลผลิตสุดท้ายของปฏิกิริยา
SRR	=	Sulfate Reducing Reactor คือ ระบบบำบัดใ้อากาศกำจัดซัลเฟตออกจากน้ำเสีย โดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต
SCOD	=	Soluble Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ด้วยวิธีทางเคมีในรูปที่ละลายอยู่ในน้ำ
SD	=	ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน
SO_4^{2-}	=	Sulfate คือ ปริมาณซัลเฟต
SS	=	Suspended Solids คือ ของแข็งที่ไม่ละลายน้ำและแขวนลอยอยู่ในน้ำได้
S^{2-}	=	Sulfide คือ ซัลเฟตที่แตกตัวเป็นซัลไฟด์ จากกระบวนการรีดักชันซัลเฟต

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ (ต่อ)

TCOD	=	Total Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ด้วยวิธีการทางเคมีทั้งในรูปของแข็งและรูปที่ละลายอยู่ในน้ำ
UASB	=	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor คือ ระบบชั้นตะกอนไร้อากาศแบบไหลขึ้น มีลักษณะเป็นถังสูง โดยอาศัยการไหลขึ้นของน้ำเสียภายในถังผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่บริเวณส่วนล่างของถัง
UASB-Ash	=	ระบบ UASB บำบัดน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash
UASB-Ca(OH) ₂	=	ระบบ UASB บำบัดน้ำเสียปรับพีเอชด้วย Ca(OH) ₂
VFA	=	Volatile Fatty Acid คือ กรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 6 ตัว สามารถละลายน้ำได้น้ำหนักโมเลกุลต่ำ สามารถกลั่นตัวได้ที่ความดันบรรยากาศ

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำต้นเรื่อง

อุตสาหกรรมน้ำยางและผลิตภัณฑ์จากยางเป็นอุตสาหกรรมที่มีความสำคัญต่อเศรษฐกิจของประเทศทั้งในแง่ของการสร้างมูลค่าเพิ่มและการจ้างงาน จากการที่ประเทศไทยเป็นผู้ผลิตและส่งออกยางธรรมชาติมากที่สุดในโลก ส่งผลให้เกิดความได้เปรียบในด้านวัตถุดิบและสร้างมูลค่าในการส่งออกให้กับประเทศเป็นอย่างมาก โดยในปี 2549 มีมูลค่าส่งออกสูงถึง 3,056,770 ล้านดอลลาร์ คิดเป็นมูลค่าการส่งออกสูงถึง 205,361.45 ล้านบาท โดยมีอัตราการขยายตัวร้อยละ 38.96 เมื่อเปรียบเทียบกับปี 2548 ซึ่งถือว่าเป็นอัตราการขยายตัวของกลุ่มอุตสาหกรรมที่มีศักยภาพอยู่ในระดับที่น่าพอใจ (สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2550) โดยผลผลิตส่วนใหญ่ของประเทศมาจากภาคใต้ถึงร้อยละ 88 และอีกร้อยละ 12 มาจากภาคอื่นๆ ปัจจุบันความต้องการใช้เครื่องอุปโภคที่แปรรูปจากยางธรรมชาติเพิ่มขึ้นทั้งภายในและภายนอกประเทศ อาทิเช่น อุตสาหกรรมยานยนต์ อุตสาหกรรมด้านวัสดุทางการแพทย์ อุตสาหกรรมรองเท้าและของเล่นเด็ก เป็นต้น นอกจากนี้รัฐบาลได้มีนโยบายส่งเสริมและขยายพื้นที่ปลูกยางพารา ไปทั่วทุกภูมิภาคของประเทศ เพื่อเพิ่มรายได้ให้แก่เกษตรกรและทดแทนพืชที่ให้ผลตอบแทนต่ำ ซึ่งเป็นการตอบสนองความต้องการผลิตภัณฑ์จากยางธรรมชาติของตลาดที่เพิ่มขึ้น ส่งผลให้นักลงทุนทั้งในประเทศและต่างประเทศสนใจมาลงทุนในกลุ่มอุตสาหกรรมแปรรูปยางธรรมชาติมากขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งในกลุ่มอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น ที่เพิ่มจำนวนขึ้นอย่างมากและขยายตัวอย่างต่อเนื่อง เพราะเป็นอุตสาหกรรมการแปรรูปยางธรรมชาติให้เป็นน้ำยางชั้น ในการนำมาใช้เป็นวัตถุดิบขั้นต้นของโรงงานแปรรูปผลิตภัณฑ์ยางเพื่อผลิตสินค้าอุปโภคต่อไป

โรงงานน้ำยางชั้นได้ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมเป็นอย่างมากทั้งมลพิษทางน้ำและทางอากาศ โดยปัญหาส่วนใหญ่ที่เกิดจากอุตสาหกรรมประเภทนี้ คือ น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตมีปริมาณมากและความสกปรกสูง ซึ่งน้ำเสียจากอุตสาหกรรมยางมีปริมาณการปนเปื้อนของสารมลพิษต่างๆ มากมาย และพบว่าน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นมีปริมาณซัลเฟต (SO_4^{2-}) สูง ทั้งนี้เนื่องมาจากโรงงานน้ำยางชั้นส่วนใหญ่นิยมใช้กรดซัลฟูริก (H_2SO_4) ในการจับตัวของเนื้อยาง และยังส่งผลให้น้ำเสียที่มีสภาพความเป็นกรดสูง ซึ่งหากน้ำเสียดังกล่าวไม่ได้รับ

การจัดการที่ถูกต้องและไม่มีประสิทธิภาพ จะทำให้เกิดการปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติจะก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำตามมาและส่งผลกระทบต่อชุมชนและสภาพแวดล้อมบริเวณใกล้เคียงได้

ในปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่ที่ใช้ในอุตสาหกรรมน้ำยางข้นจะเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบเปิดและอาศัยกระบวนการบำบัดทางชีววิทยา (Biological Treatment) ซึ่งประกอบด้วยบ่อดักเศษขยง ระบบบ่อกึ่ง (Oxidation Pond) ระบบแอกติเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge; AS) และระบบบ่อบำบัดไร้อากาศ (Anaerobic Pond) แต่ระบบบ่อกึ่งมักเป็นที่นิยมใช้เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบต่ำ และง่ายต่อการดูแล แต่ระบบนี้มีข้อเสียคือ จำเป็นต้องใช้พื้นที่ในการบำบัดมาก (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) จากสภาพที่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานน้ำยางข้น เป็นระบบเปิดและมีปฏิกิริยาการหมักแบบไร้อากาศเกิดขึ้น ซึ่งลักษณะดังกล่าวอาจสร้างปัญหาความเดือดร้อนรำคาญให้กับชุมชนที่อยู่ใกล้เคียง โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ปัญหาเรื่องกลิ่น โดยสาเหตุของปัญหาเรื่องกลิ่นนั้นมาจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) และพวก Mercaptan ซึ่งมีกลิ่นเหม็นและเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต ก๊าซเหล่านี้เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพในสภาวะไร้อากาศของน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูง (แถมกาญจน์ รักษาพรหมณ์, 2539) ดังนั้น โรงงานจำเป็นต้องใช้ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสามารถควบคุมปัญหาเรื่องกลิ่นได้ด้วยในขณะเดียวกัน เพื่อให้ น้ำทิ้งภายหลังกการบำบัดผ่านเกณฑ์มาตรฐานของกรมโรงงานอุตสาหกรรม

วิธีการบำบัดน้ำเสียซึ่งมีปริมาณสารอินทรีย์สูงนั้นแต่ละวิธีมีความเหมาะสมตามสภาพการใช้งานที่แตกต่างกันไป ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Wastewater Treatment) น่าจะเป็นระบบบำบัดทางชีววิทยาระบบหนึ่ง ที่มีบทบาทมากในปัจจุบัน เนื่องจากได้รับการพัฒนาให้มีประสิทธิภาพสูงในการลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ และยังเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้พลังงานในการเดินระบบต่ำกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน สามารถลดปัญหาเรื่องกลิ่นเพราะเป็นระบบปิด แต่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศยังมีข้อจำกัดหลายประการได้แก่ การเริ่มเดินระบบ (start-up) ใช้ระยะเวลาาน อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบเสี่ยสมดุลได้ง่ายและฟื้นตัวช้า ปัจจุบันได้มีการพัฒนาระบบไร้อากาศที่มีขีดความสามารถสูงในการย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) เป็นระบบที่มีประสิทธิภาพสูง สามารถใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงได้ดี และมีอัตราการย่อยสลายที่เร็วขึ้น โดยลักษณะของถังปฏิกรณ์และการไหลของน้ำเสียในถังได้ถูกออกแบบให้เกิดการเจริญของจุลินทรีย์ในถังแบบรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอน (Biopellets) ซึ่งมีความถ่วงจำเพาะ

สูงจึงทำให้ไม่หลุดออกจากระบบไปพร้อมกับกระแส น้ำแม่ที่อัตราการไหลสูง เป็นการช่วยรักษา ระดับความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในระบบให้สูงได้ และ Biopellets เหล่านี้จะสามารถสัมผัสกับ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบจากทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ได้เป็นอย่างดี นอกจากนี้ฟองก๊าซชีวภาพที่ เกิดขึ้นและลอยขึ้นมาจะช่วยทำให้การไหลในถังปฏิกรณ์เป็นแบบปั่นป่วนซึ่งจะมีส่วนช่วยใน การผสมของระบบอีกด้วย ด้วยลักษณะดังกล่าวจึงไม่มีความจำเป็นต้องใช้อุปกรณ์การกวนผสม เองก็ จึงมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบต่ำ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2545) ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น เหล่านี้สามารถนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานสำหรับการผลิตของโรงงานได้อีกด้วย

ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นว่า น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นมีความ เป็นกรดสูงซึ่งเป็นสถานะที่ไม่เหมาะกับจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงจำเป็นต้องปรับค่าพีเอชให้เป็นกลาง ก่อนที่เข้าระบบบำบัด เพื่อให้ น้ำเสียที่เข้าระบบมีสถานะที่เหมาะสมต่อจุลินทรีย์ภายในระบบ แต่ หากโรงงานใช้ระบบบ่อหมักไร้อากาศ การปรับพีเอชของน้ำเสียในบ่อจะช่วยลดปัญหาเรื่องกลิ่น ได้เนื่องจากเป็นการลดปริมาณก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ละลายน้ำที่พร้อมจะระเหยขึ้นมาส่ง กลิ่นเหม็นลงได้ (สมทิพย์ ด้านธีรวณิชย์ และคณะ, 2545) โดยในการวิจัยครั้งนี้ จะทำการปรับสภาพ พีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบ UASB ด้วยปูนขาว ($Ca(OH)_2$) และเถ้าไม้ยางพารา (Ash)

น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดไร้อากาศนั้นยังมีซัลไฟด์ละลายอยู่ทั้งในรูปก๊าซ (H_2S) และอออน (HS) ซึ่งจะก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นได้ต่อไป ดังนั้นจำเป็นต้องหาวิธีในการ บำบัดซัลไฟด์เหล่านั้น จากการศึกษาพบว่า การบำบัดซัลไฟด์ (Sulfide) สามารถทำได้โดยการ ควบคุมปฏิกิริยาออกซิเดชันรีดักชัน โดยควบคุมค่า ORP (Oxidation-Reduction Potential) พารามิเตอร์ตัวนี้จะแสดงถึงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้น ใน น้ำ โดยปฏิกิริยานี้สามารถเกิดได้จาก กระบวนการทางชีวภาพ (Biological Oxidation/Reduction) และกระบวนการทางเคมี (Chemical Oxidation/Reduction) ในกระบวนการทางเคมีสามารถใช้สาร ออกซิไดซ์ ซึ่งมีหลายชนิดด้วยกัน โดยในงานวิจัยนี้ใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เป็นสาร ออกซิไดซ์ เนื่องจากเป็นสารเคมีที่หาง่าย และไม่มีผลตกค้างต่อสิ่งแวดล้อม ส่วนกระบวนการทาง ชีวภาพใช้ระบบไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) โดยการควบคุมปริมาณออกซิเจนที่เติมในระบบ ระบบไบโอฟิล์มเป็นระบบที่มีหลักการทำงานไม่ยุ่งยาก โดยน้ำเสียที่ซัลไฟด์เข้าไปในระบบกรอง ทางชีวภาพผ่านชั้นจุลินทรีย์ในระบบ เซลล์จุลินทรีย์ใน Biofilm จะดูดซับและดูดซึม (Adsorption and Absorption) และเปลี่ยนสภาพ ทำให้ลดความเข้มข้นของซัลไฟด์ในน้ำเสีย โดยในการศึกษา ครั้งนี้จะใช้น้ำทิ้งที่ออกมาจากระบบ UASB ในการทดลองโดยการควบคุมค่า ORP ในกระบวนการ ทางเคมี และชีวภาพ

หากผลการศึกษาชี้ว่าประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นด้วยระบบ UASB ที่ใช้ถ้ำไผ่อย่างพาราในการปรับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นมีผลเทียบเคียงกับการใช้ปูนขาว และการใช้การบำบัดต่อเนื่องด้วย Biofilm ในการแก้ปัญหาเรื่องซัลไฟด์อย่างครบวงจร ก็จะเป็นแนวทางหนึ่งในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นอย่างมีประสิทธิภาพ ควบคู่กับการนำกากของเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมแปรรูปยางพารามาใช้ประโยชน์ เพื่อให้การดำเนินธุรกิจยางพารายั่งยืนต่อไป

1.2 ตรวจสอบเอกสาร

1.2.1 อุตสาหกรรมน้ำยางชั้น

1.2.1.1 น้ำยางธรรมชาติ

น้ำยางธรรมชาติเป็นผลผลิตทางการเกษตรที่ได้จากต้นยางพารา (*Heavea brasiliensis* (Muell. Arg.)) มีลักษณะเป็นของเหลวสีขาวหรือสีครีม ในทางเคมีจัดเป็นสารแขวนลอย มีความหนาแน่นระหว่าง 0.975-0.980 ก./ลบ.ซม. มีพีเอชประมาณ 6.5-7.0 น้ำยางพารานี้ประกอบด้วยอนุภาคที่มีขนาดเล็กกระจายอยู่ในของเหลว เรียกว่า ซีรัม (Serum) โดยองค์ประกอบของน้ำยางธรรมชาติแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่

1) ส่วนที่เป็นยาง (Dry Rubber Content: DRC) เป็นสารพวกไฮโดรคาร์บอนที่มีคาร์บอน 5 อะตอม และไฮโดรเจน 8 อะตอม

2) ส่วนประกอบที่ไม่ใช่ยาง (Non Rubber Content) เป็นส่วนประกอบอื่นทั้งหมดที่ไม่ใช่ส่วนที่เป็นยางเช่น น้ำตาล คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน กลีเซอรอล เอนไซม์ และสารประกอบไนโตรเจน เป็นต้น

น้ำยางธรรมชาติจัดเป็นสารประกอบจำพวกไฮโดรคาร์บอน (C_5H_8)_n ซึ่งมีองค์ประกอบต่างๆ มากมาย ส่วนประกอบของน้ำยางธรรมชาติแสดงดังตาราง 1-1

ตาราง 1-1 องค์ประกอบน้ำยางธรรมชาติ

ส่วนประกอบ	ร้อยละโดยน้ำหนัก
สารที่เป็นของแข็งทั้งหมด (Total Solid Content: TSC)	36
เนื้อยางแห้ง (Dry Rubber Content: DRC)	33
สารประเภทโปรตีน	1.0-1.5

ตาราง 1-1 (ต่อ)

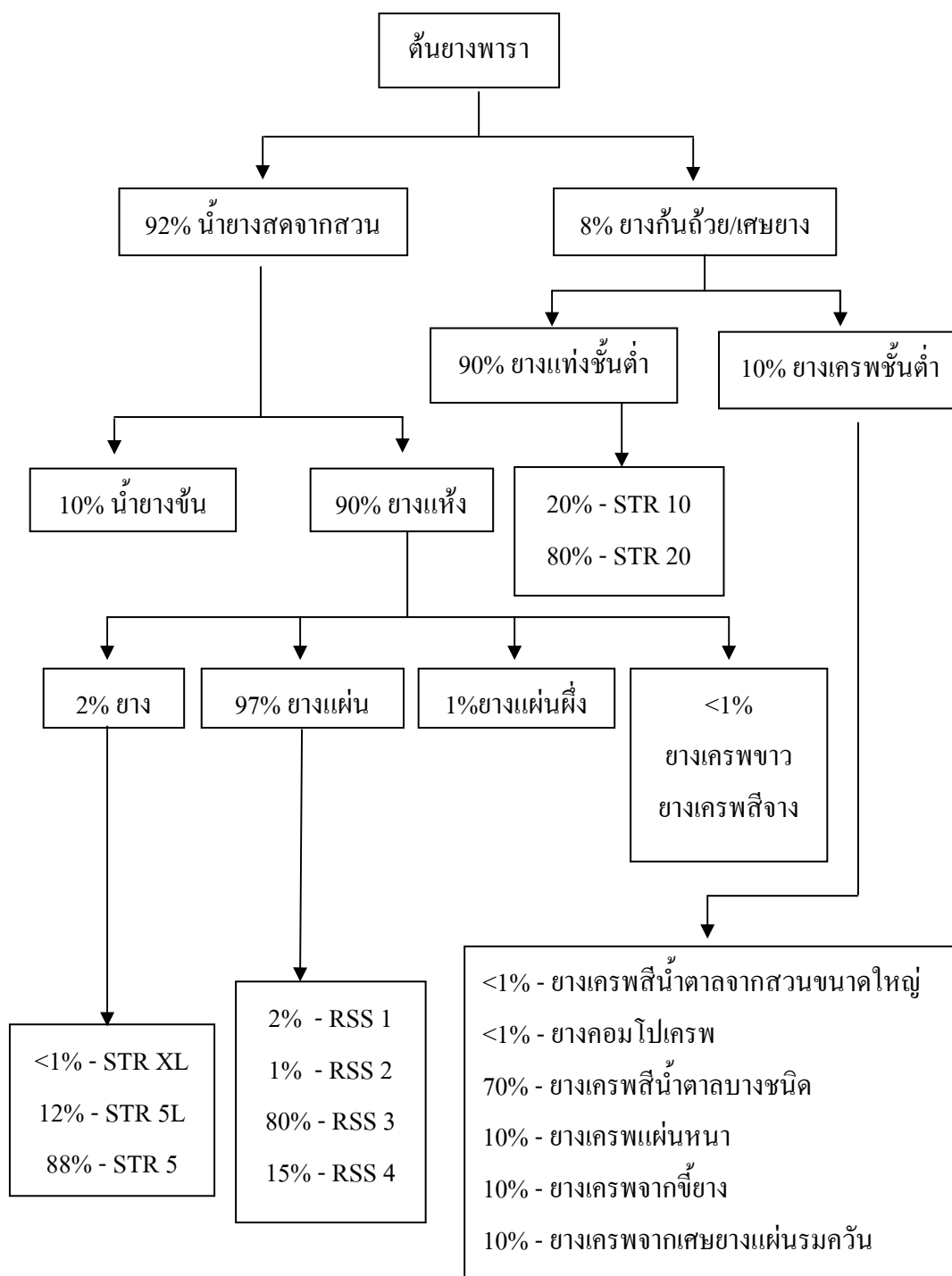
ส่วนประกอบ	ร้อยละโดยน้ำหนัก
สารประเภทเรซิน	1.0-2.5
เถ้า	ประมาณ 1
สารประเภทคาร์โบไฮเดรต	1
น้ำ	ประมาณ 64

ที่มา : วราภรณ์ ขจรไชยกูล, 2524

1.2.1.2 กระบวนการแปรรูปยางธรรมชาติ

จากข้อมูลทางวิชาการยางพารา สถาบันวิจัยยาง กรมวิชาการเกษตร (2542) รายงานว่ารูปแบบและกระบวนการแปรรูปยางดิบนั้นมีหลายวิธีด้วยกันขึ้นกับวัตถุประสงค์และความต้องการการผลิตของโรงงานและตลาด แสดงดังภาพประกอบ 1-1

วัตถุดิบหลักในกระบวนการผลิตน้ำยางข้น คือ น้ำยางสด ที่ได้จากการกรีดยางพารา มีลักษณะเป็นของเหลวข้นคล้ายน้ำมัน มีอนุภาคขนาด 0.05-0.5 ไมครอน โดยปริมาณเนื้อยางแห้งอยู่ในช่วงร้อยละ 25-45 ขึ้นอยู่กับสายพันธุ์ อายุ ฤดูกาล และกรรมวิธีการกรีดยาง เพื่อให้มีคุณภาพที่สม่ำเสมอและเหมาะสมต่อการแปรรูปเป็นผลิตภัณฑ์อื่นๆ รวมทั้งลดค่าใช้จ่ายในการขนย้าย จึงจำเป็นที่ต้องนำน้ำยางสดมาแปรสภาพให้อยู่ในรูปของน้ำยางข้นที่มีปริมาณความเข้มข้นของเนื้อยางแห้งร้อยละ 60 (สมทิพย์ คำนธิ์รวนนิษฐ์ และคณะ, 2545)



ภาพประกอบ 1-1 แผนผังแสดงการแปรรูปยางดิบของไทย

ที่มา : ข้อมูลทางวิชาการยางพารา สถาบันวิจัยยาง กรมวิชาการเกษตร, 2542

1) กระบวนการผลิตน้ำยางข้น (Latex Rubber) หลังจากการรวบรวมน้ำยางธรรมชาติโดยเกษตรกรแล้วน้ำยางสดจะถูกส่งเข้าโรงงาน ผ่านการกรองสิ่งสกปรกออกด้วยตะแกรง และสุ่มตัวอย่างไปตรวจสอบปริมาณเนื้อยางแห้งซึ่งควรต้องไม่ต่ำกว่าร้อยละ 25 จากนั้นรักษาสภาพด้วย สารละลายแอมโมเนีย หรือ สารละลายแอมโมเนียร่วมกับสารช่วยรักษาสภาพน้ำยาง

น้ำยางธรรมชาติที่จะนำมาทำเป็นน้ำยางข้นต้องมีการเติมสารเคมีเพื่อป้องกันน้ำยางจับตัวและการเสียสภาพจากการจับตัวของน้ำยางธรรมชาติภายในระยะเวลาไม่กี่ชั่วโมง ภายหลังจากการกรีดยาง สารเคมีที่ใช้รักษาสภาพน้ำยางแต่ละชนิดจะมีประสิทธิภาพใช้งานแตกต่างกัน การเลือกชนิดของสารเคมีในการรักษาสภาพน้ำยางขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการรักษาสภาพน้ำยางว่าจะนำน้ำยางไปทำเป็นผลิตภัณฑ์ชนิดใดโดยใช้สารละลายแอมโมเนียความเข้มข้นร้อยละ 0.3-0.7 ร่วมกับสารตัวช่วยอื่นได้แก่ ZnO, Zinc Diethyl Dithiocarbamate (ZDC), Sodium Pentachlorophenate, Tetramethyl Thiuram Disulfide และ Boric Acid เป็นต้น ซึ่งสารเหล่านี้จะช่วยป้องกันการเพิ่มของกรดไขมันระเหย ทำให้สามารถยืดระยะเวลาในการเก็บน้ำยางให้นานขึ้น โดยกระบวนการผลิตน้ำยางข้นแสดงดังภาพประกอบ 1-2

น้ำยางธรรมชาติที่ใช้ในกระบวนการผลิตน้ำยางข้นโดยปกติมีปริมาณเนื้อยางแห้งประมาณร้อยละ 25-45 นอกจากนั้นเป็นน้ำและของแข็งที่ไม่ใช่ยางประมาณร้อยละ 5 ดังนั้นในการขนย้ายน้ำยางด้วยวิธีที่เหมาะสมและประหยัด คือการทำให้น้ำยางมีความเข้มข้นเป็นร้อยละ 60 ของเนื้อยางแห้งโดยการแยกน้ำออกบางส่วนซึ่งจะทำให้ผลผลิตมีคุณภาพสม่ำเสมอดีกว่าน้ำยางสด (วารสาร ฌร ไซกุล, 2524) กรรมวิธีการผลิตน้ำยางข้นเชิงการค้ามี 4 วิธี คือ 1) วิธีการระเหยน้ำ (Evaporation) 2) วิธีการทำให้เกิดครีม (Creaming) 3) วิธีการแยกด้วยไฟฟ้า (Electrodecantation) และ 4) วิธีการปั่น (Centrifugation) การผลิตน้ำยางข้นด้วยวิธีการปั่นเป็นที่นิยมใช้ในอุตสาหกรรมมากที่สุด โดยจะใช้เครื่องปั่นความเร็วสูงหรือที่เรียกว่ากระบวนการเซนติฟิวจ์ (Centrifuge) เพื่อแยกน้ำและสารอื่นที่อยู่ในน้ำยางออกไป น้ำที่ของเครื่องเซนติฟิวจ์คือการแยกอนุภาคเนื้อยางที่เป็นสารแขวนลอยและส่วนที่เป็นซีรัมออกจากกันให้มากที่สุด และส่วนที่ถูกแยกออกมาจะเรียกว่าหางน้ำยาง ซึ่งยังมีส่วนประกอบของอนุภาคยางประมาณร้อยละ 5

2) กระบวนการผลิตยางแท่ง (Block Rubber) ในโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นหลายแห่งมีการผลิตยางแท่งจากน้ำยางสดที่รับเข้ามาด้วยเป็นประเภทยาง STR 5L โดยขั้นตอนการผลิตยางแท่งเริ่มจากการรวบรวมน้ำยางสดลงในถังทำการกรอง จากนั้นทำให้น้ำยางจับตัวโดยใช้กรดฟอร์มิค เมื่อได้ยางที่จับตัวกันแล้วนำไปผ่านเครื่องตัด ขณะที่ยางผ่านเครื่องตัดมีการฉีดน้ำเพื่อชะล้างสิ่งสกปรก จากนั้นเข้าเครื่องเครฟเพื่อรีดยางออกเป็นแผ่น และขณะรีดยางจะถูกฉีดน้ำเพื่อ

ชะล้างสิ่งสกปรก แล้วนำเข้าเครื่องตัดย่อยเป็นชิ้นเล็กอย่างรวดเร็ว นำไปอบจนแห้ง ชั่งน้ำหนัก และอัดแท่ง สัดส่วนในการผลิตยางประเภทนี้ของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้น โดยทั่วไปจะไม่สูงเทียบกับผลผลิตน้ำยางข้น

3) การผลิตยางโดยใช้หางน้ำยาง (Skim Crape) หางน้ำยางที่เกิดจากกระบวนการผลิตน้ำยางข้นจะถูกนำมารวบรวมเข้าด้วยกันจากนั้นจะทำการเติมกรดซัลฟูริก ซึ่งเป็นสารเคมีที่ทำให้น้ำยางจับตัวแล้วทำการตัด ล้าง อบ และอัดแท่ง เป็นแท่งสกิม หรือ Skim Crape

1.2.2 น้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้น

น้ำเสียที่เกิดขึ้นจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นส่วนใหญ่เกิดจากกระบวนการต่างๆ ดังนี้ การล้างเครื่องปั่น การล้างบ่อพัก การล้างพื้น รวมถึงการล้างถังและภาชนะบรรจุน้ำยาง โดยน้ำเสียเหล่านี้จะมีสิ่งเจือปนต่างๆ ซึ่งมาจากเศษยางและสารเคมีที่ใช้ในกระบวนการผลิต นอกจากนี้พบว่า ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นในโรงงานแต่ละแห่งจะแตกต่างกันขึ้นกับกำลังการผลิต วิธีการผลิต และลักษณะพฤติกรรมการใช้ น้ำของแต่ละโรงงาน โดยส่วนใหญ่พบว่าน้ำทิ้งจากการบำบัดของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นส่วนหนึ่งยังมีค่าเกินค่ามาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรม ดังนั้นโรงงานหลายแห่งจึงมีการนำน้ำทิ้งเหล่านั้นกลับมาใช้ในกระบวนการผลิตเพื่อลดปริมาณการใช้น้ำ อย่างไรก็ตาม โรงงานทุกแห่งยังจำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียให้มีคุณภาพดีระดับหนึ่งก่อนนำกลับมาใช้ได้ หรือหากจะปล่อยสู่แหล่งน้ำสาธารณะก็จะต้องมีการบำบัดอย่างสมบูรณ์

ปัญหาที่เกิดขึ้นกับโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้น คือ กลิ่นเหม็นและน้ำเสีย ซึ่งมีสิ่งเจือปนต่างๆ อาทิ สารเคมีที่ใช้ในการผลิต โดยเฉพาะอย่างยิ่งมีค่าพีเอชต่ำ และปริมาณของแข็งรวมสูง เนื่องจากส่วนประกอบต่างๆ ทั้งหมดของน้ำยางพารา นอกจากเนื้อยางที่แยกไปแล้ว ส่วนใหญ่จะสะสมรวมตัวกันอยู่ในน้ำทิ้งที่ออกจากกระบวนการผลิต (ธีระยศ วิทิตสุวรรณ, 2538) จากการศึกษาของจรรยา อินทมณี (2540) พบว่าน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิมของโรงงานน้ำยางข้น มีค่า BOD₅ ประมาณ 6,533-14,566 มก./ล. และค่า COD ประมาณ 25,000-35,000 มก./ล. และน้ำเสียที่เกิดจากการผลิตของโรงงานน้ำยางข้นมีค่าไนโตรเจนในรูป TKN ก่อนข้างสูง เฉลี่ยประมาณ 889 มก./ล. โดยมีไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียไนโตรเจนสูงสุดเฉลี่ยเท่ากับ 578 มก./ล. (อาภรณ์ รักเกิด, 2542) นอกจากนี้จากการรายงานของ พัฒนวรรณ วิทยกุล (2544) พบว่าน้ำเสียของโรงงานน้ำยางข้นมีปริมาณซัลเฟต เฉลี่ยสูงสุดเท่ากับ 1,814 มก./ล. ปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยสูงสุดเท่ากับ 8.19 มก./ล. และมีปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์เฉลี่ยสูงสุดเท่ากับ 1.05 มก./ล. ตามลำดับ

1.2.3 ระบบน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้น

การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้น ส่วนใหญ่เป็นกระบวนการบำบัดโดยวิธีชีววิทยา ซึ่งเหมาะสมกับน้ำเสียมีสิ่งสกปรกจำพวกสารอินทรีย์อยู่เป็นปริมาณมาก ดังนั้นหากต้องการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางข้นได้อย่างมีประสิทธิภาพจึงจำเป็นต้องใช้เทคโนโลยีในการบำบัดที่หลากหลายร่วมกัน เพื่อให้มีน้ำทิ้งมีคุณสมบัติเป็นไปตามประกาศของกระทรวงอุตสาหกรรม ซึ่งกระบวนการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นมีอยู่หลายวิธีด้วยกัน

จากรายงานของ สมทิพย์ คำนธีระวนิชย์ และคณะ (2545) กล่าวว่า โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น ในภาคใต้สามารถแบ่งกลุ่มประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียได้เป็น 3 กลุ่มด้วยกัน คือ

1.2.3.1 กลุ่มที่มีการใช้บ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) โดยมีบ่อไร้อากาศ บ่อกึ่งมีอากาศ และบ่อมีอากาศ

1.2.3.2 กลุ่มที่มีการใช้บ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) ร่วมกับบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon)

1.2.3.3 กลุ่มที่มีการใช้ระบบบำบัดที่เป็นเทคโนโลยีขั้นสูง ได้แก่ การใช้ระบบ แอคติเวทเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge; AS), ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket; UASB) หรือการใช้วิธี Land Application

1.2.4 ทฤษฎีและหลักการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสีย คือการแยกหรือกำจัด ทำลายสิ่งสกปรกต่างๆ ที่อยู่ใน น้ำทิ้งให้มีปริมาณลดลงจนอยู่ในระดับที่ไม่ก่อให้เกิดปัญหามลพิษในแหล่งน้ำที่รองรับน้ำทิ้งนั้น สิ่งสกปรกต่างๆ ในน้ำเสียประกอบด้วยสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ในรูปของแข็งและสารละลาย ดังนั้นกระบวนการบำบัด (Unit Process) โดยทั่วไปจึงประกอบด้วย หลายกระบวนการมารวมกัน แต่ละกระบวนการย่อยจะกำจัดมลสารต่างชนิดกัน โดยกระบวนการบำบัดเหล่านั้นสามารถแบ่ง ออกได้เป็น 4 ประเภท คือ

1.2.4.1 กระบวนการทางฟิสิกส์ (Physical Process)

ใช้ในการกำจัดของแข็งที่ไม่ละลายน้ำ เช่นการคัดด้วยตะแกรง (Screening) การกวาด (Skimming) การทำให้ลอย (Flotation) การตกตะกอน (Sedimentation) การกรอง (Filtration) และการแยกด้วยการเหวี่ยง (Centrifuge)

1.2.4.2 กระบวนการทางเคมี (Chemical Process)

ใช้ในการกำจัดสารประกอบต่างๆ ส่วนมากเป็นสารอนินทรีย์ที่ละลายในน้ำทิ้ง ได้แก่ การทำให้เป็นกลาง (Neutralization) การทำให้เกิดตะกอน (Precipitation) การออกซิไดซ์และรีดิวซ์ (Oxidation-Reduction) และการช่วยจับอนุภาค (Chemical Coagulation)

1.2.4.3 กระบวนการทางฟิสิกส์เคมี (Physical-Chemical Process)

ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำทิ้ง ได้แก่ การดูดซึม (Adsorption) การแลกเปลี่ยนประจุ (Ion Exchange)

1.2.4.4 กระบวนการทางชีววิทยา (Biological Process)

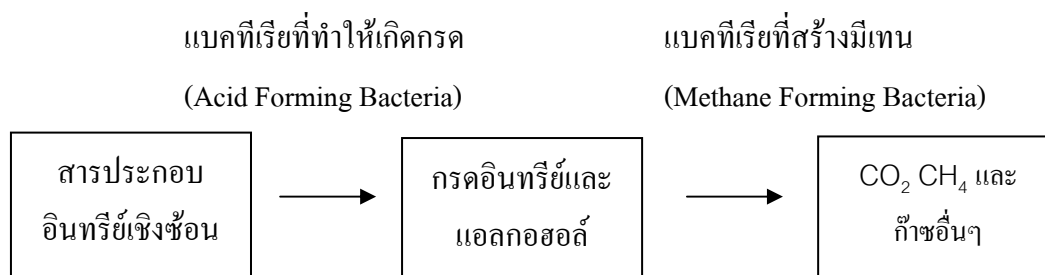
ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่ จุลินทรีย์สามารถย่อยสลายหรือแปรสภาพได้ แบ่งเป็น 2 ประเภท คือ

1) กระบวนการกำจัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Process) เป็นระบบที่ใช้ จุลินทรีย์ชนิดที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบนี้มีหลายรูปแบบแตกต่างกันไป ตัวอย่างการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน ได้แก่ Oxidation Pond, Aerated Lagoon, Activated Sludge, Trickling Filter, และ Biological Disc Filter

2) กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Process) เป็นระบบที่ใช้ จุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายมลสาร ระบบนี้จะช่วยประหยัดพลังงานเพราะไม่ต้องการเติมอากาศ จึงเป็นระบบที่เริ่มนิยมแพร่หลายมากขึ้นเรื่อย ๆ และยังมีผลพลอยได้ที่เกิดขึ้นจากระบบนี้คือ เกิดก๊าซมีเทนซึ่งเป็นพลังงานเชื้อเพลิงทดแทน กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีหลายแบบ ได้แก่ ระบบ Anaerobic Lagoon, Anaerobic Digester, Anaerobic Contactor, Anaerobic Filter, และ UASB

1.2.5 ทฤษฎีการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน

สภาพแวดล้อมแบบไร้อากาศ หมายถึง สภาพแวดล้อมที่มีออกซิเจนละลายในน้ำ น้อยมาก จนไม่เพียงพอสำหรับการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจน ในสภาวะเช่นนี้สารตัวสุดท้ายที่รับอิเล็กตรอนจะเป็นสารอื่นที่ไม่ใช้ออกซิเจนถ้าสารที่มารับอิเล็กตรอนเป็นสารอินทรีย์จะเรียกกระบวนการนี้ว่าเฟอร์เมนเตชัน (Fermentation) แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอนินทรีย์ กระบวนการนี้เรียกว่าการหายใจแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Respiration) (มันติน ตันกุลเวศน์, 2525) การหมักแบบไร้อากาศเป็นวิธีการที่ให้ผลดีกับการบำบัดสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูง ซึ่งสารอินทรีย์เหล่านี้จะถูกเปลี่ยนให้เป็นคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทน ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไร้อากาศสามารถแบ่งได้ 2 ส่วนใหญ่ๆ คือ Non-Methanogenic Phase และ Methanogenic Phase ซึ่งการสร้างมีเทนจะอยู่ใน Methanogenic Phase โดยกระบวนการทำงานของระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะประกอบด้วยปฏิกิริยาชีวเคมีสองขั้นตอนหลัก ดังภาพประกอบ



ภาพประกอบ 1-3 กระบวนการทำงานของระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

หลักการของระบบนี้ คือ จุลินทรีย์ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีโมเลกุลใหญ่ ๆ ไปเป็นสารที่มีโมเลกุลเล็กลงเรื่อยๆ โดยอาศัยปฏิกิริยาชีวเคมี ซึ่งแบ่งเป็น 3 ขั้นตอนดังนี้ (เพชรพร เซาวกิจเจริญ, 2538)

1.2.5.1 กระบวนการย่อยสลาย (Hydrolysis)

ในขั้นตอนนี้สารประกอบอินทรีย์ประเภทที่ซับซ้อนและไม่ละลายน้ำ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีนและไขมัน จะถูกทำให้ละลายน้ำโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส กลุ่มจุลินทรีย์ที่ดำเนินปฏิกิริยานี้มีชื่อว่า Hydrolytic Bacteria ซึ่งเอนไซม์ที่ขับออกจากเซลล์ของแบคทีเรียเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะได้สารประกอบอินทรีย์ที่ไม่ซับซ้อนและละลายน้ำได้ เช่น น้ำตาลกลูโคส กรดอะมิโน กรดไขมัน

นอกจากนี้กระบวนการย่อยสลายนี้อาจเกิดจากจุลินทรีย์ประเภท Fermentative Bacteria ก็ได้ ซึ่งจะทำให้เกิดสารประกอบพวก แอลกอฮอล์ กรดอินทรีย์ ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น ในกระบวนการนี้เป็นเพียงการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ที่ซับซ้อนไปเป็นสารประกอบอินทรีย์อย่างง่าย

1.2.5.2 กระบวนการสร้างกรด (Acid Formation หรือ Acidogenesis)

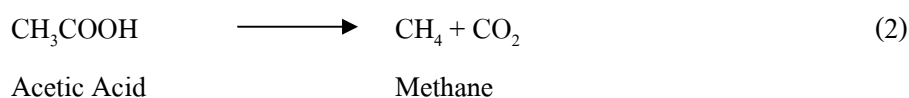
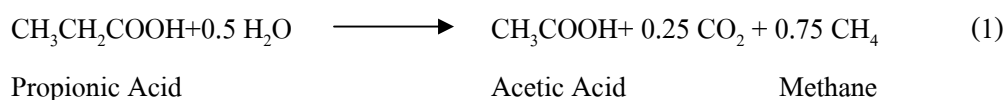
สารประกอบอินทรีย์ซึ่งเกิดจากขั้นตอน Hydrolysis จะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียประเภทที่ดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งที่มีออกซิเจนและไม่มีออกซิเจนอิสระ (Facultative Bacteria) ซึ่งมีหลายชนิดด้วยกันแต่ที่สำคัญ ๆ คือ Acid Bacteria และ Acetogenesis Bacteria จุลินทรีย์เหล่านี้จะเปลี่ยนน้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมัน ให้เป็นกรดอินทรีย์ซึ่งส่วนใหญ่เป็นกรดระเหยง่าย (Volatile Acid) ที่มีคาร์บอนไม่เกิน 5 อะตอม เช่น กรดอะซิติก (Acetic Acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic Acid) กรดบิวไทริก (Butyric Acid) กรดอะซิติกเป็นกรดที่พบมากที่สุดในกระบวนการหมักคิดเป็นร้อยละ 72 ซึ่งเป็นกรดไขมันที่สามารถเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซมีเทนได้มากที่สุด ในขณะที่

ที่กรดโพรพิโอนิกและกรดไขมันสายยาวจะถูกย่อยสลายต่อ โดยโฮโมอะซิโตจีนิกแบคทีเรีย (Homoacetogenic Bacteria) เป็น กรดอะซิติก ฟอर्मेट ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งสารกลุ่มนี้จัดเป็นสารกลุ่มตัวกลางในการเปลี่ยนรูปไปเป็นมีเทนเช่นกัน แบคทีเรียในกระบวนการ Hydrolysis และกระบวนการ Acid Fermentation จัดเป็นพวกเดียวกันเรียกว่า Non-Methanogenic Bacteria ซึ่งเจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 4.0-6.5 ที่อุณหภูมิประมาณ 32-35 องศาเซลเซียส ซึ่งชนิดและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ รวมถึงสภาพแวดล้อมของปฏิกิริยาจะเป็นปัจจัยที่กำหนดชนิดของแบคทีเรีย

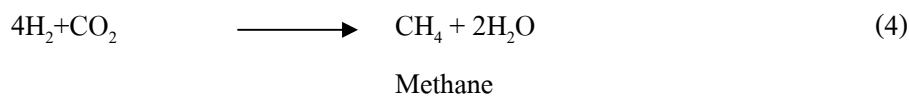
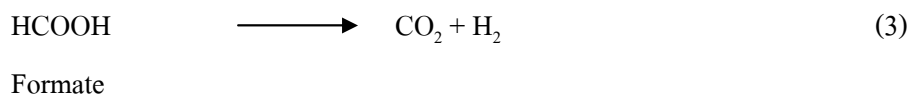
1.2.5.3 กระบวนการสร้างมีเทน (Methane Formation หรือ Methanogenesis)

สำหรับขั้นตอนนี้จะเป็นการย่อยสลายกรดอินทรีย์ที่ได้จากกระบวนการ Acid Formation ให้เปลี่ยนเป็นก๊าซ CH_4 และ CO_2 ซึ่งเป็นก๊าซหลัก โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogenic Bacteria จุลินทรีย์กลุ่มนี้สามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 6.8-7.2 และที่อุณหภูมิประมาณ 32 องศาเซลเซียส รวมถึงดำรงชีวิตได้ในสภาวะไร้ออกซิเจนเท่านั้น (Obligate Anaerobic Bacteria) และมีความทนทานต่อสภาวะแวดล้อมน้อยกว่าพวกแรกมาก ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้จะขึ้นอยู่กับปริมาณของกรดอะซิติก แบคทีเรียกลุ่มนี้จะเปลี่ยนกรดอะซิติกและไฮโดรเจนเป็นก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยวิถีการสร้างก๊าซมีเทนของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศสามารถแบ่งได้เป็นสองวิถีทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสารตัวกลางที่มีอยู่ในระบบ (Gray, 1981)

1) การสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก ปฏิกิริยานี้อาศัยแบคทีเรียในการเปลี่ยนรูปกรดโพรพิโอนิกเป็นกรดอะซิติก โดยที่กรดอะซิติกที่เกิดขึ้นสามารถเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซมีเทนได้ประมาณร้อยละ 72 ส่วนที่เหลือเกิดจากปฏิกิริยาระหว่าง CO_2 และ H_2 ดังสมการ 1 และ 2



2) การสร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน ฟอर्मेटจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจนแล้วเปลี่ยนรูปต่อเป็นก๊าซมีเทนอีกประมาณร้อยละ 28



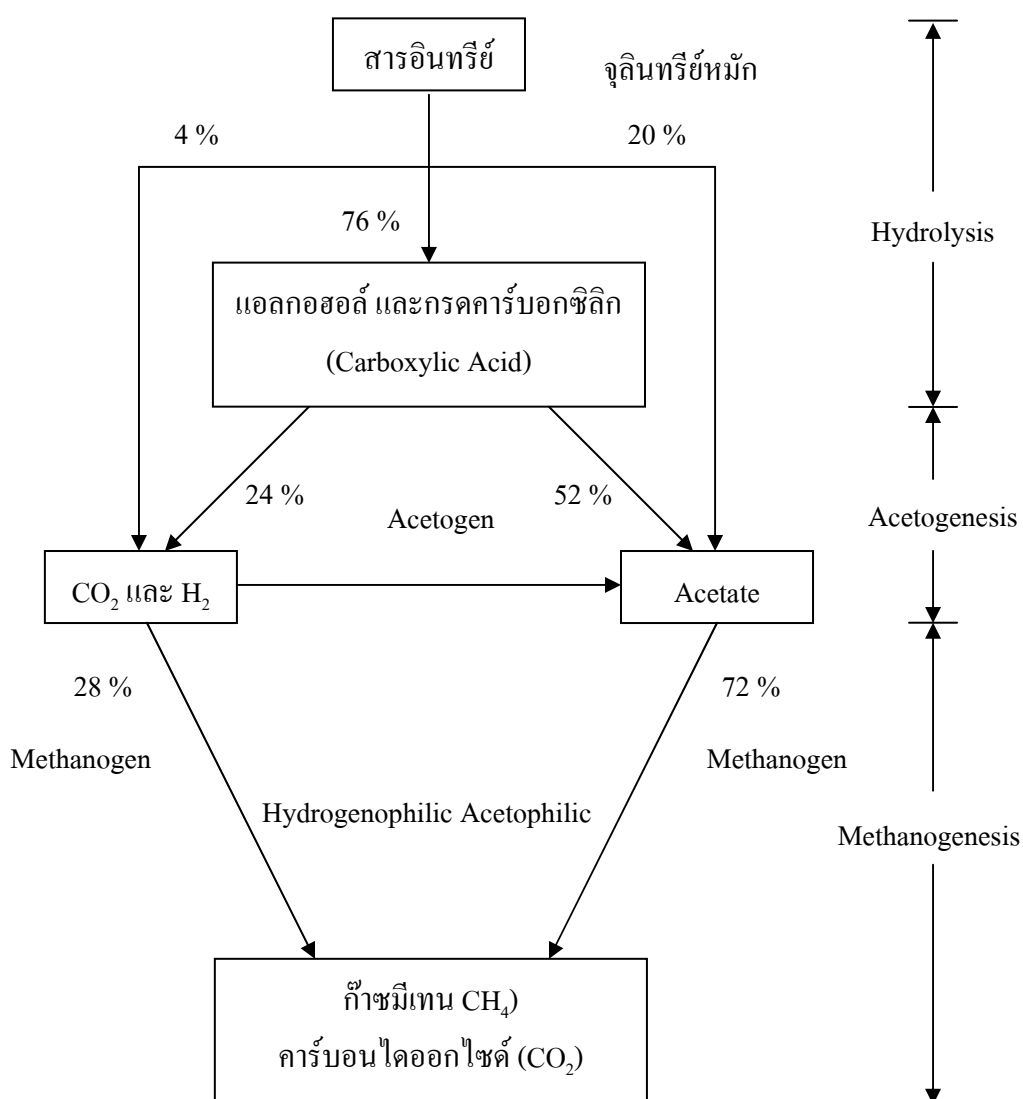
ซึ่งกระบวนการดังกล่าวข้างต้นทั้ง 3 ขั้นตอนมีกลุ่มจุลินทรีย์ สารตั้งต้นในการย่อยสลาย และผลผลิตสุดท้าย ดังแสดงในตาราง 1-2 และภาพประกอบ 1-4

ตาราง 1-2 ขั้นตอนการเกิดผลผลิตจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

ขั้นตอน	แบคทีเรีย	สารอาหารที่ใช้	ผลผลิตสุดท้าย
1. การย่อยสลาย	Hydrolytic bacteria	- คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrate) - โปรตีน (Protein) - ไขมัน (ไขมัน)	- น้ำตาลกลูโคส (Glucose) - กรดอะมิโน (Amino acid) - กรดไขมัน (Fatty Acid)
2. การสร้างกรด	แบคทีเรียสร้างกรด (Acid Forming Bacteria)	- คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrate) - กรดอะมิโน (Amino Acid)	- Butyric Acid - Propionic Acid
3. การสร้างมีเทน	Acetoclastic Bacteria	- กรดอะซิติก (Acetic Acid)	- มีเทน (CH ₄) - คาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂)
	แบคทีเรียมีเทน (Methanogenic Bacteria)	- ไฮโดรเจน (Hydrogen) - คาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂)	- มีเทน (CH ₄)

ที่มา : ดัดแปลงจาก เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์ (2543)

ส่วนความสัมพันธ์ระหว่าง Non-Methanogenic Bacteria และ Methanogenic Bacteria นั้น Non-Methanogenic Bacteria จะช่วยปรับสภาพแวดล้อมให้เหมาะต่อ Methanogenic Bacteria โดยเฉพาะพวก Acid Forming Bacteria ซึ่งช่วยลดปริมาณออกซิเจนในระบบเพราะขณะที่มีการผลิตกรดอินทรีย์จุลินทรีย์จะดึงออกซิเจนที่มีในระบบออกไปใช้ด้วยทำให้สถานะในระบบหมักเป็นสถานะที่ไร้ออกซิเจนมากขึ้น ในทำนองเดียวกัน Methanogenic Bacteria ทำหน้าที่เป็นตัวดึงไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นในการผลิตมีเทนทำให้ปริมาณไฮโดรเจนต่ำลง เพราะถ้ามีไฮโดรเจนมากเกินไปจะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของ Acid Forming Bacteria และอาจทำให้จุลินทรีย์ตายด้วย



ภาพประกอบ 1-4 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสถานะออกซิเจน
ที่มา : กัลยา ศรีสุวรรณ (2545)

ในภาพรวมแล้วสามารถสรุปข้อดีและข้อด้อยของกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้ดังแสดงในตาราง 1-3

ตาราง 1-3 ข้อดีและข้อด้อยของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

ข้อดี	ข้อเสีย
1. สามารถรับภาระสารอินทรีย์ที่สูงได้ดี	1. คุณภาพน้ำทิ้งที่ได้ส่วนใหญ่ไม่ได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งของกรมโรงงานอุตสาหกรรม จึงจำเป็นต้องมีการบำบัดด้วยระบบอื่นต่ออีกจึงจะได้น้ำทิ้งที่มีคุณภาพดี
2. ปริมาณสลัดจ์ที่จะต้องนำไปบำบัดน้อย	2. การควบคุมระบบให้มีความเหมาะสมค่อนข้างยุ่งยาก
3. ระบบไม่ต้องการสารอาหารมาก	3. ประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำ แต่ใช้เวลาในการบำบัดนาน
4. ใช้พลังงานน้อยและเกิดก๊าซมีเทนซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นพลังงานเชื้อเพลิงได้	4. เกิดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งทำให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์ (2543)

1.2.6 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

1.2.6.1 อุณหภูมิ (Temperature)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการไร้อากาศนั้น อุณหภูมิที่เหมาะสมมีอยู่ 2 ช่วง คือช่วงการทำงานของ มีโซฟิลิแบคทีเรีย (Mesophilic Bacteria) มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 30-40 องศาเซลเซียส และช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิแบคทีเรีย (Thermophilic Bacteria) ซึ่งมีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 45-55 องศาเซลเซียส โดยอุณหภูมิมีผลต่อการทำงานของแบคทีเรีย โดยหากมีการลดหรือเพิ่มอุณหภูมิเพียง 2-3 องศาเซลเซียสจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงก๊าซมีเทนเป็นอย่างมาก

การใช้ระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียนั้นสามารถใช้ได้ทั้งในช่วงอุณหภูมิ Mesophilic และ Thermophilic Rintala and Lepisto (1997) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแปรรูปผักตามฤดูกาล โดยใช้ถังหมัก UASB ในช่วง Themophilic (55 องศาเซลเซียส) ในระดับ Pilot Scale โดยถึงปฏิกิริยามีปริมาตรใช้งานขนาด 0.7 ลบ.ม. ผลการทดลองพบว่าระบบสามารถบำบัด TCOD ได้มากกว่าร้อยละ 80 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 4.0 กก. ซีไอดี/ลบ.ม./วัน ส่วน

Harada *et al.*, (1996) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเครื่องดื่มที่เป็นแอลกอฮอล์ โดยใช้ถังหมัก UASB ในช่วง Thermophilic (55 องศาเซลเซียส) ถึงปฏิบัติการมีปริมาตรใช้งานขนาด 140 ลิตร ผลการทดลองพบว่าระบบสามารถบำบัด TCOD และ BOD₅ ได้ร้อยละ 39-67 และมากกว่า 80 ตามลำดับ ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 19 กก. ซีโอดี/ลบ.ม./วัน อย่างไรก็ตามในช่วงของ Thermophilic ระบบ UASB มักให้ก๊าซมีเทนปริมาณน้อยกว่าช่วง Mesophilic ประมาณร้อยละ 3-4 มีการเปรียบเทียบการทำงานของถังปฏิกรณ์ UASB ระหว่างในช่วง Mesophilic (35 องศาเซลเซียส) กับ Thermophilic (50 องศาเซลเซียส) พบว่า การทำงานที่ Mesophilic ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงกว่า 18 กก.ซีโอดี/ล./วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD, BOD และปริมาณของแข็งแขวนลอย ได้ดีกว่าช่วงอุณหภูมิ Thermophilic (Schwartz, L.J., De Baere, L.A and Lanz, R.W., 1982 อ้างถึงใน มรกต ตันติเจริญและคณะ, 2533)

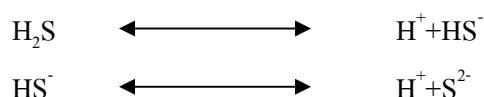
1.2.6.2 พีเอช (pH)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศส่วนใหญ่มักจะประสบปัญหาในการควบคุมค่าพีเอช เนื่องจากแบคทีเรียในระบบบำบัดต้องการช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตที่แตกต่างกัน โดยแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรดจะย่อยสลายสารอินทรีย์และผลิตกรดอะซิติกรวมทั้งกรดไขมันอื่นๆ ทำให้ค่าพีเอชของน้ำเสียน้อยลง หากค่าพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.6 จะส่งผลให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่าปกติและเกิดปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ นอกจากนี้ยังก่อให้เกิดตะกอนลอยและฝ้าขึ้นในระบบ แต่เมื่อพีเอชมีค่าสูงกว่า 7.6 จะส่งผลต่อแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทน โดยส่งผลให้กระบวนการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มนี้ช้าลงและกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์หยุดทำงาน ค่าพีเอชเป็นตัวบ่งชี้สภาวะภายในของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ค่าพีเอชที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 6.7-7.4 ซึ่งเหมาะต่อการทำงานของแบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทน (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2542)

McCarty and Jewell (1989) ได้ศึกษาผลของพีเอชที่เพิ่มขึ้นกับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในถังหมักไร้อากาศ พบว่าถังหมักที่มีการปรับพีเอชจาก 6.7 เป็น 8.2 จะเกิดปริมาณก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ลดลงสูงถึงร้อยละ 96 (สมทิพย์ และคณะ, 2541) นอกจากนี้ Oleskiewicz และคณะ (1989) ได้ศึกษาถึงผลของพีเอชในถังหมักไร้อากาศพบว่าการควบคุมพีเอชให้สูงขึ้นจากเดิม 6.5-7.5 เป็น 7.7-7.9 จะสามารถยับยั้งไฮโดรเจนซัลไฟด์ในรูปแบบที่ไม่แตกตัว (H₂S) ได้ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Len, *et al.* (1998) ทำการศึกษาโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ปรับพีเอชน้ำเสียเท่ากับ ระดับพีเอช เท่ากับ 7.5 และ 8.0 พบว่า มีประสิทธิภาพในการลด

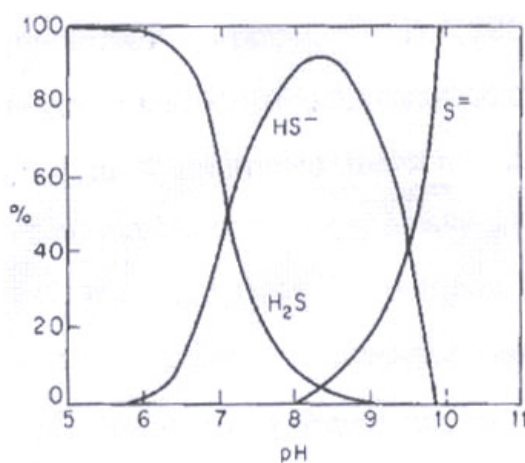
ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) อยู่ในรูปของ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ไอออน (HS^-) และซัลไฟด์ไอออน (S^{2-}) ได้ดีรวมถึงประสิทธิภาพในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) เพิ่มขึ้น

จากการศึกษาพบว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่สามารถละลายน้ำได้โดยความสามารถในการละลายน้ำนั้นขึ้นอยู่กับค่าพีเอชของน้ำ ปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นนั้นจะเปลี่ยนแปลงตามสมดุลเคมี ซึ่งมีขั้นตอนการแตกตัวดังนี้



ในสภาพที่พีเอชสูงซัลไฟด์จะอยู่ในรูป S^{2-} ในสภาพที่เป็นกลางส่วนมากจะอยู่ในรูป HS^- และที่พีเอชเป็นกรดจะอยู่ในรูป H_2S เป็นส่วนใหญ่ แสดงคังภาพประกอบ 1-5 คุณสมบัติของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เมื่ออยู่ในรูปที่ไม่แตกตัว เช่น H_2S นั้นจะมีกลิ่นเหม็นและหากสิ่งมีชีวิตได้รับหรือสูดดมเข้าไปในปริมาณสูงจะเป็นอันตราย แต่ถ้าอยู่ในรูปที่แตกตัวเช่น HS^- และ S^{2-} จะไม่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต (สิริ ทุกข์วินาท, 2528)

ซึ่งในการควบคุมพีเอชของน้ำเสียจำเป็นต้องมีการปรับสภาพน้ำเสีย โดยอาศัยวิธีการทางเคมี โดยทั่วไปสารเคมีที่นิยมใช้ในการปรับพีเอชให้มีค่าเพิ่มสูงขึ้นได้แก่ ปูนขาว ($Ca(OH)_2$) โซเดียมไฮดรอกไซด์ ($NaOH$) และ โซดาแอช (Na_2CO_3) ปัจจัยที่สำคัญในการเลือกสารปรับพีเอช ขึ้นอยู่กับราคา อัตราการเกิดปฏิกิริยา วิธีการเก็บรักษา และผลผลิตสุดท้าย



ภาพประกอบ 1-5 ผลของพีเอชต่อรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S)

ที่มา: Sawyer *et al.* (1994)

โดยงานวิจัยครั้งนี้ใช้ปูนขาว ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) เป็นวัสดุในการปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัด เนื่องจากเป็นสารเคมีที่โรงงานอุตสาหกรรมส่วนใหญ่นิยมใช้ในการปรับค่าพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัด และนอกจากนี้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ เป็นวัสดุที่มีราคาถูกเมื่อเปรียบเทียบกับวัสดุปรับพีเอชชนิดอื่น หาง่ายมีจำหน่ายทั่วไปในท้องตลาด โดยทั่วไปแล้วปูนคือสารประกอบออกไซด์และคาบอร์เนตของแคลเซียม และแมกนีเซียม ใช้ปรับหรือลดความเป็นกรด โดยชนิดของปูนสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท ได้แก่

- 1) พวกออกไซด์ (Oxide) ได้แก่ สารประกอบจำพวกแคลเซียมออกไซด์ (CaO) และแมกนีเซียมออกไซด์ (MgO)
- 2) พวกคาร์บอเนต (Carbonate) คือ หินปูน (CaCO_3) และหินโดโลไมต์ ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) ซึ่งได้มาจากภูเขาหินปูนที่มีทั่วไปในประเทศไทย
- 3) พวกไฮดรอกไซด์ (Hydroxide) ได้แก่ แคลเซียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) และแมกนีเซียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) ซึ่งเรียกว่าปูนขาว (Slaked Lime)

โดยในงานวิจัยครั้งนี้ใช้ปูนในกลุ่มของสารประกอบพวกไฮดรอกไซด์ ได้แก่ แคลเซียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) หรือที่เรียกกันทั่วไปว่าปูนขาว ซึ่งเป็นวัสดุที่เกิดจากการเผาหินปูน (แคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3)) และใช้ความร้อนสูงในการเผา จนกระทั่งได้เป็นปูนสุก (แคลเซียมออกไซด์ CaO หรือ Lime) เมื่อเย็นตัวลงแล้วพรมน้ำให้ชุ่ม ปูนสุกจะทำปฏิกิริยากับน้ำได้เป็น แคลเซียมไฮดรอกไซด์ ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) ส่วนที่เป็นผงแห้งได้เป็นปูนขาว แสดงดังภาพประกอบ 1-6 และส่วนที่เป็นสารแขวนลอยคือ น้ำปูนใส (Milk of Lime)



ภาพประกอบ 1-6 ปูนขาว

นอกจากชนิดของปูนที่สามารถนำมาใช้ในการปรับค่าความเป็นกรดต่างกล่าวมาแล้วข้างต้น ยังมีวัสดุอื่นอีกที่มีคุณสมบัติสามารถนำมาใช้ในการปรับค่าความเป็นกรดต่างได้ ซึ่งในงานวิจัยนี้ นำเถ้าไม้ยางพารา (Ash) มาใช้ในการปรับค่าความเป็นกรดต่างของน้ำเสียโรงงาน น้ำยางขึ้นก่อนที่เข้าระบบบำบัด ซึ่งเถ้าไม้ยางพารา (Ash) นั้นเป็นกากของเสียอุตสาหกรรมที่มีปริมาณมากในพื้นที่ โดยพบมากในโรงงานที่ใช้เถ้าไม้ยางพาราเป็นเชื้อเพลิงสำหรับให้พลังงานความร้อน เช่น โรงอบโรงรมยาง โรงงานถลุงมีเอียง และ โรงงานปลาป่น เป็นต้น ซึ่งเถ้าไม้ยางพารานั้นมีลักษณะเป็นผงละเอียดสีน้ำตาลคล้ายดิน (ภาพประกอบ 1-7) เมื่อนำเถ้าไม้ยางพารามาวิเคราะห์พบว่า มีองค์ประกอบของ แคลเซียมออกไซด์ (CaO) สูงถึงร้อยละ 59.52 (ตาราง 1-4) คุณสมบัติของ CaO นั้นเมื่อละลายน้ำทำให้น้ำมีสภาพด่างเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งเมื่อพิจารณาคุณสมบัติดังกล่าวของเถ้าไม้ยางพารา อาจะนำมาใช้ทดแทนวัสดุหรือสารเคมีที่นำมาใช้ในการปรับพีเอชของน้ำเสีย เพื่อให้มีค่าพีเอชที่เหมาะสมก่อนเข้าระบบบำบัดของโรงงานได้

จากการศึกษาของ พนาลี ชีวภิกขการ และคณะ (2548) ในการบำบัดซัลเฟตของน้ำเสียโรงงานน้ำยางขึ้น โดยใช้เถ้าลอยเตาเผาขยะ (Fly Ash) ของจังหวัดภูเก็ต เถ้าจากเถ้าไม้ยางพารา (Ash) และ ปูนขาว ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) มาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต พบว่า เถ้าไม้ยางพารามีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตสูงสุด นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีทั้งหมดของน้ำเสีย พบว่า น้ำเสียปรับ พีเอชโดยใช้เถ้าลอยเตาเผาขยะ เถ้าจากเถ้าไม้ยางพารา (Ash) และ ปูนขาว ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) สามารถบำบัดซีโอดีทั้งหมดได้เท่ากับร้อยละ 5, 15 และ 13 ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเถ้าจากเถ้าไม้ยางพารา มีประสิทธิภาพทั้งในการบำบัดซัลเฟตและซีโอดีทั้งหมดได้ดีที่สุด



ภาพประกอบ 1-7 เถ้าไม้ยางพารา

ตาราง 1-4 องค์ประกอบแก้วไม้อย่างพารา

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (เปอร์เซ็นต์)
Na ₂ O	0.17
MgO	7.49
Al ₂ O ₃	1.27
SiO ₂	6.12
SO ₃	3.08
K ₂ O	11.66
CaO	59.52
Fe ₂ O ₃	5.20

ที่มา: พนาลี ชีวศึกษการ และคณะ, 2548

1.2.6.3 สภาพด่าง (Alkalinity)

เป็นค่าที่แสดงความสามารถของน้ำในการรับอนุภาคโปรตรอน (Proton) ซึ่งมีหน่วยเป็น มก./ล. ของ CaCO₃ สภาพด่างเป็นตัวบ่งชี้ความมีเสถียรภาพของระบบ โดยถ้าระบบมีค่านี้สูงแสดงว่าระบบมีความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์สูงสามารถรักษาระดับ pH ของระบบให้คงตัวได้นาน และไม่เกิดการแปรปรวนของระดับ pH ได้ง่ายเมื่อมีการสะสมและเพิ่มปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบ ระบบที่มีสภาพด่างต่ำจะทำให้ระดับ pH ในระบบลดลงซึ่งส่งผลต่อจุลินทรีย์กลุ่มที่ผลิตมีเทนไม่สามารถทำงานได้และประสิทธิภาพของจุลินทรีย์กลุ่มนี้ลดลง

สภาพด่างที่มีความเหมาะสมสำหรับระบบบำบัดไร้อากาศควรมีค่าประมาณ 1,000-5,000 มก./ล. ของ CaCO₃ (McCalf and Eddy, 2004) ค่าเสถียรภาพของระบบหมักอาจดูได้จากอัตราส่วนความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายต่อระดับความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (VFA:HCO₃) หากอัตราส่วนนี้มีค่าน้อยกว่า 0.4 จัดว่าระบบยังมีความจุบัฟเฟอร์สูงและแสดงถึงเสถียรภาพของระบบหมักที่ดี แต่ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบมีความจุบัฟเฟอร์ต่ำและระดับ pH จะลดลงอย่างรวดเร็วหากมีการเพิ่มขึ้นของกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบเพียงเล็กน้อย (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2542)

1.2.6.4 กรดระเหยง่าย (Volatile Acid)

กรดระเหยง่ายในระบบบำบัดไร้อากาศโดยส่วนใหญ่จะเป็นกรดอะซิติก กรดบิวเทริก กรดโพรพิโอนิก กรดฟอร์มิก เป็นต้น เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะ

ไร้อากาศ กรดระเหยง่ายเป็นสารอาหารที่มีความจำเป็นเพื่อใช้ในการเจริญเติบโตของ จุลินทรีย์กลุ่มที่ผลิตมีเทน (Methane Production Bacteria: MPB) การที่แบคทีเรียกลุ่มนี้ใช้ กรดไขมันระเหยง่ายเป็นสารอาหาร โดยได้ก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์เป็นผลผลิตสุดท้าย ซึ่งระบบบำบัดไร้อากาศหากมีการสะสมของกรดระเหยง่ายในระบบทำให้สภาพต่างในระบบลดลง และนอกจากนี้ยังมีผลต่อระดับ pH ในระบบลดลงตามไปด้วย นอกจากนี้การสะสมของกรดระเหย ง่ายจะส่งผลร้ายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่ผลิตมีเทน แบคทีเรียกลุ่มนี้จะมีความอ่อนไหวและทนทาน ต่อการเปลี่ยนแปลงต่อสภาพแวดล้อมต่ำ โดยระดับ pH ในระบบบำบัดไร้อากาศถ้ามีค่าต่ำกว่า 6.5 จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของแบคทีเรียกลุ่มที่ผลิตมีเทน แต่หากภายในระบบบำบัดมีความจุ บัฟเฟอร์สูงระบบจะสามารถรักษาระดับพีเอชภายในระบบให้มีสถานะคงตัวได้ดี ถึงแม้ว่าระบบจะ มีปริมาณกรดระเหยง่ายมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นก็ตาม นอกจากนี้ยังพบว่ากรดระเหยง่ายเป็นปัจจัยสำคัญ ปัจจัยหนึ่งที่มีจะก่อให้เกิดการล้มเหลวของระบบซึ่งปริมาณกรดระเหยง่ายที่เหมาะสมนั้นควรมีค่า อยู่ในช่วง 50-500 มก./ล. ของ CH_3COOH ซึ่งค่าสูงสุดที่ยอมรับได้มีได้ในระบบเท่ากับ 2,000 มก./ล. (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543)

1.2.6.5 อัตราการภาระสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate; OLR)

ในระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปมักออกแบบให้สามารถรับภาระบรรทุก สารอินทรีย์ได้สูงที่สุดเท่าที่ระบบจะทำได้ แต่ในระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศหากระบบมีอัตรา ภาระสารอินทรีย์สูงเกินไปจะทำให้จุลินทรีย์อยู่ในสภาวะเครียดจากปริมาณสารอินทรีย์ที่สูง อาจ ส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซมีเทนลดลงได้ เนื่องจากอาจเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายใน ระบบมากเกินไป ซึ่งมีผลต่อแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทน เนื่องจากแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทนมีอัตรา การเจริญช้ากว่าแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรด ทำให้ไม่สามารถเจริญและใช้กรดไขมันระเหยง่ายเพื่อ ผลิตก๊าซมีเทนได้ทัน จึงส่งผลให้เกิดการสะสมของกรดดังกล่าว สำหรับปริมาณกรดไขมันระเหย ง่ายที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทนควรอยู่ในช่วง 50-500 มก./ล.

1.2.6.6 สารอาหารเสริม (Nutrient)

นอกจากสารอินทรีย์ในระบบหมักที่ใช้เป็นอาหารโดยตรงของแบคทีเรียแล้ว แบคทีเรียยังต้องการแร่ธาตุบางชนิดในการสร้างเซลล์ใหม่ด้วยเช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสในระบบ บำบัดแบบเดิมอากาศการขาดอาหารเสริมทำให้จุลินทรีย์ที่สร้างฟล็อก (Floc) เจริญเติบโตไม่ดีจน ทำให้เกิดจุลินทรีย์ที่สร้างเส้นใยเจริญเติบโตได้ดีกว่า อัตราส่วนที่เหมาะสมระหว่าง COD: N: P ควรมีค่าเท่ากับ 100 : 1.1: 0.2 (McCarty, 1964b)

Lettinga *et al.* (1980) พบว่าการเติมธาตุฟอสฟอรัสซึ่งเป็นอาหารเสริมอย่างหนึ่ง ให้แก่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ UASB จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบเพิ่มขึ้น

1.2.6.7 ความเป็นพิษ (Toxic)

สารบางอย่างถ้ามีในระบบหมักมากเกินไปจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียซึ่งระดับความเป็นพิษขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของสารพิษเหล่านั้น จุลินทรีย์จะสะสมสารพิษเหล่านี้ภายในเซลล์จนก่อให้เกิดความเป็นพิษและเซลล์ตายในที่สุด สารที่ก่อให้เกิดความเป็นพิษแก่ระบบหมักได้แก่

1) กรดระเหยง่าย จะทำให้พีเอชลดลง ดังนั้นต้องควบคุมการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นกรดระเหยง่าย โดยทั่วไประบบไร้ออกซิเจนควรมีกรดระเหยง่ายประมาณ 50-500 มก./ล. (วัดในรูปกรดอะซิติก)

2) แอมโมเนีย แอมโมเนียจะอยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนียอิสระ (NH_3) ถ้าค่าพีเอชเท่ากับ 7.2 หรือต่ำกว่า แอมโมเนียเกือบทั้งหมดจะอยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออนซึ่งมีความเป็นพิษน้อย (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2542)

3) โลหะหนัก แบคทีเรียสร้างมีเทนต้องการธาตุจำเป็น 4 ชนิด คือ เหล็ก โคบอลต์ นิกเกิล และซัลเฟอร์ แต่ต้องการในปริมาณที่ต่ำมาก แต่ถ้ามีปริมาณมากเกินไปจะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย

4) ซัลเฟตและซัลไฟด์ ซัลไฟด์ในระบบไร้ออกซิเจนเกิดการรีดักชันของซัลเฟตที่อยู่ในน้ำเสียและในการสลายตัวของโปรตีน บทบาทของซัลไฟด์ในระบบมีทั้งเชิงบวกและเชิงลบ ซัลไฟด์ในปริมาณเล็กน้อยเป็นสารอาหารที่จำเป็นต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทนในขณะเดียวกันซัลไฟด์ก็มีผลเสียต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทน เนื่องจากสามารถตกผลึกเหล็ก นิกเกิล และโลหะจำเป็นต่างๆ และเมื่อก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระดับความเข้มข้นสูงกว่า 100-150 มก./ล. จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)

Chen และ Liao (1990) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนของน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูง พบว่าน้ำเสียที่มีปริมาณซัลเฟตสูงจะก่อให้เกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งมีผลยับยั้งแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Kroiss และ Plahl-Webnegg (1983) แสดงให้เห็นว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้มข้น 50 มก./ล. จะยับยั้งแบคทีเรียที่สร้างมีเทนอย่างสมบูรณ์และก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น การกัดกร่อน และมีแนวโน้มว่าจะทำให้เกิดอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม

1.2.6.8 ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน (Oxidation Reduction Potential: ORP)

ปฏิกิริยาการถ่ายเทอิเล็กตรอนจากสารหนึ่งไปสู่อีกสารหนึ่งเป็นพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้องโดยตรงกับปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox) หรือปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน พารามิเตอร์ตัวนี้วัดปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในน้ำค่าโออาร์พีที่วัดได้อาจเป็นบวกหรือลบก็ได้โดยทั่วไปจะวัดโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรตและวัดโออาร์พีได้ค่าลบในน้ำเสียที่ปราศจากออกซิเจน เนื่องจากปฏิกิริยาชีวเคมีต่างๆ ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียล้วนเป็นปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox Reaction) ปฏิกิริยาแต่ละประเภทจึงมีค่าโออาร์พีที่แตกต่างกัน ถึงไร้ออกซิเจนที่ทำงานได้ดีจะต้องมีค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลต์ ถ้าโออาร์พีมีค่าเป็นลบน้อยๆ หรือมีค่าบวกย่อมแสดงว่าปฏิกิริยาการย่อยไร้ออกซิเจนเกิดขึ้นน้อยหรือไม่เกิดเลย

การออกซิเดชัน (Oxidation) ในกรณีที่ต้องการกำจัดสารพิษที่ละลายอยู่ในน้ำแต่ไม่สามารถใช้วิธีการตกผลึกได้อาจใช้กระบวนการออกซิเดชัน-รีดักชัน ผลของปฏิกิริยาทำให้ได้สารที่ไม่มีพิษ หรือความเป็นพิษลดลง สารเคมีที่ใช้เป็นสารออกซิไดซ์ ได้แก่ โอโซน ออกซิเจนคลอรีนในรูปแบบต่างๆ โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (KMnO_4) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดยสารออกซิไดซ์จะทำหน้าที่ในการกำจัดสารปนเปื้อนที่แตกต่างกัน แสดงดังตารางที่ 1-5

ค่าโออาร์พี (ORP/Oxidation Reduction potential) เป็นพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้องโดยตรงกับปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox) หรือปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน พารามิเตอร์ตัวนี้วัดปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจากการถ่ายเท อิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในน้ำ

ค่าโออาร์พีที่วัดได้อาจเป็นบวกหรือลบก็ได้ โดยทั่วไปจะวัดโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรตและวัดโออาร์พีได้ค่าลบในน้ำเสียที่ปราศจากออกซิเจน ในทางทฤษฎีค่าโออาร์พี จะแสดงถึงความสามารถการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย เช่น ถ้าวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกมากๆ เช่น +300 มิลลิโวลต์ แสดงว่าสารละลายนี้เป็นสารที่รับอิเล็กตรอนได้ดี เช่น มีออกซิเจนละลายน้ำ เป็นต้น แต่ถ้าวัดค่าโออาร์พีได้ค่าลบ เช่น -300 มิลลิโวลต์ แสดงว่าสารละลายมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อย หรือมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดีหน่วยของโออาร์พี คือ โวลต์ หรือมิลลิโวลต์และมีค่าอยู่ในช่วง -1,400 ถึง + 1,400 มิลลิโวลต์

ตาราง 1-5 สารออกซิไดซ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเคมี

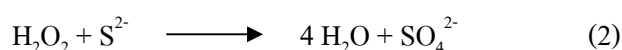
สารออกซิไดซ์	สารปนเปื้อนที่ต้องการกำจัดออก
อากาศ หรือออกซิเจน	Sulfides, Sulfite, Ferrous (Fe^{2+})
ก๊าซคลอรีน	Sulfides
คลอรีน ไดออกไซด์	Cyanide, Pesticides
โพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (KMnO_4)	Cyanide, ตะกั่ว, กลิ่นจากสารอินทรีย์
ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2)	สารประกอบซัลเฟอร์, ตะกั่ว, Phenol, Cyanide

ที่มา: เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2542)

งานวิจัยครั้งนี้สนใจที่จะกำจัดสารประกอบกำมะถันที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสีย เมื่อพิจารณาจากตารางแสดงให้เห็นว่าสารออกซิไดซ์ที่มีคุณสมบัติในการกำจัดสารประกอบกำมะถันที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสีย นั้นสามารถใช้สารออกซิไดซ์พวก ออกซิเจน (O_2), ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) และคลอรีน (Cl_2) สารออกซิไดซ์สองชนิดแรกเป็นสารเคมีที่ไม่มีการตกค้างและไม่เป็นพิษกับสิ่งแวดล้อม เมื่อเปรียบเทียบกับคลอรีนที่เป็นสารพิษและเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตและสิ่งแวดล้อม

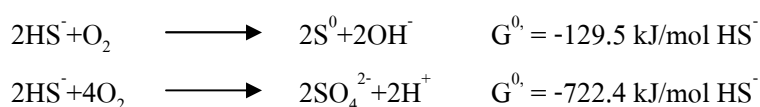
สูตรโครงสร้างของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ คือ H_2O_2 สารละลายไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่มีวางจำหน่ายในท้องตลาดมีความเข้มข้นประมาณร้อยละ 50 ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้หลายวัตถุประสงค์เช่น ผสมเป็นยาล้างแผลใช้ในขั้นตอนการลอกแป้งและฟอกขาวในอุตสาหกรรมสิ่งทอ เป็นต้นคุณสมบัติทางเคมีของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์มีสภาพความเป็นกรดอ่อน (pH 2.0) ซึ่งในสภาพนี้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะมีเสถียรภาพอยู่ได้ค่าคงที่ในการแตกตัว เท่ากับ 2×10^{-12} ที่อุณหภูมิห้อง และเท่ากับ 2×10^{-11} ที่อุณหภูมิ 80 องศาเซลเซียส มีค่า Redox Potential เท่ากับ -0.2 โวลต์ ที่ค่าความเป็นกรด-ด่างเท่ากับ 10-11

ปฏิกิริยาทางเคมีในการใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) กำจัดสาร Sulfide (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2545)



ปฏิกิริยาข้างต้นสมการที่ (1) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์เมื่อทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ละลายในน้ำ เมื่อสิ้นสุดปฏิกิริยา พบว่า จะเกิดน้ำและผงกำมะถัน ส่วนสมการที่ (2) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ทำปฏิกิริยากับซัลไฟด์ที่ละลายน้ำ เมื่อสิ้นสุดปฏิกิริยา พบว่า เกิดเป็นน้ำและซัลเฟต

จากรายงานของ Buisman, *et al.* (1990) กล่าวว่า การเปลี่ยนรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ไอออน (HS^-) ให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของกำมะถัน (S^0) จะเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชันที่ไม่สมบูรณ์ (Incomplete Oxidation) แต่เมื่อให้ออกซิเจนในปริมาณที่สูงไฮโดรเจนซัลไฟด์ ไอออน (HS^-) จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปซัลเฟต (SO_4^{2-}) แสดงดังสมการ

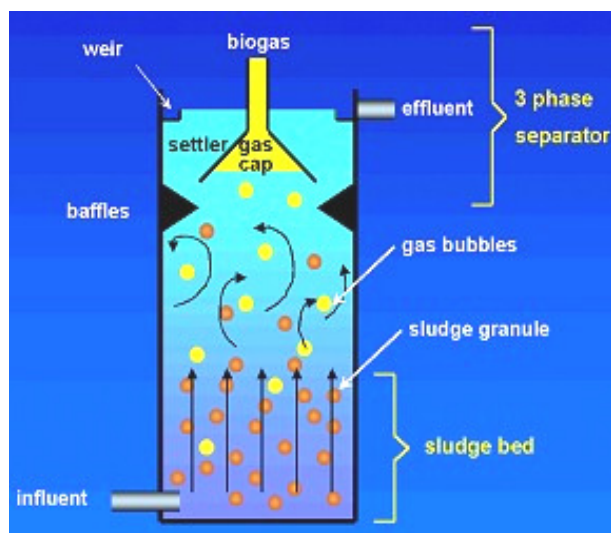


Samir Kumar Khanal (2003) ได้ทำการศึกษาการควบคุมค่า โออาร์พีในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ โดยใช้น้ำเสียที่มีค่าซีโอดี เท่ากับ 3,750 มิลลิกรัม/ลิตร แต่มีปริมาณซัลเฟตที่ระดับแตกต่างกันนี้ คือ 1,000, 3,000 และ 5,000 มก./ล. โดยปรับค่า โออาร์พีที่สองระดับคือ ที่ -230 และ -180 มิลลิโวลต์ ซึ่งทั้งสองระดับนี้สามารถควบคุมซัลเฟตได้ดี โดยที่ระดับความเข้มข้นซัลเฟต 5,000 มก./ล. เกิดแก๊สมีเทนขึ้นร้อยละ 56.3 และที่ระดับความเข้มข้นของซัลเฟต 1,000 และ 3,000 มก./ล. สามารถเกิดแก๊สมีเทนได้ใกล้เคียงกันคือ ร้อยละ 66.3

1.2.7 ระบบชั้นตะกอนแอนแอโรบิกไหลขึ้น (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบ UASB เป็นถังสูงไม่ต้องใช้การกวน อาศัยการไหลขึ้นของน้ำเสียภายในถัง ซึ่งจะมีน้ำเสียไหลเข้าทางก้นถังอย่างช้าๆ ผ่านชั้นตะกอนที่ตกตะกอนอยู่บริเวณด้านล่าง ทำให้เม็ดตะกอนแขวนลอยขึ้นภายในถัง มีช่องให้น้ำที่ออก มีที่เก็บหรือรวบรวมก๊าซ และมีช่องระบายก๊าซออก ชั้นล่างของถังปฏิกรณ์มีอนุภาคจุลินทรีย์ขนาดใหญ่ (Granular Sludge) เรียกว่า Sludge Bed ชั้นบนเป็นอนุภาคจุลินทรีย์ขนาดเล็ก (Flocclants Bacteria) เรียกว่า Sludge blanket จุลินทรีย์เหล่านี้จะจับตัวกันเป็นก้อนโดยมวลของมันเอง (ภาพประกอบ 1-8) โดยเฉลี่ยแล้วตะกอนในระบบ UASB มีปริมาณ 20-40 กก./ลบ.ม สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ประมาณ 50 กก./ลบ.ม./วัน ทำให้นิยมใช้ UASB ในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูง (มรกต ดันติเจริญ, 2533) ระบบนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัด BOD_5 ได้สูงมาก เมื่อเปรียบเทียบกับ

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนเอโรบิก อื่นๆ ฟองก๊าซที่เกิดขึ้นยังช่วยทำให้การไหลในถังปฏิกรณ์ เป็นแบบปั่นป่วนซึ่งช่วยการผสมของระบบ ทำให้อุปกรณ์การผสมเชิงกลนั้นไม่จำเป็น จึงมี ค่าใช้จ่ายการเดินระบบต่ำ



ภาพประกอบ 1-8 แบบจำลองแสดงการทำงานของระบบ UASB

ที่มา : www.waterandwastewater.com (7/08/2006)

กระบวนการบำบัดโดยใช้ระบบ UASB จะนิยมใช้กับกระบวนการบำบัดอัตราสูง โดยมีจุลชีพที่ค่อนข้างไวงานอยู่บริเวณก้นถัง UASB จนกระทั่งสลัดจ์ถูกเปลี่ยนสภาพรูปร่างเป็นรูปทรงกลมเล็กๆ หรือบางแห่งอาจไม่เป็นเม็ดกลม แต่เป็นคล้ายฟล็อกคือ คล้ายมวลลักษณะวุ้นแต่อย่างไรก็ตามรูปลักษณะทั้งสองอย่างที่เกิดขึ้นใน UASB ก็ไม่มีผลต่อการทำงานและประสิทธิภาพบำบัด ในสลัดจ์ที่เป็นเม็ดกลมหรือเป็นฟล็อกจะมี VSS สูงถึง 100,000 มก./ล. ของบริเวณชั้นสลัดจ์ ขณะที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ระบบบริเวณก้นถัง UASB จะไปสัมผัสกับชั้นสลัดจ์ ซึ่งจะเกิดก๊าซมีเทนและก๊าซ CO_2 โดยก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบจะช่วยไปกวนชั้นสลัดจ์อย่างพอเพียง โดยจะมีของแข็งลอยขึ้นด้วยฟองก๊าซที่เกิดขึ้นดังกล่าวพาลอยขึ้นมา ถ้าเกิดการลอยขึ้นดีจะทำให้เกิดการไหลเวียนภายในถัง UASB ดีด้วย ซึ่งจะช่วยให้ไม่ต้องการใช้ระบบไหลเวียนสลัดจ์ภายนอกถัง

ส่วนกลไกที่จะเกิดสลัดจ์เม็ดกลมเป็นสิ่งสำคัญมากสำหรับระบบ UASB พบว่า น้ำเสียที่มี TSS น้อยกว่า 1,000-2,000 มก./ล. จะมีแนวโน้มเกิดชั้นสลัดจ์ได้ง่าย แต่ระบบ UASB เป็นระบบที่เดินระบบยากกว่าระบบอื่นๆ เพราะระบบจะมีความไวต่อสิ่งกระตุ้นมาก เช่น ลักษณะ

น้ำเสียเปลี่ยนแปลง มีอัตราไหลเข้าระบบเปลี่ยนแปลง เป็นต้น และระบบนี้เป็นระบบที่มีการเริ่มเดินระบบจนถึงสร้างเม็ดตะกอนกลมจนได้มีความยากกว่าการเดินระบบอื่นๆ และยังได้พบอีกว่าถ้า น้ำเสียที่ไหลเข้าระบบมีพวกเกลือแอมโมเนีย (NH_4^+) มากเกินไป หรือมีพวกสารประจุบวกสองประจุ (Ca^{++} , Mg^{++}) น้อยเกินไปจะไม่เหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสียด้วยถัง UASB โดยพบว่าระบบ UASB สามารถเดินระบบได้ปกติถ้า น้ำเสียไหลเข้าระบบมี NH_4^+-N อยู่ในช่วง 2.4-3.4 $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{ลบ.ม.}/\text{วัน}$ เมื่อมาพิจารณาถึงความเร็วน้ำไหลขึ้นในถัง UASB พบว่าจะอยู่ในช่วง 1-2 ม./ชม. แต่ได้มีการใช้ความเร็วน้ำไหลขึ้นสูงถึง 6-12 ม./ชม. ซึ่งเรียกขานนี้ว่าถัง UASB แบบชั้นขยายตัว (Expanded Bed UASB Reactor) ความเร็วน้ำไหลขึ้นในระดับนี้สามารถทำให้ชั้นสลัดจ์ขยายตัวขึ้น ซึ่งระบบนี้สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนคือ BOD_5 ไม่ถึง 500 มก./ล. ได้แต่จำเป็นต้องมีระบบการกวนภายในถังให้เพียงพอเพื่อทดแทนการกวนที่เกิดขึ้นด้วยก๊าซที่ผลิตขึ้นได้ภายในถังเอง เนื่องจาก น้ำเสียที่มี BOD_5 ไม่สูงจะเกิดก๊าซได้น้อย จึงไม่อาจนำมาช่วยกวนสลัดจ์ภายในถังให้เพียงพอได้จากรายงานของ Bolle, *et al.* (1986) ได้เสนอว่า ค่าที่เหมาะสมกับระบบ UASB ได้แก่ค่าความเร็ว ก๊าซและน้ำไหลขึ้นภายในถัง UASB จะมีค่าประมาณ 1-1.5 ม./ชม. และมีความหนาของชั้นสลัดจ์ ประมาณ 3.4-4.0 ม. ของถัง UASB สูง 6.7 ม. ตาราง 1-6 แสดงข้อดีและข้อด้อยของระบบ UASB

นอกจากนี้ น้ำเสียที่มีตะกอนหรือของแข็งแขวนลอยมาก หรือมี COD ของน้ำเสียที่ไม่ละลายน้ำมากกว่าร้อยละ 15 จะทำให้เกิดปัญหาการเกิดเม็ดตะกอนกลมหรือฟล็อกขึ้นในถัง UASB คืออาจไม่เกิดเม็ดตะกอนกลมหรือฟล็อก และอาจเกิดปัญหาฝ้าไขมันลอยขึ้นสะสมกันจนมากมาย โดยเฉพาะถ้า น้ำเสียมีไขมันมาก เพื่อแก้ปัญหาดังกล่าวอาจต้องใช้วิธีเพิ่มอัตราไหลของน้ำไหลขึ้นจนไล่ชั้นสลัดจ์ส่วนเกินออกไปจากถังประมาณหนึ่งชั่วโมง และอาจนำตะกอนที่เป็นเม็ดจากถังอื่นมาช่วยให้ระบบบำบัดแบบ UASB ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ตัวอย่างของการศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบ UASB แสดงดังตาราง 1-7

ตาราง 1-6 การเปรียบเทียบข้อดีข้อเสียของระบบ UASB

ข้อดี	ข้อเสีย
1. สามารถรักษาความเข้มข้นของมวลชีวภาพไว้ได้สูง แม้จะมีความเร็วในการไหลของน้ำเสียและมีการผลิตแก๊สชีวภาพ เมื่อเทียบกับการบำบัดในสภาวะไร้อากาศแบบธรรมดา	1. สิ้นเปลืองพลังงานในการนำน้ำเสียผ่านระบบ
2. ถึงปฏิบัติการสามารถดำเนินงานได้ในระยะเวลาการเก็บกักที่สั้น และเวลาในการเก็บกักตะกอนเกือบเป็นอิสระจาก HRT	2. ต้องการระบบการกระจายน้ำเข้าที่ซับซ้อน เพื่อให้ น้ำเสียผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์ให้มากที่สุด
3. มีความสามารถในการตกตะกอนดี	3. น้ำเสียไม่ทุกประเภทที่เอื้ออำนวยต่อการเกิดตะกอนอนุภาคของจุลินทรีย์
	4. ต้องใช้เวลานานในการเริ่มต้นระบบ
	5. คุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดส่วนมากยังไม่ได้มาตรฐานจำเป็นต้องมีการบำบัดด้วยวิธีอื่นๆ ต่อ ก่อนปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ

ตาราง 1-7 การศึกษาการใช้ ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket ในการบำบัดน้ำเสีย

ผู้ทำการศึกษา	ผลการศึกษา
พงศกร เทียนสว่าง และคณะ (2541)	บำบัดน้ำเสียจากโรงงานเส้นก๋วยเตี๋ยวโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบ UASB โดย น้ำเสียที่ออกจากโรงงานมีค่า ซีโอดี 1,200 มก./ล. โดยทำการศึกษาที่ ระยะเวลาการเก็บกักต่างกันคือ 6.4-25.7 ชม. และที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.08-4.74 ก.ซีโอดี/ล./วัน พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 79.93 และ 91.97 เมื่อเทียบกับซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีที่ละลายน้ำ และมีอัตราการ เกิดก๊าซมีเทนร้อยละ 79-85
กิตติ ชีรสรเดช (2538)	บำบัดน้ำเสียจากโรงงาน ผลิตน้ำอัดลมโดยใช้ระบบ UASB ผลการศึกษา พบว่า สามารถลดค่า ซีโอดี บีโอดี และตะกอนแขวนลอยได้ร้อยละ 61.6-89.9, 66.1-85.1 และ 46.8-73.1 ตามลำดับ
ชนวัฒน์ นิตศน์วิจิตร (2545)	เปรียบเทียบถังปฏิกรณ์แบบซีเอสทีอาร์กับยูเอสบีในกระบวนการสร้าง กรดของน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์นมพบว่าถังCSTRมีประสิทธิภาพ การสร้างกรดในช่วงร้อยละ 5.4-20.8 ซึ่งสูงกว่าถังUASBและถัง UASB มีค่า พิเอชน้ำออกและการสร้างมีเทนพบว่าในถัง UASB มีค่าสูงกว่าในถังซีเอสทีอาร์
เสนีย์ กาญจนวงศ์ และคณะ (2541)	บำบัดน้ำเสียชุมชน ด้วยถังหมักไร้อากาศแบบ UASB เพื่อดูประสิทธิภาพใน การบำบัดภายใต้สภาวะการเก็บกักสั้นและสภาวะ shock load โดย ทำการศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกักที่ต่างกันคือที่ 24, 12, 10, 8 และ 6 ชม. ตามลำดับ จากการศึกษาพบว่าที่ระยะเก็บกัก 6 ชม. มีประสิทธิภาพการบำบัด BOD และ COD ได้สูงสุดคิดเป็นร้อยละ 70.7 และ 59.9 ตามลำดับ แต่มี ปริมาณของแข็งแขวนลอยค่อนข้างสูง คือมีค่าเฉลี่ย 101.1 มก./ล.

1.2.8 เทคโนโลยีไบโอฟิล์ม (Biofilm Technology)

ระบบเทคโนโลยีไบโอฟิล์ม (Biofilm Technology) เป็นระบบที่มีการใช้ตัวกลาง (Media) เช่น โพลีเมอร์ พลาสติก และยาง เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ (Microorganism) เพื่อกำจัดสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ที่เจริญบนพื้นที่ผิวตัวกลางและในขณะเดียวกันเกิดการแทนที่ของจุลินทรีย์บนตัวกลางตลอดเวลา ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพหลายๆ ชนิด เช่น ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contractor ; RBC) ซึ่งประกอบด้วยแผ่นที่มีรูปทรงกลมที่เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ แผ่นกลมนี้จะหมุนรับออกซิเจนในอากาศจากภายนอกถึง และถ่ายเทเข้าสู่ฟิล์มของจุลินทรีย์ และนำออกซิเจนเข้าสู่ น้ำเสีย ส่วนระบบโปรยกรอง (Trickling Filter) มีตัวกลางบรรจุในถังเพื่อให้จุลินทรีย์เกาะอยู่ที่ผิวตัวกลางในระบบนี้มีชั้นตอนการเติมอากาศโดยใช้พัดลมดูดอากาศขึ้นสวนทางกับทิศทางการไหลของน้ำเสียลงผ่านตัวกลาง ระบบนี้มีข้อดีตรงที่ตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบจะอยู่คงทน และมีตะกอนที่จะไปกำจัดน้อยกว่าระบบ AS

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบไบโอฟิล์มโดยทั่วไปเป็นลักษณะถังปฏิกรณ์บรรจุชั้นตัวกลางที่เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ มีการป้อนน้ำเสียผ่านตัวกลางเหล่านี้ โดยถ้าเป็นลักษณะของถังสูงอาจป้อนน้ำเสียจากด้านบนและไหลออกทางด้านล่าง หรือในทิศทางตรงกันข้ามได้ ระบบนี้เป็นระบบที่ทำงานง่าย ใช้อุปกรณ์เครื่องมือและพลังงานไม่มาก เหมาะสำหรับประเทศที่อยู่ในเขตร้อน ถ้าเป็นระบบปิดก็จะมีผลพลอยได้เป็นก๊าซมีเทนซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นพลังงานทดแทนได้

Robert *et al.* (1973) กล่าวว่า ความหนาของไบโอฟิล์มเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการบอกถึงความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัด ซึ่งระบบบำบัดที่มีความหนาของชั้นจุลินทรีย์มากแสดงให้เห็นถึงปริมาณของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบบำบัดที่มาก และจะส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์

Plummer (1969) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารสำเร็จรูป ซึ่งมีความเข้มข้น COD 546-5,000 มก./ล. ในถังกรองไร้อากาศขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 15.24 ซม. สูง 6 ฟุต ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัด COD มีค่าเท่ากับร้อยละ 35-86 ที่อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ 1.6-10.2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน

Young and Mc Carty (1969) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้น COD 1,500-6,000 มก./ล. ในถังกรองไร้อากาศขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ภายในบรรจุกรวดขนาด 1-1.5 นิ้ว ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 36.7-93.4 ที่อัตรา

ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.42-3.39 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน และพบว่า ถังกรองใรรี้อากาศเหมาะสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยต่ำ

Lovan and Force (1971) ทำการศึกษาถังกรองใรรี้อากาศขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางสูง 6 ฟุต บรรจุตัวกลางเป็นหินบด ขนาด 1-1.5 นิ้ว ใช้บำบัดน้ำเสียจากโรงงานเบียร์ที่มีความเข้มข้นของ COD 6,000-24,000 มก./ล. ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดค่า COD ร้อยละ 90 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.8-1.60 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน

Raman and Chakladar (1972) ทำการศึกษาถังกรองใรรี้อากาศรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้ายาว 1.20 ม. กว้าง 0.60 ม. สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากถังกรองภายในถังบรรจุตัวกลางเป็นอิฐแตกหักในขนาดที่ต่างๆ กัน โดยเรียงภายในถังเป็นชั้นๆ คือชั้นล่างใช้อิฐขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.25-1.88 ซม. มีความหนา 37.50 ซม. ชั้นกลางใช้อิฐขนาด 0.63-1.25 ซม. มีความหนา 22.50 ซม. และชั้นบนสุดใช้อิฐขนาด 0.32-0.63 ซม. มีความหนา 7.50 ซม. รวมความหนาของตัวกลางทั้งหมด 67.50 ซม. ประสิทธิภาพในการบำบัดค่า BOD₅ เหลือ 35-105 มก./ล. คิดเป็นร้อยละ 42-82 ประสิทธิภาพเป็นร้อยละ 66

ไพพรรณ พรประภา และมันสิน ตัณฑุลเวศม์ (1973) ทำการศึกษาถังกรองใรรี้อากาศในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล โดยใช้ถังกรองใรรี้อากาศ 2 ถังต่อกันแบบอนุกรม โดยแต่ละถังมีความสูง 1.8 ม. ภายในบรรจุตัวกลางเป็นหินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5-5.0 ซม. ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 90 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 6 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน โดยไม่ต้องมีการเติมสารอาหาร

สุรพล สายพานิช (1975) ทำการศึกษาการทำงานของถังกรองใรรี้อากาศ สำหรับบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลัง พบว่าถังกรองใรรี้อากาศสามารถรับปริมาณ COD ได้ถึง 4.0 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดร้อยละ 92 และที่อัตราการรับปริมาณ COD 1.4 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดร้อยละ 94

ไกรสร อุดมรัตน์ (1978) ทำการศึกษาถังกรองใรรี้อากาศ ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเต้าหู้ โดยใช้ถังกรองใรรี้อากาศขนาดต้นแบบ เป็นตัวถังรูปทรงกระบอกสูง 2.10 ม. เส้นผ่าศูนย์กลาง 30 ซม. บรรจุหินขนาด 1-2 นิ้ว คิดเป็นปริมาตรถังกรองเท่ากับ 0.137 ลบ.ม. ผลการวิจัยพบว่า ถังกรองใรรี้อากาศมีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ได้ร้อยละ 84-95 โดยสามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 0.65-4.09 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ภายใต้อัตรา HRT 24 ชั่วโมง และสามารถทำงานได้ดีที่ Organic Loading 2.45 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน โดยไม่จำเป็นต้องมีการปรับค่าพีเอช และเพิ่มอาหารเสริม ประสิทธิภาพในการบำบัด COD สูงถึงร้อยละ 95

Van den berg and Lentz (1980) เปรียบเทียบการเกิดไบโอฟิล์มบนผิวรองรับวัสดุชนิดต่างๆ เช่น Needle Punched Polyester (NPP), Red Drintile Clay (RDC), Gray Potter Clay (GPC) และ Poly Vinyl Chloride (PVC) พบว่า การเกิดไบโอฟิล์มบนผิว NPP และ RDC เกิดได้เร็วกว่า PVC และ GPC เนื่องจากลักษณะผิววัสดุที่รองรับโดยผิวของ NPP ก่อนข้างขรุขระ การเกิดไบโอฟิล์มอย่างรวดเร็วบน RDC อาจเกิดเนื่องมาจากสารอนินทรีย์บางอย่างในดินเผาที่ถูกกักตรอนที่กระตุ้นการเกิดมีเทน เช่นเดียวกับผลที่เกิดจากเหล็ก และซัลเฟตของเหล็ก

Kennedy and Dross (1986) ได้ทำการทดลองเช่นเดียวกับ Van den berg and Lentz (1980) แต่เพิ่มวัสดุแก้วลงไป พบว่าการผลิตมีเทนของถังปฏิกรณ์ที่บรรจุ Needle Punched Polyester (NPP), Red Drintile Clay (RDC), Gray Potter Clay (GPC) เพิ่มขึ้นได้เร็วกว่าแก้ว และ Poly Vinyl Chloride (PVC) ที่มีช่วงปรับตัวการผลิตมีเทนที่ยาวนาน ทั้งนี้ไม่ใช่เพราะแก้วและ PVC เป็นสารที่ยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แต่เพราะจุลินทรีย์พวกที่ผลิตมีเทนเกาะบนผิวแก้ว และ PVC ก่อนข้างยากจากการวัดชีวมวลในถังปฏิกรณ์ พบว่า ความเข้มข้นของชีวมวลมีความสัมพันธ์โดยตรงกับอัตราการผลิตก๊าซมีเทนสูงสุด การเกิดไบโอฟิล์มจึงมีแนวโน้มว่าเกิดได้ดีจากวัสดุผิวหยาบ เช่น NPP การทำให้พลาสติกผิวเรียบมีความขรุขระมากขึ้นจะทำให้จุลินทรีย์เกาะได้เร็วขึ้น

สมชาย คารารัตน์ (1986) ทำการศึกษาการทำงานของถังกรองไร้อากาศ โดยถังตัวกรองเป็นท่อพีวีซี เส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 120 ซม. บรรจุตัวกลางหินย่อย และอิฐมอญขนาด 3/4 นิ้ว ใช้บำบัดน้ำเสียจากชุมชน ที่มีค่า COD Loading เท่ากับ 0.106-0.447 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ภายใต้อัตราการไหล HRT 6-24 ชม. และสามารถบำบัดค่า BOD₅ ได้ร้อยละ 73.87 ที่อัตราการบำบัดสารอินทรีย์ 0.050-0.179 กก.บีโอดี/ลบ.ม./วัน ในช่วงเวลาเดียวกันโดยไม่ต้องปรับค่าพีเอช หรือเติมสารอาหาร

ศิริวรรณ จัง (1991) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปอาหารทะเลด้วยระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนในถังความจุขนาด 5.1 ลิตร ที่บรรจุตัวกลางกรองทำด้วยท่อ PVC เพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ในการทดลองป้อนตัวอย่างน้ำเข้าระบบที่มีค่าการบำบัดทุกซีโอดีอยู่ในช่วง 0.3-1.77 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ให้มีระยะเวลาในการกักเก็บ เริ่มจาก 35.3 วัน จนลงเหลือ 5.8 วัน ผลการทดลองพบว่า ที่อัตราการบำบัดสารอินทรีย์ต่ำ ระบบสามารถลดค่าซีโอดีน้ำเสียได้สูงที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์สูงสุดและระยะเวลาการกักเก็บต่ำ ระบบยังสามารถดำเนินการได้โดยไม่ต้องลัมเหลว ซึ่งสามารถลดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 78.36 และพบว่าการหมักที่อุณหภูมิ 40-42 องศาเซลเซียส มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าการหมักที่อุณหภูมิ 30-35 องศาเซลเซียส

นิรันดร์ สัพพวิญญู และ บัณฑิต กิจสุวรรณรัตน์ (1994) ทำการศึกษาการทำงาน ของถังกรองใรร้ออากาศ ซึ่งทำเป็น 3 ถัง แต่ละถังทำมาจากท่อพีวีซี ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 10 ซม. สูง 105 ซม. บรรจุตัวกลางที่เป็นโรลม้วนผมซึ่งสูง 85 ซม. และมีปริมาตรตัวกลางเท่ากับ 60.68 ลิตร ควบคุมค่า HRT ที่ 2, 3 และ 4 วัน พบว่าประสิทธิภาพของการบำบัดในรูป BOD₅ และ COD ที่ HRT ต่างๆ มีค่าใกล้เคียงกัน และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 78 และ 65 ตามลำดับ

1.3 วัตถุประสงค์

1. เพื่อประเมินประสิทธิภาพของระบบยูเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงาน น้ำยางชั้น โดยใช้วัสดุปรับพีเอชแตกต่างกัน
2. เพื่อประเมินและเปรียบเทียบวิธีการบำบัดซัลไฟด์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB โดยใช้วิธีการควบคุมค่า ORP ในกระบวนการทางเคมี และชีวภาพ

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบประสิทธิภาพของระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้น โดยใช้วัสดุในการปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบที่แตกต่างกัน
2. ทราบประสิทธิภาพในการบำบัดซัลไฟด์ ในกระบวนการทางเคมีและทางชีวภาพ โดยใช้น้ำทิ้งจากระบบบำบัดใรร้ออากาศแบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ
3. ข้อมูลที่ได้นำไปประยุกต์ใช้กับน้ำเสียที่มีลักษณะใกล้เคียงกันและปรับใช้ในการออกแบบการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นให้เหมาะสมต่อไป

1.5 ขอบเขตการวิจัย

1. น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ นำมาจากโรงงานผลิตอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด อำเภอจะนะ จังหวัดสงขลา โดยเก็บน้ำเสียจากบ่อรวบรวมน้ำเสียของโรงงาน จากนั้นนำมาวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมี โดยในระยะเริ่มต้นทำการศึกษาการใช้ปูนขาว (Ca(OH)₂) และเถ้าไม้ยางพารา (Parawood Ash) มาปรับค่าพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น จากนั้นทำการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการแบ่งเป็น 2 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 เป็นการ

บำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นด้วยระบบ UASB แบ่งออกเป็น 2 ชุด โดยชุดแรกจะป้อนน้ำเสียที่ใช้ปูนขาวปรับพีเอช (UASB-Ca(OH)₂) และชุดที่สองใช้ถ่านไม้ยางพาราปรับพีเอช (UASB-Ash) ให้ได้ค่าพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ระบบถังปฏิกรณ์ทั้ง 2 ชุดดังกล่าวจะเดินระบบภายใต้สภาวะเดียวกัน

ในการทดลองที่ 2 แบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกเป็นการใช้ระบบไบโอฟิล์มในการกำจัดซัลไฟด์ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash โดยปรับเปลี่ยนและหาค่า ORP ที่เหมาะสม ด้วยการเติมอากาศ และในส่วนที่สองเป็นการใช้กระบวนการทางเคมีโดยใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการควบคุมค่า ORP น้ำเสีย โดยทั้งสองส่วนควบคุมค่า ORP 3 ระดับ คือ -130 ± 30 , -180 ± 30 และ -280 ± 30 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ

2. วิเคราะห์ลักษณะน้ำเสียที่เข้าระบบและน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว โดยวิเคราะห์พารามิเตอร์ pH, Conductivity, Alkalinity, Volatile Fatty Acids, TCOD, SCOD, BOD₅, SS, Sulfate, Sulfide, MLSS และ MLVSS ตามวิธีใน APHA, AWWA and WEF (1998) มีการวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นโดยการแทนที่น้ำ และวิเคราะห์ร้อยละของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพ ด้วยเครื่อง Gas Chromatography

บทที่ 2

วิธีการวิจัย

2.1 การศึกษาลักษณะน้ำเสียของโรงงานน้ำยางข้น

ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1) น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยใช้น้ำเสียของโรงงานผลิตอุตสาหกรรมน้ำยางข้นซึ่งตั้งอยู่ ณ เลขที่ 75/1 ถนน ฉะนะ-หนองจิก หมู่ที่ 8 ตำบล บ้านนา อำเภอก ฉะนะ จังหวัด สงขลา โดยทำการรวบรวมข้อมูลเบื้องต้นเกี่ยวกับระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน ศึกษาที่มาของแหล่งน้ำเสีย ปริมาณการผลิตและปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้น รวมทั้งระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในโรงงาน ดังแสดงในภาพประกอบ 2-1

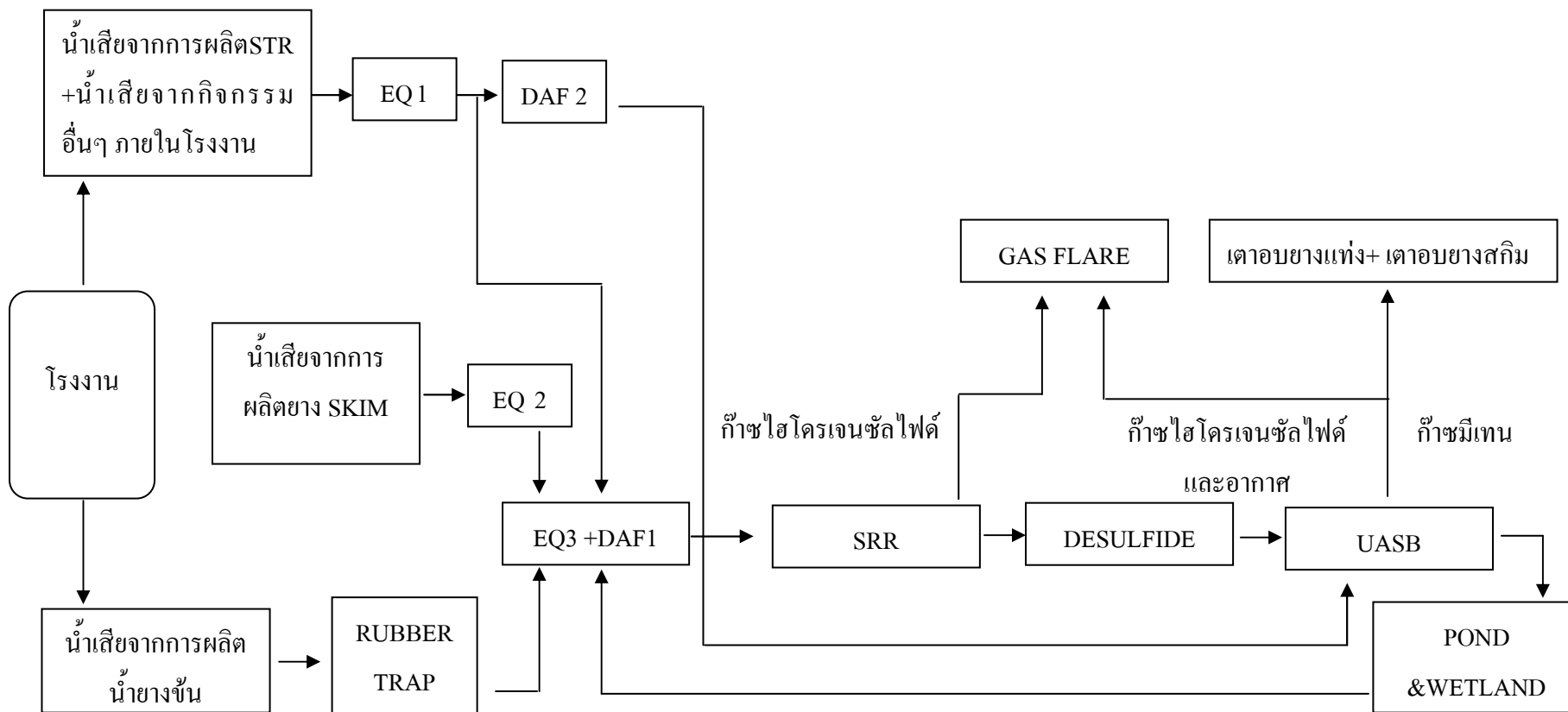
2) การเก็บตัวอย่างน้ำเสียของโรงงาน โดยใช้น้ำเสียที่มาจากบ่อปรับเสถียร (Equalization Pond: EQ3+DAF) ดังแสดงในภาพประกอบที่ 2-2 เลือกวิธีการเก็บตัวอย่างน้ำแบบการจ้วง (Grab Sampling) ซึ่งใช้ปั๊มใต้อิฐ (Submersible Pump) เป็นอุปกรณ์ช่วยที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง น้ำเสียที่เก็บมาจะทำการวิเคราะห์ทันทีในบางพารามิเตอร์ ได้แก่ พีเอช (pH) ค่าการนำไฟฟ้า (Conductivity) และ อุณหภูมิ (Temperature) ส่วนพารามิเตอร์อื่นๆ จะทำการวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

3) การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและทางเคมีของน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นในห้องปฏิบัติการ ตามวิธีมาตรฐานใน Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 20th ของ APHA, AWWA and WEF (1998) และสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย (2535) โดยทำการวิเคราะห์ในพารามิเตอร์ต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 2-1

ตารางที่ 2-1 วิธีวิเคราะห์หลักขณะน้ำเสีย

Parameters	Method
pH	pH Meter
Temperature	Thermometer
Alkalinity	Direct Titration Method
Volatile Fatty Acid (VFA)	Direct Titration Method
BOD ₅	5 - Day BOD Test
TCOD	Close Reflux, Titrimetric Method
FCOD	Filter/Close Reflux, Titrimetric Method
SO ₄ ²⁻	Turbidimetric Method
S ²⁻	Iodometric Method
SS	Gravimetric Method
MLSS	Gravimetric Method

ที่มา : APHA, AWWA and WEF (1998) และสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย (2535)



ภาพประกอบ 2-1 แผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพ บริษัทล่องอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นจำกัด



ภาพประกอบ 2-2 ลักษณะบ่อปรับเสถียร (Equalization Pond: EQ3+DAF) ของโรงงานน้ำยางข้น (1, 2) และจุดเก็บตัวอย่าง (3, 4)

2.2 ศึกษาคุณสมบัติความเป็นต่างของเถ้าไม้ยางพารา (Ash)

Ash เป็นกากของเสีย ที่เกิดจากการใช้ไม้ยางพาราเป็นเชื้อเพลิงในกระบวนการให้ความร้อนของหม้อไอน้ำความดันไอน้ำ (Boiler) โดยเถ้าไม้ยางพาราที่ใช้ในงานวิจัยครั้งนี้ได้ใช้ Ash จากกระบวนการผลิตถุงมือยางทางการแพทย์ของ บริษัท เซฟสกิน (ทุ่งลุง) จำกัด เพื่อนำมาใช้ในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น โดยนำมาวิเคราะห์คุณสมบัติการให้สภาพต่างของ Ash ตามวิธีการวิเคราะห์แบบดินของวรรณ เลี้ยววาริน (2538) ดังแสดงในภาคผนวก ข

2.3 ศึกษาปริมาณการใช้เถ้าไม้ยางพารา (Ash) และปูนขาว (Ca(OH)_2) ต่อการปรับพีเอช

1) การเตรียมวัสดุปรับค่าพีเอช ได้แก่ Ash และ Ca(OH)_2 โดยวัสดุทั้งสองชนิดก่อนที่นำมาใช้ในการทดลองได้ร่อนผ่านตะแกรง (Sieve) มีขนาดของตาเท่ากับ 500 ไมโครเมตร จากนั้นอบไล่ความชื้นที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 1 ชม.

2) ศึกษาปริมาณการใช้ Ash ในการปรับพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ทำการทดสอบโดยใช้ Ash ที่เตรียมไว้จากที่กล่าวข้างต้น นำมาใช้ในการปรับพีเอชน้ำเสียของโรงงานน้ำยางชั้น ทำการทดสอบด้วยวิธีจาร์เทส (Jar Test) ศึกษาที่ความเร็ว 125 รอบต่อนาที ต่อปริมาตรน้ำเสีย 1,000 มล. โดยเติม Ash ที่ปริมาณต่างๆ คือ 0, 3, 5, 10, 15, 25 และ 30 กรัม ตามลำดับ ทำการวัดค่าพีเอชที่เปลี่ยนแปลงไปทุกๆ 5 นาที เป็นเวลา 60 นาที ในทุกตัวอย่าง

3) ศึกษาปริมาณการใช้ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ทำการทดสอบเช่นเดียวกับการใช้ Ash แต่ในการศึกษานี้ใช้ Ca(OH)_2 ที่เตรียมไว้จากที่กล่าวข้างต้น นำมาใช้ในการปรับพีเอชน้ำเสียของโรงงานน้ำยางชั้น ทำการทดสอบด้วยวิธีจาร์เทส (Jar Test) ศึกษาที่ความเร็ว 125 รอบต่อนาที ต่อปริมาตรน้ำเสีย 1,000 มล. โดยเติม Ca(OH)_2 ที่ปริมาณต่างๆ คือ 0, 0.3, 0.5, 1.0, 1.5, 2.5 และ 3.0 กรัม ตามลำดับ ทำการวัดค่าพีเอชที่เปลี่ยนแปลงไปทุกๆ 5 นาที เป็นเวลา 60 นาที ในทุกตัวอย่าง

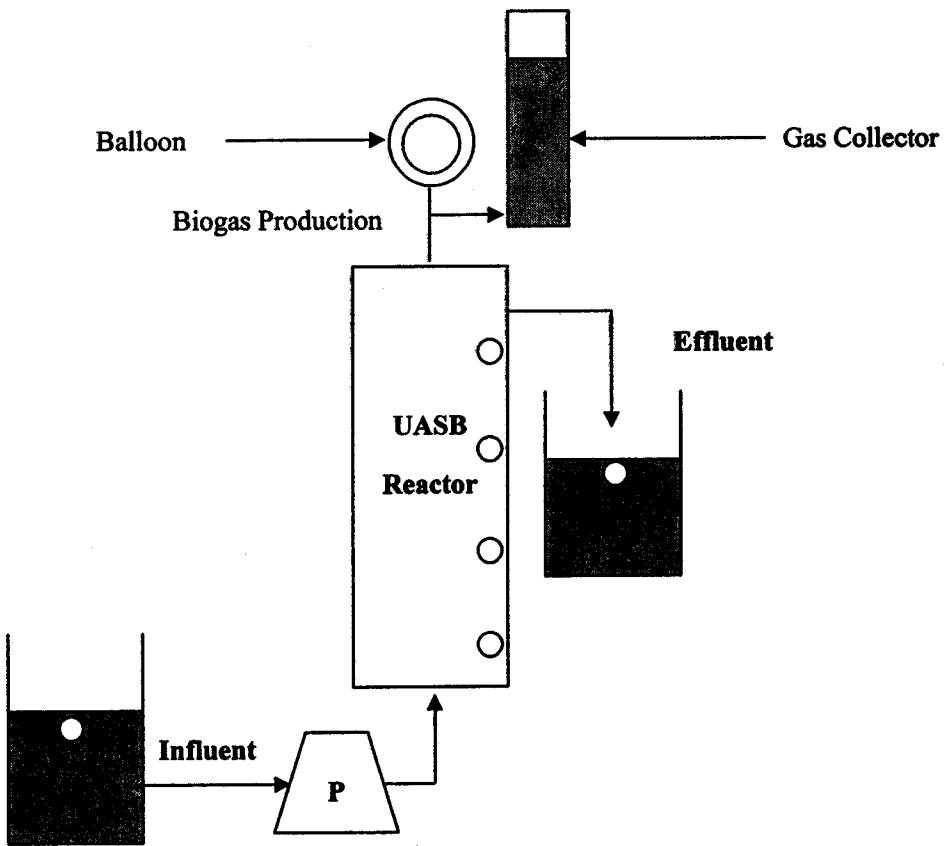
โดยปริมาณวัสดุปรับพีเอชต่อค่าพีเอชที่เปลี่ยนแปลงไป เป็นเพียงค่าที่ทำการศึกษาเบื้องต้น ซึ่งค่าที่ได้ อาจเปลี่ยนแปลงไปทั้งนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะและคุณสมบัติของน้ำเสียตัวอย่างที่เก็บมาใช้ในงานวิจัยแต่ละครั้ง

2.4 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UASB

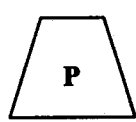
ระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศแบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ

1) ถังปฏิกรณ์ (Reactor) มีลักษณะเป็นทรงกระบอก ส่วนบนและส่วนล่างของระบบสร้างจากท่อพลาสติกอะคริลิก (Acrylic Plastic) ส่วนกลางระบบสร้างจากท่อพีวีซี (PVC) ระบบมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 13.6 ซม. สูง 235 ซม. มีปริมาตรการใช้งาน (Working Volume) 25.5 ล. โดยมีจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสียตามระดับความสูงคือ 60, 90, 120, 150, 180 ซม. โดยวัดจากกันดั้ม ส่วนบนของระบบจะมีอุปกรณ์เก็บแก๊สที่เกิดขึ้น น้ำทิ้งที่ออกจากระบบจะถูกส่งต่อไปยังถังรวบรวมน้ำทิ้ง (Storage Tank) โดยทำการสร้างระบบ UASB จำนวนสองชุดการทดลอง ดังภาพประกอบที่ 2-3 ซึ่งรายละเอียดของระบบ UASB จะมีระบบปั้มน้ำเสียเข้าสู่ระบบ UASB และในระบบนี้ทำการเดินระบบที่อุณหภูมิห้องตลอดการทดลอง น้ำเสียป้อนจากด้านล่างของระบบควบคุมโดยใช้ Peristaltic Pump และด้านข้างของระบบจะมีช่องเก็บตัวอย่างน้ำเสียไปวิเคราะห์ตามระดับความสูง น้ำเสียที่ออกจากระบบ UASB จะส่งต่อไปยังถังรวบรวมน้ำทิ้ง (Storage Tank) และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบจะมีอุปกรณ์เก็บก๊าซ (Gas Collector) ทำการวัดปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซที่เกิดขึ้น

- 2) Peristaltic Pump จำนวนทั้งหมด 2 ตัว ซึ่งจะมีปุ่มปรับความเร่งสำหรับปรับความเร็วของน้ำเสียตามความต้องการ ใช้สำหรับปั้มน้ำเสียเข้า-ออกระบบ
- 3) ถังเก็บน้ำเสีย (Storage Tank) จำนวน 2 ใบ ใช้สำหรับเก็บน้ำเสียก่อนป้อนเข้าสู่ระบบบำบัด
- 4) ถังพักน้ำทิ้ง (Holding Tank) จำนวน 2 ใบ ใช้ในการรองรับ น้ำทิ้งที่ผ่านระบบบำบัด
- 5) ถังรวบรวมก๊าซ (Gas Collector) เป็นทรงกระบอกทำด้วยพลาสติกอะคริลิก (Acrylic Plastic) เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 14.7 ซม. หนา 0.5 ซม. สูง 98.0 ซม. จำนวน 2 ใบ ในแต่ละใบมีปริมาตรบรรจุก๊าซได้ประมาณ 15.0 ล.
- 6) เส้นท่อเป็นทรงกลมทำด้วยพลาสติก (Plastic) เส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 0.9 ซม. ใช้สำหรับเป็นท่อน้ำเข้าและออก
- 7) ถังบรรจุน้ำขนาด 25 ล. สำหรับเก็บน้ำเสียตัวอย่างจากโรงงานมาใช้ในการทดลอง
- 8) บอลลูนชายหาด (Balloon) ใช้สำหรับรวบรวมก๊าซก่อนที่จะนำไปใช้สำหรับการกวนให้กับระบบในถังปฏิกรณ์



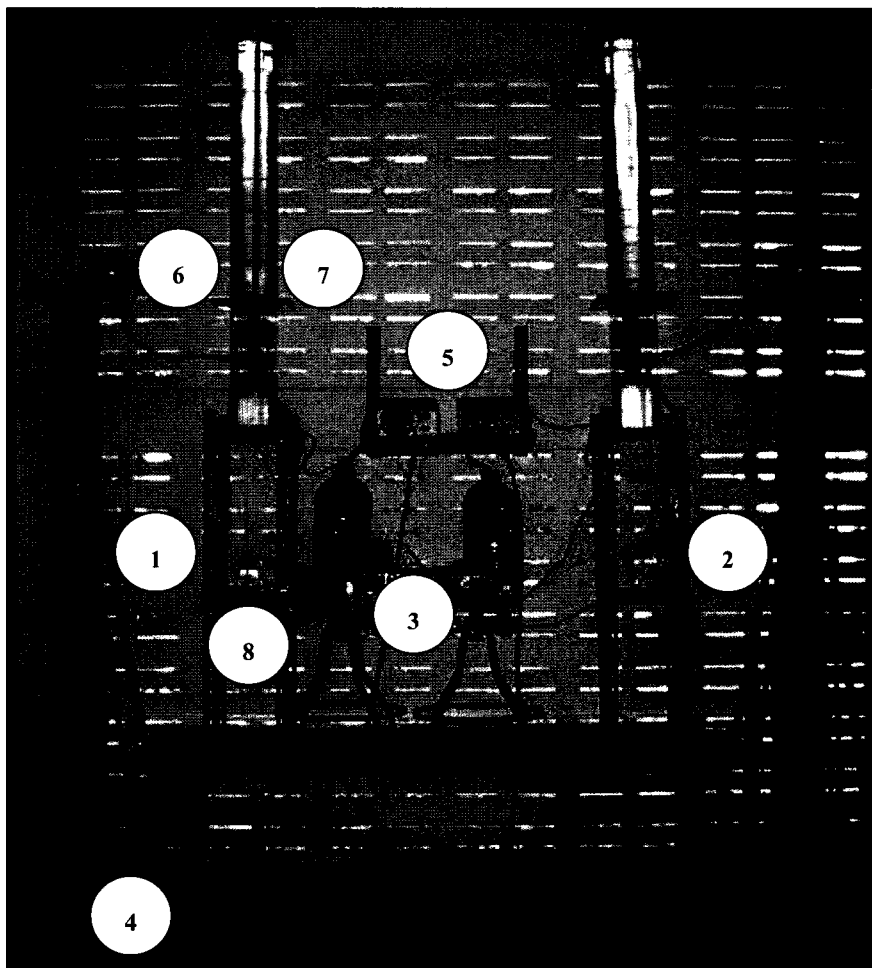
หมายเหตุ ○ คือ จุดเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อนำไปวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

 คือ Peristaltic Pump

ภาพประกอบ 2-3 แบบจำลองระบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ

ซึ่งลักษณะของชุดอุปกรณ์ประกอบของระบบ UASB ในห้องปฏิบัติการแสดงดัง

ภาพประกอบ 2-4



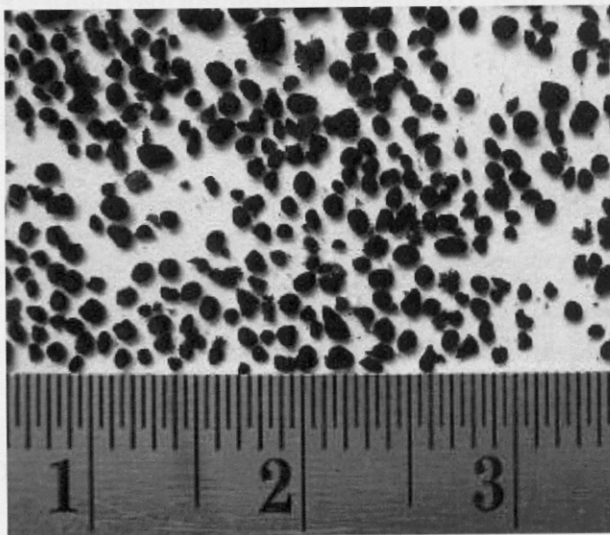
- | | |
|----------------------------------|------------------------|
| 1. ระบบ UASB-Ca(OH) ₂ | 5. Peristaltic Pump |
| 2. ระบบ UASB-Ash | 6. Balloon |
| 3. Storage Tank | 7. ถังรวบรวมก๊าซชีวภาพ |
| 4. Holding Tank | 8. Thermometer |

ภาพประกอบ 2-4 ลักษณะของชุดอุปกรณ์ประกอบของระบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ

การเดินระบบยูเอเอสบี

เมื่อทำการปรับพีเอชน้ำเสียของโรงงานน้ำยางชั้นโดยใช้ปูนขาว ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) และ เถ้าไม้ยางพารา (Ash) ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 จึงทำการเดินระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศแบบ UASB พร้อมกันทั้ง 2 ชุดการทดลอง โดยระบบที่ 1 ปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนที่เข้าระบบบำบัดโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$) ระบบที่ 2 ปรับพีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบโดยใช้ Ash (UASB-Ash) ซึ่งระบบ UASB ทั้ง 2 ระบบ ประกอบด้วยอุปกรณ์ที่สำคัญดังนี้

การเริ่มต้นเดินระบบ UASB โดยการเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์ (Seed) ที่นำมาจากระบบ บำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบ UASB ของบริษัท ผลิตอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด หัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ได้ในเบื้องต้นจะนำมาหาค่า MLSS จากนั้นทำการเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์ตั้งต้น เข้าระบบ UASB ให้มีค่าความเข้มข้นในรูปของของ MLSS เท่ากับ 20,000 มล./ล. และ ทำการป้อนน้ำเสียเข้าระบบตามปริมาตรการทำงานของระบบ (Working Volume) 20 ลิ. ลักษณะ และตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการเดินระบบแสดงดังภาพประกอบที่ 2-5



ภาพประกอบ 2-5 ลักษณะและขนาดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB

การป้อนน้ำเสียเข้าระบบจะทำการเดินระบบโดยเดินระบบที่อัตราภาระบรรทุก สารอินทรีย์ที่ต่ำก่อนเพื่อไม่ให้เกิด Shock Load ต่อหัวเชื้อจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบและเพื่อให้หัวเชื้อจุลินทรีย์คุ้นเคยกับน้ำเสียใหม่ จากนั้นทำการเดินระบบตาม HRT และ Organic Loading Rate (OLR) ดังแสดงในตารางที่ 2-2 ทั้งสองชุดการทดลอง จนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (Stable Condition) โดยดูจากประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมด (TCOD) และความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่าย

ที่มีค่าคงที่และมีค่าเปลี่ยนแปลงไม่เกินร้อยละ 10 จึงเปลี่ยนการทดลองตามสภาวะการทำงานที่กำหนดไว้ ดังแสดงในตารางที่ 2-2

ตารางที่ 2-2 สภาวะการทำงานของระบบ UASB

ระยะที่	ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (HRT) (d)	อัตราการไหล (Q) (L/d)	อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) (kgCOD/m ³ .d)	
			UASB-Ca(OH) ₂	UASB-Ash
1	10	2.55	0.155	0.164
2	7	3.64	0.676	0.792
3	3.5	7.29	1.51	1.52
4	1.75	14.57	3.09	3.13
5	0.88	28.98	6.15	6.09

ความถี่ในการตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบและน้ำทิ้งจากระบบบำบัด UASB

การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำ เพื่อตรวจสอบประสิทธิภาพของระบบ UASB ทั้ง 2

ชุดการทดลอง แสดงดังตารางที่ 2-3

ตารางที่ 2-3 ความถี่ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบบำบัด UASB

Parameters	Frequency of Monitoring
pH	ทุกวัน
Temperature	ทุกวัน
Alkalinity	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
Volatile Fatty Acid (VFA)	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
BOD ₅	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
TCOD	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
FCOD	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
SO ₄ ²⁻	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
S ²⁻	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
SS	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
Biogas Production	ทุกวัน
Gas Chromatographic Method	ก่อนเปลี่ยน HRT

หมายเหตุ: วิเคราะห์คุณภาพน้ำ 6 จุด คือ น้ำเสียก่อนเข้าระบบ (Influent) น้ำทิ้งตามระดับ

ความสูงคือ ที่ระดับความสูง 60, 90, 120, 150 ซม. และน้ำทิ้งออกจากระบบ (Effluent)

การศึกษาก๊าซชีวภาพ

การวัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นทำการวัดทุกวัน โดยวิธีการการแทนที่น้ำ การเก็บตัวอย่างก๊าซเพื่อทำการส่งวิเคราะห์ใช้ถุงเก็บก๊าซที่ได้ตัวอย่างจากจุดเก็บก๊าซในระบบ UASB ที่เป็นตัวอย่างก๊าซก่อนจะเข้าสู่อุปกรณ์วัดปริมาณก๊าซชีวภาพ และทำการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซชีวภาพโดยการตรวจวัดความเข้มข้นก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S) ตามวิธีการวิเคราะห์ของ Mizuno, *et al.* (1997) นอกจากนี้ยังทำการวิเคราะห์ก๊าซมีเทน (CH₄) ในโตรเจน (N₂) คาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ด้วยเครื่อง Gas Chromatography (GC) ของ Hewlett Packard รุ่น HP6890 สำหรับ Detector ที่ใช้คือ Thermal Conductivity Detector (TCD)

2.4.1 การศึกษาปฏิกิริยาทางชีวภาพในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยใช้ระบบ Biofilm ระบบไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) ในห้องปฏิบัติการ

น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดไร้อากาศแบบ UASB ทั้งสองชุดการทดลอง จะนำมาใช้ในการป้อนเข้าสู่ระบบ Biofilm พร้อมกันทั้งสองชุดการทดลอง โดยระบบแรกใช้น้ำทิ้งที่ออกมาจากระบบ UASB-Ca(OH)₂ ระบบที่สองใช้น้ำทิ้งที่นำมาจากระบบ UASB-Ash ซึ่งระบบ Biofilm ทั้งสองชุดประกอบด้วยอุปกรณ์ที่สำคัญดังนี้

1) ถังปฏิกรณ์มีลักษณะเป็นทรงสี่เหลี่ยมผืนผ้าซึ่งประกอบขึ้นมาจากพลาสติกอะคริลิก (Acrylic Plastic) ความกว้าง 25 ซม. ความยาว 50 ซม. ความสูง 26 ซม. ปริมาตร 25 ลิ. มีระบบสูบน้ำโดยใช้ปั๊ม ภายในระบบจะมีหน่วยย่อยซึ่งเป็นกล่องสี่เหลี่ยมขนาดความกว้าง 25 ซม. ความยาว 19 ซม. และความสูง 12 ซม. บรรจุลูกบอลพลาสติก (Aquarium Media) (ภาพประกอบที่ 2-6) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4 ซม. เพื่อให้เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย มีการควบคุมค่าโออาร์พี (ORP) ในถังโดยควบคุมปริมาณออกซิเจนที่เข้าสู่ระบบโดยใช้ปั๊มอากาศ (Air Pump) ซึ่งเป็นการควบคุมแบบอัตโนมัติ (Automatic Controller) น้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Biofilm มีการเชื่อมต่อกับถังพักน้ำทิ้งต่อไป โดยชุดอุปกรณ์ประกอบของระบบบำบัดแบบไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) ในห้องปฏิบัติการแสดงดังภาพประกอบที่ 2-6

2) Peristaltic Pump จำนวนทั้งหมด 2 ตัวซึ่งจะมีปุ่มปรับความเร่งสำหรับปรับความเร็วของน้ำเสียตามความต้องการ โดยใช้สำหรับปัมน้ำเสียเข้าระบบ

3) ชุดอุปกรณ์วัดค่าโออาร์พี (Oxidation Reduction Potential Meter) ของ METTLER TOLEDO จำนวน 1 ชุด

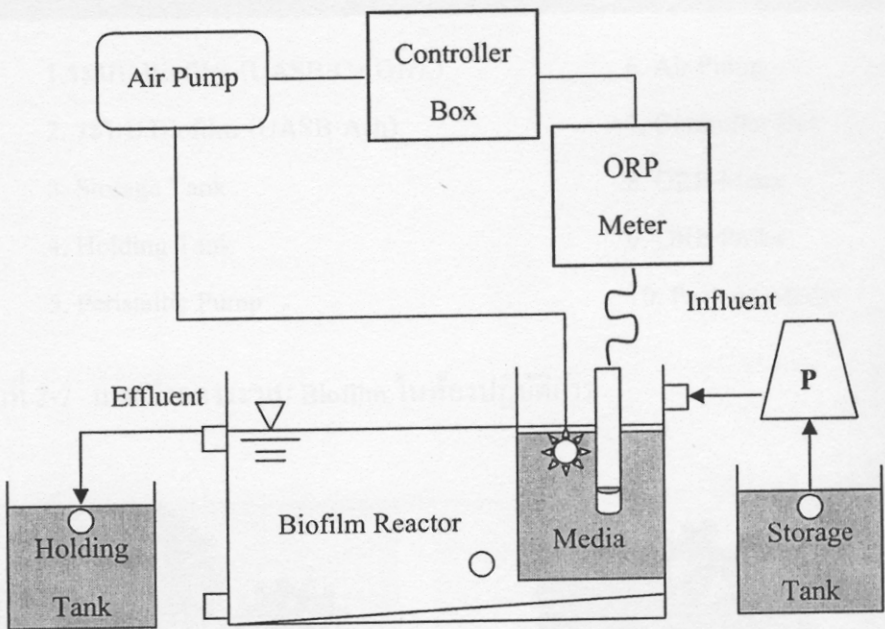
4) ORP Probe ของ METTLER TOLEDO รุ่น pH Transmitter 2400 สำหรับวัดค่า ORP ในถังปฏิกรณ์

5) กล่องควบคุม (Controller Box) ผลิตภัณฑ์ของ บริษัท RKC Instrument Inc. Model CB 700 เป็นอุปกรณ์สำหรับตัดกระแสไฟฟ้าที่จ่ายให้แก่ปั๊มอากาศ โดยอุปกรณ์นี้เชื่อมต่อกับ Oxidation Reduction Potential Meter และปั๊มอากาศ (Air Pump) สำหรับควบคุมค่า ORP ในถังปฏิกรณ์ให้มีค่าอยู่ในช่วงที่ใช้ในการทดลอง

6) ปั๊มอากาศ (Air Pump) เป็นอุปกรณ์ที่ใช้ในการเติมอากาศให้แก่ระบบและควบคุมค่า ORP

7) หัวลูกฟูก ใช้สำหรับกระจายอากาศบริเวณส่วนบนบนชั้นของจุลินทรีย์

8) ลูกบอลพลาสติก (Aquarium Media) สำหรับใช้เป็นที่พักเกาะของเชื้อจุลินทรีย์



หมายเหตุ

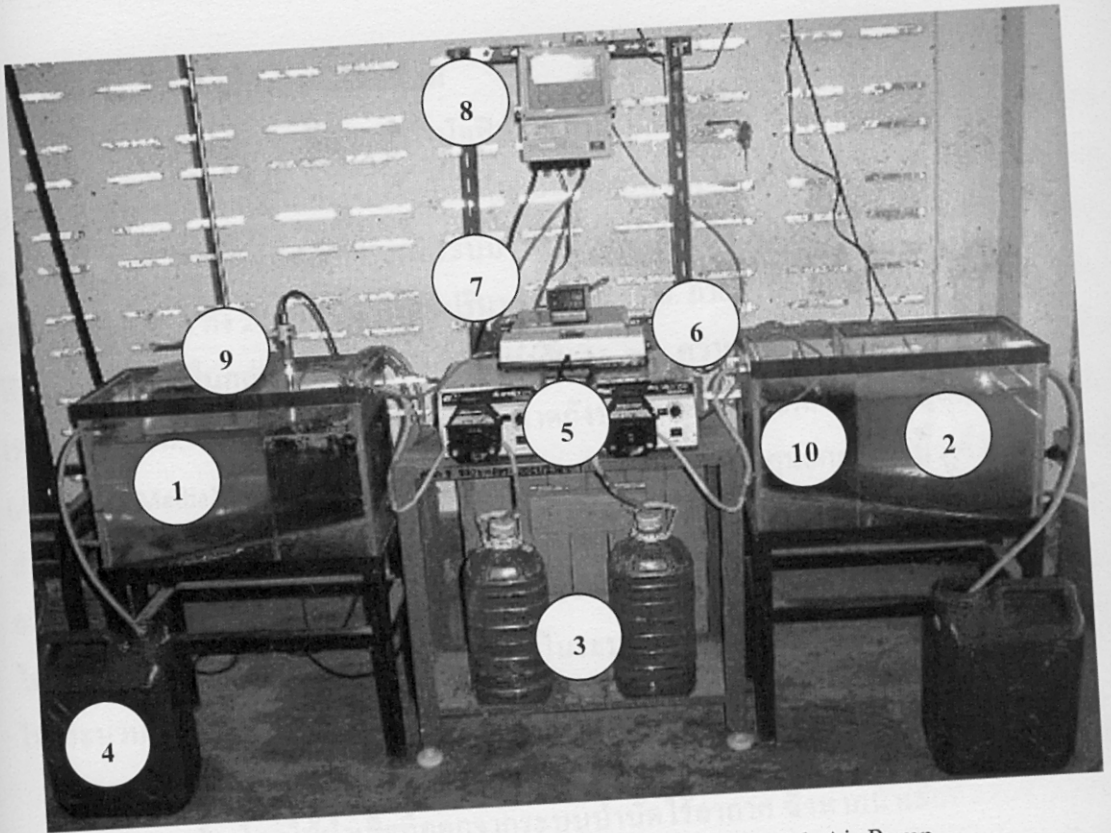


คือ หัวลูกฟูกสำหรับกระจายอากาศ



คือ จุดเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อนำไปวิเคราะห์

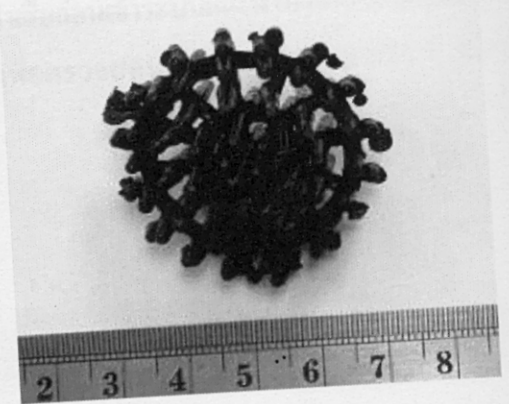
ภาพประกอบที่ 2-6 แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) ในห้องปฏิบัติการ



1. ระบบ Biofilm-(UASB-Ca(OH)₂)
2. ระบบ Biofilm-(UASB-Ash)
3. Storage Tank
4. Holding Tank
5. Peristaltic Pump

6. Air Pump
7. Controller Box
8. ORP-Meter
9. ORP-Probe
10. Packing Media

ภาพประกอบที่ 2-7 แบบจำลองระบบ Biofilm ในห้องปฏิบัติการ



ภาพประกอบ 2-8 ลักษณะลูกบอลพลาสติก (Aquarium Media) ในระบบไบโอฟิล์ม

การเดินระบบไบโอฟิล์ม

การเริ่มต้นเดินระบบไบโอฟิล์มใช้น้ำที่จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ โดยระบบไบโอฟิล์มแบ่งออกเป็น 2 ชุดการทดลอง ซึ่งใช้น้ำที่ออกจาก ระบบ UASB ปรับพีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบโดยใช้ Ash และ CaOH_2 ตามลำดับ ระบบไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) ทั้ง 2 ชุดการทดลองมีปริมาตรเท่ากับ 35 ล. ภายในถังปฏิกรณ์จะมีส่วนที่สร้างชั้นฟิล์มชีวภาพ ซึ่งเป็นกล่องมีขนาดความกว้างเท่ากับ 25 ซม. ความยาวเท่ากับ 19 ซม. และความลึกเท่ากับ 12 ซม. ซึ่งคิดเป็น 1 ใน 3 ของขนาดถังปฏิกรณ์ ภายในกล่องบรรจุลูกบอลพลาสติก (Aquarium Media) ซึ่งไว้ใช้สำหรับกรองน้ำคูลปลา มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ซึ่งจะเป็นวัสดุสำหรับเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ (Media) จากนั้นป้อนน้ำเสียไหลผ่านชั้นของ Media มีการเติมอากาศบริเวณส่วนบน โดยทั้ง 2 ถังปฏิกรณ์มีระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสีย (HRT) ในระบบไบโอฟิล์มเท่ากับ 5 วัน เมื่อได้ชั้นของจุลินทรีย์ในระบบไบโอฟิล์มปริมาณมากเพียงพอจะนำไปใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพต่อไป

ทำการเดินระบบ Biofilm โดยใช้น้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดไร้อากาศของโรงงานน้ำยางข้น โดยใช้น้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดไร้อากาศ ซึ่งหากน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดมีค่าพีเอชเปลี่ยนแปลงมากเกินไปอาจจะต้องปรับค่าพีเอชเพื่อให้ได้ค่าพีเอชเป็นกลาง จากนั้นทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง (Continuous) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 5 วัน ภายในระบบจะมีการเติมอากาศและควบคุมค่า ORP ที่ -130 ± 20 , -180 ± 20 และ -230 ± 20 มิลลิโวลต์ โดยระยะเริ่มแรกจะควบคุมค่า ORP ที่ -180 ± 20 มิลลิโวลต์ เดินระบบจนเข้าสู่สภาวะคงที่ (Stable Condition) จากนั้นจึงทำการเปลี่ยนแปลงค่า ORP โดยจุดเก็บตัวอย่างน้ำแสดงดังตารางที่ 2-4 และวิธีการวิเคราะห์ที่แสดงดังตารางที่ 2-4

ความถี่การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าระบบและน้ำที่จากระบบไบโอฟิล์ม

ในการตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำ เพื่อตรวจสอบประสิทธิภาพของระบบ Biofilm

Reactor ทั้ง 2 ชุดการทดลอง แสดงดังตารางที่ 2-4

ตารางที่ 2-4 ความถี่ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียและน้ำทิ้งจากระบบบำบัด Biofilm Reactor

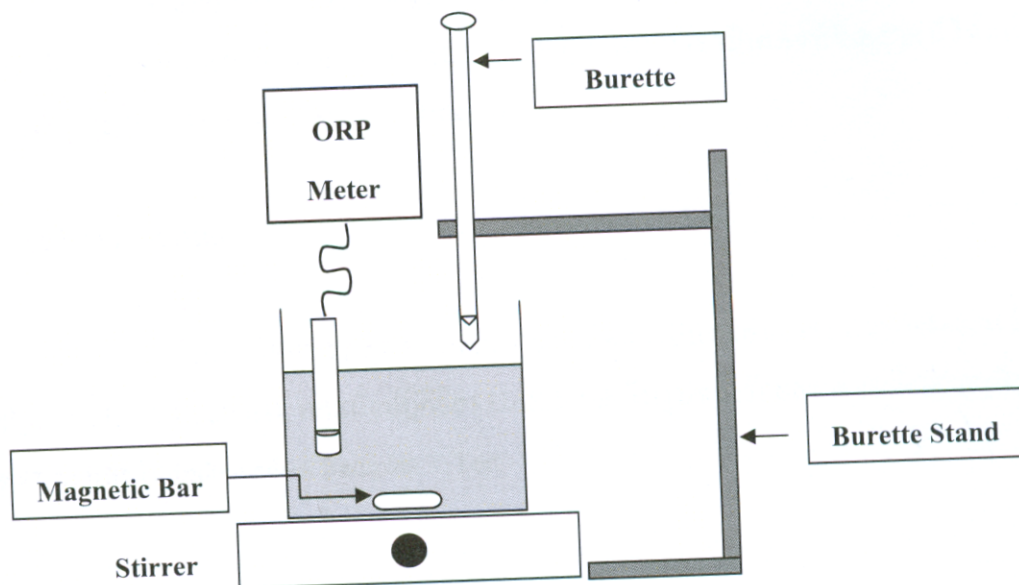
Parameters	Frequency of Monitoring
pH	ทุกวัน
Temperature	ทุกวัน
TCOD	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
FCOD	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
SO ₄ ²⁻	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
S ²⁻	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
SS	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง

หมายเหตุ: วิเคราะห์คุณภาพน้ำ 3 จุด คือ น้ำเสียก่อนเข้าระบบ (Influent) น้ำเสียภายในระบบ และน้ำทิ้งออกจากระบบ (Effluent)

2.4.2 การศึกษาปฏิกิริยาทางเคมีในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์

การศึกษานี้ใช้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดไร้อากาศแบบ UASB ในห้องปฏิบัติการ โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ชุดการทดลอง โดยน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองใช้ปริมาณ 1 ลิตร โดยใส่ในบีกเกอร์ ชุดการทดลองที่ 1 ใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB ปรับพีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบโดยใช้ปูนขาว (UASB-Ca(OH)₂) ชุดการทดลองที่ 2 ใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB ปรับพีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบโดยใช้เถ้าไม้ยางพารา (UASB-Ash) น้ำทิ้งจากระบบ UASB ทั้ง 2 ระบบ ก่อนนำมาทดลอง จะทำการปรับพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 7.0±0.1, 7.5±0.1, 8.0±0.1 โดยใช้กรดไฮโดรคลอริก (HCl) และโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ต่อปริมาตรน้ำทิ้ง 1,000 มล. และควบคุมค่าโออาร์พี (ORP) ให้มีค่าเท่ากับ -130±20, -180±20 และ -230±20 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ ซึ่งควบคุมค่าโออาร์พี (ORP) โดยใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) ความเข้มข้น 15 เปอร์เซ็นต์ ตักวนตลอดเวลาโดยใช้ Stirrer ที่ความเร็ว 150 รอบต่อนาที โดยทั้ง 2 ชุดการทดลองอยู่ภายใต้สภาวะการทดลองเดียวกัน เก็บตัวอย่างน้ำเสียภายหลังการทดลอง ตรวจสอบวิเคราะห์ดังตารางที่ 2-4 เครื่องมือและอุปกรณ์แสดง ดังภาพประกอบที่ 2-9 ซึ่งรายละเอียดของชุดอุปกรณ์ประกอบด้วย

- 1) บีกเกอร์ ขนาด 1,000 มล.
- 2) บิวเรต (Burette) ขนาด 25 มล.
- 3) ขาตั้งบิวเรต (Burette Stand) 1 ชุด
- 4) ชุดเครื่องกวนชนิดใช้แม่เหล็ก (Magnetic Stirrer)
- 5) ORP-Probe ยี่ห้อ METTLER TOLEDO
- 6) ORP-Meter ยี่ห้อ METTLER TOLEDO pH Transmitter 2400



หมายเหตุ : ภายใน Burette บรรจุ H_2O_2 ความเข้มข้น 15 เปอร์เซ็นต์

ภาพประกอบที่ 2-9 แบบจำลองชุดเครื่องมือและอุปกรณ์ในการกำจัด ไฮโดรเจนซัลไฟด์ทางเคมี



ภาพประกอบที่ 2-10 ชุดเครื่องมือและอุปกรณ์ในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ทางเคมี

น้ำเสียที่ได้จากการทดลองโดยใช้กระบวนการทางเคมีในการบำบัดซัลไฟด์นั้น จะนำมาวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมี โดยพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ได้แก่ pH, Temperature, TCOD, SCOD, SO_4^{2-} , S^{2-} และ SS

2.5 การวิเคราะห์ข้อมูล

เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัดระหว่างชุดถึงปฏิกิริยา UASB-Ca(OH)₂ และถึงปฏิกิริยา UASB-Ash ในรูปของร้อยละ ค่าเฉลี่ย ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน และใช้ Independent Samples T-Test

2.6 วัสดุ

วัสดุที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย

1) ตัวอย่างน้ำเสีย จากบ่อรวบรวมน้ำเสียของโรงงาน ที่เลือกทำการศึกษา คือ โรงงานฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด ตั้งอยู่ ณ เลขที่ 75/1 ถนนจะนะ-หนองจิก หมู่ที่ 8 ตำบลบ้านนา อำเภอจะนะ จังหวัดสงขลา

2) หัวเชื้อจุลินทรีย์ (Seed) นำมาจากระบบบำบัดไร้อากาศ แบบ UASB ของ โรงงานฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น ซึ่งตั้งอยู่ ณ เลขที่ 75/1 ถนนจะนะ-หนองจิก หมู่ที่ 8 ตำบลบ้านนา อำเภอ จะนะ จังหวัดสงขลา

2.7 อุปกรณ์

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย

อุปกรณ์เก็บตัวอย่าง ได้แก่

- 1) ขวดโพลีเอทิลีนขนาด 1 ล.
- 2) ถังพลาสติกขนาด 10 ล.
- 3) แกลลอนพลาสติกขนาด 25 และ 30 ล.
- 4) ปัมไคไว (Submersible Pump) ผลิตภัณฑ์ Clinton Type QDX

อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ ได้แก่

- 1) UV-VIS Spectrophotometer ผลิตภัณฑ์ Shimadzu รุ่น UV 1601
- 2) Refrigerated Superspeed Centrifuge ผลิตภัณฑ์ Sorvall รุ่น Super T21
- 3) Touch Mixer ผลิตภัณฑ์ Fisher Scientific รุ่น 231
- 4) เครื่องชั่ง 2 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ Mettler Toledo รุ่น PB1502
- 5) เครื่องชั่ง 4 ตำแหน่ง ผลิตภัณฑ์ Mettler Toledo รุ่น AB 204
- 6) เครื่องลดปริมาตรตัวอย่าง (Rotary Evaporator) ผลิตภัณฑ์ Buchi รุ่น R-114
- 7) เครื่องวัดพีเอช (pH Meter) ผลิตภัณฑ์ WTW รุ่น pH 526
- 8) ตู้อบความร้อนแห้ง (Hot Air Oven) ผลิตภัณฑ์ Contherm รุ่น 240M
- 9) เตาเผา (Furnace) ผลิตภัณฑ์ Thermolyne รุ่น 6000
- 10) เครื่องกวนชนิดใช้แม่เหล็ก (Magnetic Stirrer) และเตาไฟฟ้า (Hot plate) ของ Framo รุ่น M 21/1
- 11) เครื่องปั๊มสุญญากาศ (Vacuum Pump) ผลิตภัณฑ์ GAST รุ่น 0296
- 12) ตู้ดูดความชื้น (Desiccator) ผลิตภัณฑ์ Sanplatee
- 13) ตู้บ่มบีโอดี (BOD Incubator) ผลิตภัณฑ์ ภายในประเทศ
- 14) เตาข่อยสลายตัวอย่างสำหรับซีโอดีแบบปิด (Heating Blocks) ผลิตภัณฑ์ J.P Selecta รุ่น R.A.T.
- 15) ชุดกลั่นแอมโมเนีย (Ammonia Distillation Apparatus) ผลิตภัณฑ์ Gerhardt รุ่น EV 16

บทที่ 3

ผลและวิจารณ์ผลการวิจัย

3.1 ผลการศึกษาคุณสมบัติความเป็นต่างของเถ้าไม้ยางพารา (Ash)

เถ้าไม้ยางพาราเป็นกากของเสียที่มีมากในพื้นที่ภาคใต้โดยพบมากในโรงงานที่ใช้ฟืนจาก ไม้ยางพาราเป็นเชื้อเพลิงในการให้พลังงานความร้อน เช่นในกระบวนการให้ความร้อนหม้อน้ำ (Boiler) เป็นต้น โดยภายหลังการใช้ฟืนจาก ไม้ยางพาราในการให้พลังงานจนเสร็จสิ้นแล้ว จะเกิดเถ้า จากกระบวนการเผาไหม้ ซึ่งโรงงานส่วนใหญ่จะไม่มีการนำมาใช้ประโยชน์และการกำจัดส่วนใหญ่จะดำเนินการ โดยการวางกองบนพื้นที่ว่างเปล่าของโรงงานหรือบริเวณใกล้เคียง ซึ่งอาจส่งผลเสียต่อโครงสร้างดินหรือสิ่งแวดล้อมในบริเวณนั้นๆ ได้ เนื่องจากเถ้ามีคุณสมบัติเป็นต่าง โดยจากการศึกษาสมบัติทางเคมีของเถ้าจากการเผาไหม้ในหม้อน้ำของโรงงานอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งในพื้นที่จังหวัดสงขลาจากรายงานของ พนาลี ชีวภิกดาการ และคณะ (2548) พบว่าเถ้ามีองค์ประกอบของสารประกอบต่างๆ หลายชนิด อาทิเช่น Na_2O , MgO , Al_2O_3 , SiO_2 , SO_3 , K_2O , Fe_2O_3 และ CaO ในปริมาณต่างๆ กัน แต่องค์ประกอบที่สำคัญที่มีคุณสมบัติเป็นต่าง และมีปริมาณสูงถึงร้อยละ 59.52 คือ CaO และในการทดลองเบื้องต้นพบว่าเถ้าไม้ยางพารามีระดับพีเอชเฉลี่ยสูงถึง 13.11 (พนาลี ชีวภิกดาการ และคณะ, 2548) ซึ่งจากคุณสมบัติดังกล่าวข้างต้นของเถ้าไม้ยางพาราอาจสามารถนำมาใช้ประโยชน์ในการปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดที่มีค่าทำให้เพิ่มสูงขึ้นและเหมาะสมก่อนที่จะเข้าระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานได้

3.2 ลักษณะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

การศึกษาวิจัยในครั้งนี้ ใช้น้ำเสียจากโรงงานผลิตอุตสาหกรรมน้ำยางข้นจำกัด ซึ่งเป็นโรงงานผลิตน้ำยางข้น ยางสกิม และยางแท่ง โดยระบบบำบัดของโรงงานประกอบด้วย บ่อดักเศษยาง (Rubber Trap), บ่อปรับเสถียร (Equalization Pond), บ่อ DAF, ถังปฏิกรณ์บำบัดน้ำเสียแบบ SRR, ถังปฏิกรณ์บำบัดน้ำเสียแบบ UASB และบ่อบึงประดิษฐ์ น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากบ่อรวมน้ำเสีย (บ่อ EQ+DAF1) ของโรงงาน โดยทำการเก็บตัวอย่างแบบจ้วง (Grab Sampling) ลักษณะของน้ำเสียแสดงดังตารางที่ 3-1 ลักษณะของบ่อรวมน้ำเสียเป็นบ่อคอนกรีตมีปริมาตรบ่อเท่ากับ 780 ลบ.ม. มีปริมาณน้ำเสียเข้าสู่บ่อประมาณ 750 ลบ.ม./วัน และมี HRT ประมาณ 1 วัน จากการศึกษาคูณสมบัติน้ำเสียเบื้องต้น พบว่า น้ำเสียมีสภาพเป็นกรดสูง โดยมีค่าพีเอชเฉลี่ย 4.7 ± 0.8 มีค่าซีโอดีทั้งหมดเท่ากับ $5,537 \pm 1,005$ มก./ล. มีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสูงเฉลี่ย 982.4 ± 103.9 มก./ล.

เนื่องจากในกระบวนการผลิตของโรงงานมีการใช้กรดเช่น กรดซัลฟูริก (H_2SO_4) กรดฟอร์มิก ($HCOOH$) เป็นต้น และน้ำเสียบางส่วนมีการกักเก็บไว้กระบวนการผลิตระยะหนึ่งเกิดการหมักในสภาวะไร้อากาศ ปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 501.3 ± 129.9 มก./ล. ปริมาณซัลไฟด์เฉลี่ยเท่ากับ 28.1 ± 8.2 มก./ล. นอกจากนี้ยังพบว่าน้ำเสียมีปริมาณซัลเฟตเฉลี่ยสูงถึง $1,809 \pm 424$ มก./ล. สาเหตุของซัลเฟตที่มีปริมาณสูงเนื่องจากมีการใช้ H_2SO_4 ในการจับตัวหางน้ำยาง

ตารางที่ 3-1 ลักษณะน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นที่ศึกษา

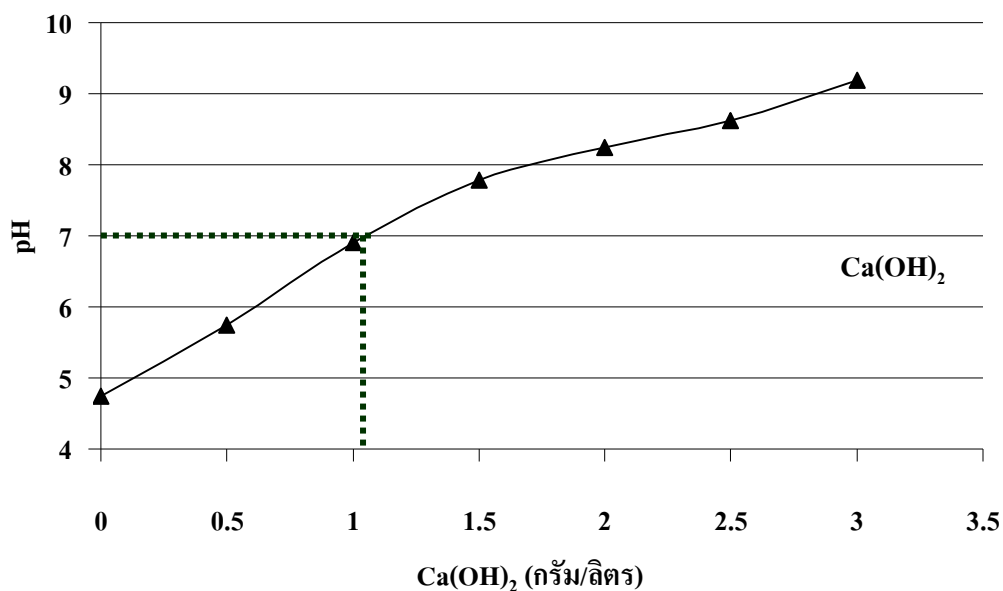
Parameter	Range	$\bar{X} \pm SD$
Temperature ($^{\circ}C$)	21.1-32.1	28.7 ± 2.7
pH	3.3-4.1	4.7 ± 0.8
Alkalinity (mg/L as $CaCO_3$)	340.7-752.0	701 ± 132
VFA (mg/L as CH_3COOH)	812-1,108	982.4 ± 103.9
BOD ₅ (mg/L)	1,950-1,115	$3,867 \pm 1,685$
TCOD (mg/L)	3,129-7,042	$5,537 \pm 1,005$
SCOD (mg/L)	2,347-5,357	$3,840 \pm 792$
SS (mg/L)	250.7-875.4	501.3 ± 129.9
TKN (mgN/L)	303.0-648.7	528.7 ± 141.1
NH_4^+ (mgN/L)	263.7-548.3	397.3 ± 106.8
SO_4^{2-} (mg/L)	1,075-2,157	$2,167 \pm 424$
S^{2-} (mg/L)	41-14	28.1 ± 8.2

3.3 ผลการทดลองปริมาณการใช้ปูนขาว ($Ca(OH)_2$) และเถ้าไม้ยางพารา (Ash) ต่อการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น

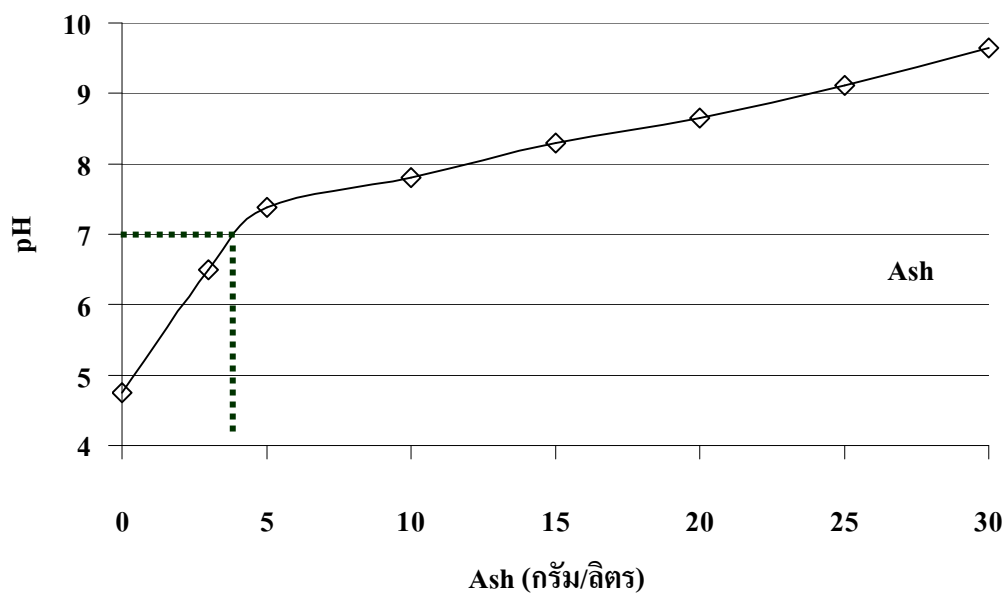
3.3.1 การเปลี่ยนแปลงของระดับพีเอชโดยใช้ $Ca(OH)_2$ และ Ash

จากการศึกษาเพื่อหาปริมาณการใช้ $Ca(OH)_2$ และ Ash ต่อการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น พบว่า ในการปรับพีเอชน้ำเสียที่มีระดับพีเอชเริ่มต้นเท่ากับ 4.75 ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ใช้ $Ca(OH)_2$ ปริมาณ 1.1 ก./ล. และใช้ Ash ปริมาณ 3.6 ก./ล. ซึ่งแสดงให้เห็นว่าปริมาณการใช้ Ash มีค่ามากกว่าการใช้ $Ca(OH)_2$ มากกว่าถึง 3 เท่า เมื่อเปรียบเทียบในระดับค่าความเป็นกรด-ด่าง เดียวกัน ทั้งนี้เนื่องมาจากปูนขาว ($Ca(OH)_2$) เมื่อละลายน้ำแล้วทำให้สภาพความเป็นด่างของน้ำสูงขึ้น เพราะ $Ca(OH)_2$ มีองค์ประกอบจากสารพวกไบคาร์บอเนต (มันลิน ต้นทุลเวศม์, 2538) ที่สูงกว่าส่งผลให้ค่าความเป็นด่าง (Alkalinity) ของน้ำเสียภายหลังปรับโดยใช้ $Ca(OH)_2$ มีค่า

มากกว่า Ash ที่ระดับพีเอชเดียวกัน และแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรด-ด่างมีความสัมพันธ์กับปริมาณวัสดุที่ใช้ไปในทิศทางเดียวกันดังแสดงในภาพประกอบ 3-1 และ 3-2



ภาพประกอบ 3-1 ปริมาณการใช้ Ca(OH)_2 ที่ปริมาณต่างๆ ต่อระดับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นที่เปลี่ยนแปลงไป



ภาพประกอบ 3-2 ปริมาณการใช้ Ash ที่ปริมาณต่างๆ ต่อระดับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นที่เปลี่ยนแปลงไป

ทั้งนี้อาจมีการปรับปริมาณการใช้ Ca(OH)_2 และ Ash ตามค่าพีเอชน้ำเสียเริ่มต้น ตลอดระยะเวลาการทดลองโดยคุณลักษณะของน้ำเสียหลังจากปรับพีเอชด้วย Ca(OH)_2 และ Ash ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ตลอดการทดลองแสดงในตารางที่ 3-2

ตารางที่ 3-2 ลักษณะน้ำเสียทางเคมีที่ใช้ในการทดลองเดินระบบ UASB หลังจากปรับพีเอชด้วย Ca(OH)_2 (UASB- Ca(OH)_2) และ Ash (UASB-Ash) ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1

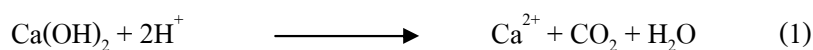
Parameters	UASB- Ca(OH)_2		UASB-Ash	
	Range	$\bar{X} \pm \text{SD}$	Range	$\bar{X} \pm \text{SD}$
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	22-27.5	24.75 \pm 22.7	23.2-28.0	25.6 \pm 2.4
pH	7.07-7.12	7.09 \pm 0.1	7.11-7.17	7.14 \pm 0.1
Alkalinity (mg/L as CaCO_3)	1,227-2,318	1,769 \pm 173	1,515-2,455	2,022 \pm 224
VFA (mg/L as CH_3COOH)	688-1,307	987 \pm 146	591-1,117	968 \pm 105
BOD ₅ (mg/L)	2,356-4,750	3,498 \pm 618	2,600-4,667	3,497 \pm 690
TCOD (mg/L)	5,026-7,238	5,567 \pm 476	4,890-7,437	5,743 \pm 481
FCOD (mg/L)	4,319-5,986	4,7169 \pm 267	4,205-6,064	4,883 \pm 345
SS (mg/L)	463-567	528 \pm 49	485-582	538 \pm 24
TKN (mg/L)	397-676	588 \pm 118	369-707	566 \pm 142
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	223-573	336 \pm 213	173-602	335 \pm 186
SO_4^{2-} (mg/L)	1,721-2,178	1,990 \pm 123	1,732-2,186	1,952 \pm 115
S^{2-} (mg/L)	18-40	32 \pm 4	21-40	29 \pm 4

และเมื่อปรับค่าความเป็นกรด-ด่างโดยใช้ Ca(OH)_2 และ Ash พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าเพิ่มสูงขึ้นจากน้ำเสียเริ่มต้นที่ใช้ในการทดลอง (ภาพประกอบ 3-7 และ 3-8) ส่วนค่าซีโอดีเริ่มต้นเท่ากับ 5,245 มก./ล. เมื่อปรับค่าความเป็นกรด-ด่างโดยใช้ Ca(OH)_2 และ Ash พบว่า ปริมาณซีโอดีมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้น ตามปริมาณวัสดุปรับระดับพีเอชที่ใช้

โดยเมื่อพิจารณาปริมาณของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2 พบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าต่ำกว่า Ash ทั้งนี้เนื่องมาจาก Ca(OH)_2 นอกจากคุณสมบัติในการปรับค่าความเป็นกรด-ด่างแล้ว ยังมีส่วนช่วยในการเพิ่มประสิทธิภาพในการรวมตัวกันของตะกอนในน้ำเสียอีกด้วย (กัลยา ศรีสุวรรณ, 2541) นอกจากนี้ น้ำเสียที่ปรับค่าความเป็นกรด-ด่างโดยใช้ Ash จะมีปริมาณตะกอนสูงกว่า ซึ่งสามารถสังเกตได้จากการที่น้ำเสียไว้จะเห็นได้ชัดเจนว่า น้ำเสียที่ปรับค่าความเป็นกรด-ด่าง โดยใช้ Ash จะมีตะกอนลอยไม่จมตัวอยู่ในปริมาณที่สูงกว่า

ถึงแม้ว่าจะเพิ่มระยะเวลาในการทิ้งให้ตกตะกอนให้นานขึ้นก็ตาม เนื่องจาก Ash นั้นมีตะกอนแขวนลอย ที่เกิดจากถ่านจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ และสารอินทรีย์อื่นๆ ในปริมาณที่สูงกว่า Ca(OH)_2

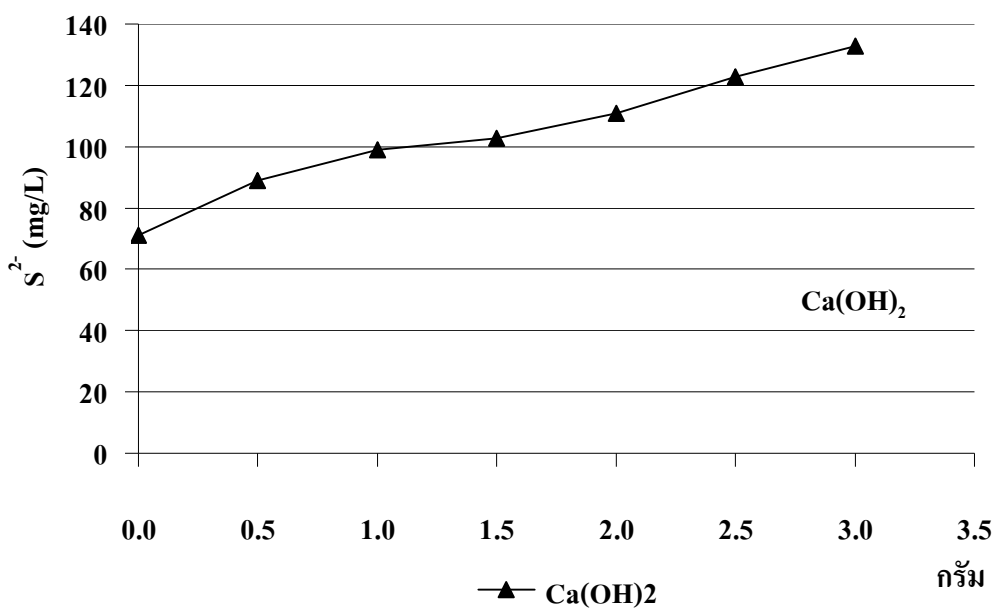
นอกจากนั้นน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash ยังมีความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดสูงกว่า Ca(OH)_2 เนื่องจากการปรับพีเอชด้วย Ash เป็นการเพิ่มสารอินทรีย์ที่สามารถออกซิไดซ์ได้ซึ่งจะแสดงในรูปของค่าซีโอดีด้วย จึงทำให้ซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียมียค่าเพิ่มขึ้น ส่วนน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ca(OH)_2 จะมีความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมดน้อยกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash ทั้งนี้เนื่องจากองค์ประกอบของ Ca(OH)_2 ที่มี CaO ซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดซับมลสารได้ (พนาลี ชีวภิกดาการ และคณะ, 2548) นอกคุณสมบัติดังกล่าวแล้ว Ca(OH)_2 ยังมีส่วนช่วยในการตกตะกอนของของแข็งแขวนลอยที่มีอยู่ในน้ำเสียอีกด้วย เนื่องจาก Ca(OH)_2 เมื่อเกิดปฏิกิริยาแล้วจะแตกตัวเป็นไอออนของไฮดรอกไซด์ (OH^-) ได้ ดังนั้นจึงส่งผลให้สารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของของแข็งแขวนลอยรวมตัวกันเป็นฟล็อกตกลงสู่ก้นถัง (สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2545) ซึ่งสอดคล้องกับความเข้มข้นของซีโอดีละลายน้ำ ซัลเฟต ทีเคเอ็น แอมโมเนีย ไนโตรเจน ที่น้อยลงเมื่อเทียบกับน้ำเสียที่ไม่ผ่านการปรับพีเอช อย่างไรก็ตามจะเห็นว่าสภาพต่างของน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ca(OH)_2 จะมีค่าสูงกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash เนื่องจาก Ca(OH)_2 จะมีองค์ประกอบที่เป็น CaO ซึ่งจะทำปฏิกิริยาให้สารประกอบไบคาร์บอเนต (CaCO_3) สูงกว่าใน Ash ซึ่งมีองค์ประกอบของ CaO ร้อยละ 59.52 (ตารางที่ 3-2) โดยคุณสมบัติของ CaO เมื่อละลายน้ำแล้วเกิดปฏิกิริยาส่งผลให้ระดับพีเอชภายหลังเพิ่มสูงขึ้น ดังนั้นเมื่อใช้ในปริมาณความเข้มข้นเท่ากัน จะมีผลให้ปฏิกิริยาการแตกตัวเป็นสารประกอบไบคาร์บอเนต (CaCO_3) ได้ต่ำกว่าเมื่อใช้ Ash ดังนั้นจึงต้องใช้ปริมาณของ Ash ที่มากขึ้นเพื่อเพิ่มปริมาณของ CaO ที่จำเป็นในการเพิ่มระดับพีเอชของน้ำเสียให้มีค่าสูงขึ้น โดยปฏิกิริยาของ Ca(OH)_2 และ CaO เมื่อเติมลงไปในน้ำเสียแสดงดังสมการ



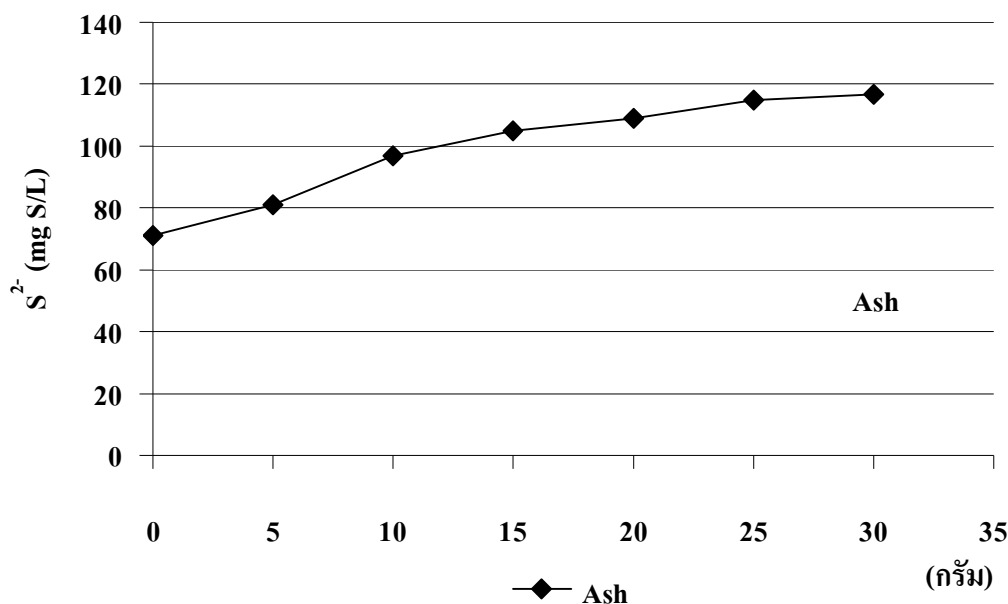
ที่มา : จำเป็น อ่อนทอง, 2545

3.3.2 ปริมาณซัลไฟด์หลังจากปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

ปริมาณซัลไฟด์ของน้ำเสียภายหลังปรับพีเอชจะมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นตามปริมาณวัตถุปรับพีเอชที่เพิ่มสูงขึ้น (ภาพประกอบ 3-3 และ 3-4) แต่ปริมาณการเพิ่มขึ้นของซัลไฟด์ในน้ำเสียภายหลังการปรับพีเอชโดยใช้ Ash จะมีค่าสูงกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ทั้งนี้เนื่องจาก Ash มีองค์ประกอบของ SO_3 ถึงร้อยละ 3.08 (พนาลี ชีวภิกขการ และคณะ, 2548) ซึ่งองค์ประกอบดังกล่าว เมื่อเข้าสู่ระบบบำบัดแบบไร้อากาศแล้วจะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียกลุ่มรีดิวส์ซัลเฟต (Sulfate Reducing Bacteria) เปลี่ยนรูปไปอยู่ในรูปสารประกอบซัลไฟด์ อาทิเช่น ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่ละลายในน้ำเป็นต้น ส่งผลให้น้ำเสียเมื่อผ่านการวิเคราะห์จึงมีปริมาณซัลไฟด์เพิ่มสูงขึ้น



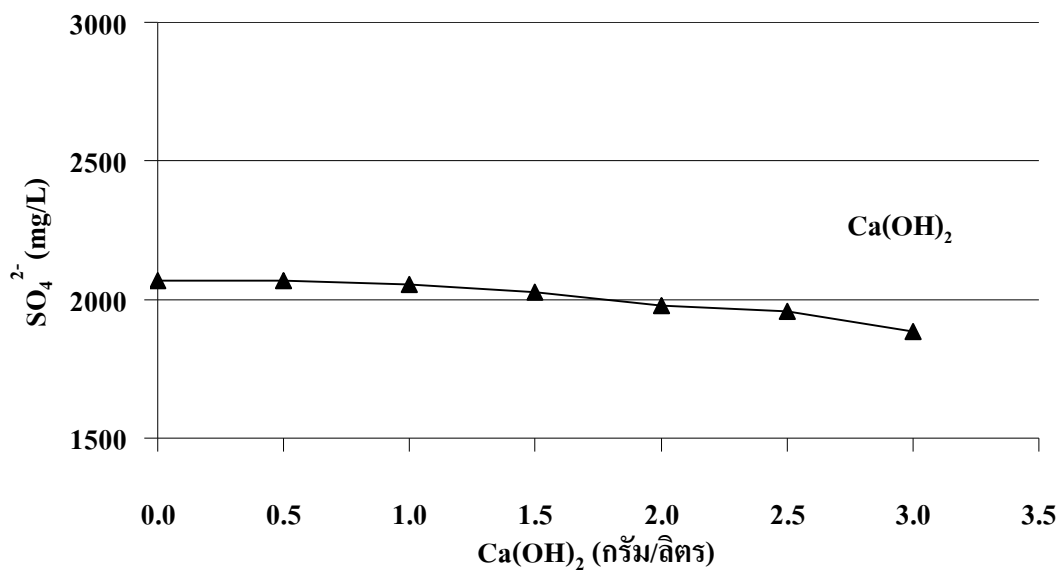
ภาพประกอบ 3-3 ปริมาณซัลไฟด์ภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$



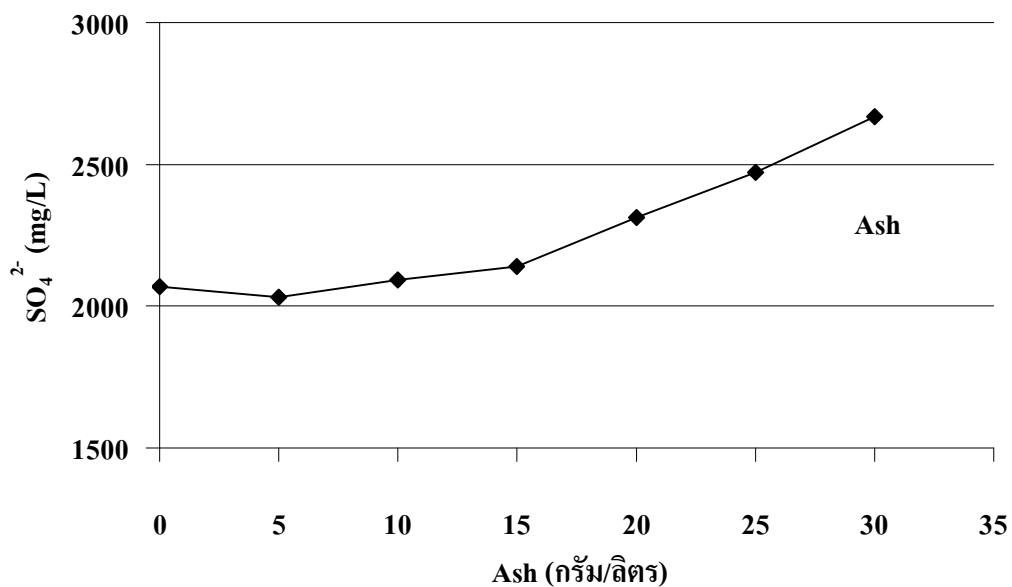
ภาพประกอบ 3-4 ปริมาณซัลไฟด์ภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

3.3.3 ความเข้มข้นของซัลเฟตหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

น้ำเสียจากโรงงานน้ำยางข้นมีความเข้มข้นของซัลเฟตประมาณ 2,167 มก./ล. น้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ จะมีความเข้มข้นของซัลเฟตลดลงตามปริมาณ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ที่เติมลงไป แต่อัตราการลดลงของซัลเฟตนั้นลดลงเพียงเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของซัลเฟตเริ่มต้น ซึ่งน้ำเสียก่อนเข้าระบบภายหลังการปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1,884.85 มก./ล. ซัลเฟต (ภาพประกอบ 3-5) ทั้งนี้อาจเกิดเนื่องมาจากคุณสมบัติของ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ที่สามารถดึงเอาสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำรวมทั้งซัลเฟตด้วย ให้รวมตัวกันเป็นฟล็อก (Floc) ตกลงสู่ด้านล่าง ซึ่งผลของน้ำเสียที่ได้จากการปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ มีค่าแตกต่างจากการปรับพีเอชด้วย Ash โดยพบว่าเมื่อใช้ Ash ความเข้มข้นของซัลเฟตจะเพิ่มสูงขึ้นจากน้ำเสียในระยะเริ่มต้นโดยมีค่าเพิ่มสูงขึ้นจากเดิมเท่ากับ 2,668.68 มก./ล. ซัลเฟต (ภาพประกอบ 3-6)



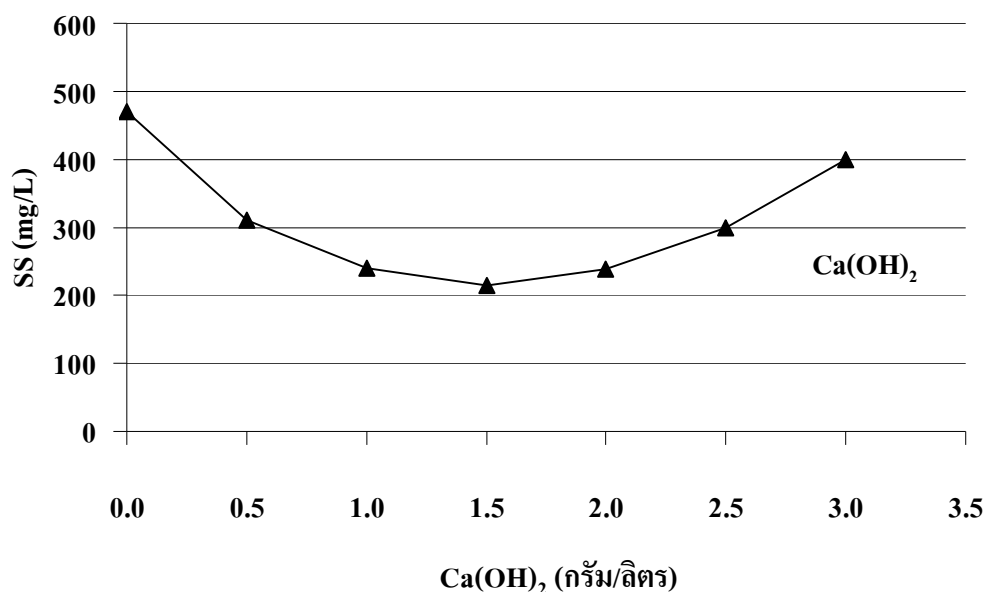
ภาพประกอบ 3-5 ความเข้มข้นของซัลเฟตภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)₂



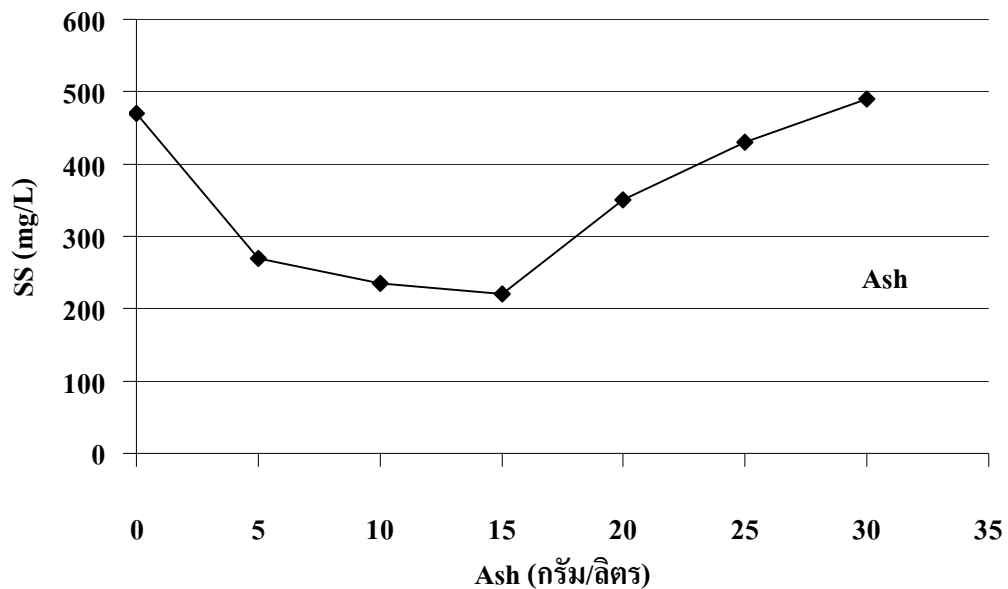
ภาพประกอบ 3-6 ความเข้มข้นของซัลเฟตภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ash

3.3.4 ปริมาณของแข็งแขวนลอยหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2 และ Ash

ปริมาณของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2 และ Ash จะมีความสัมพันธ์กับปริมาณวัสดุที่ใช้ในการปรับพีเอชและระยะเวลาที่ใช้ในการตกตะกอน โดยพบว่า ปริมาณของแข็งแขวนลอยของน้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ Ash จะมีค่าสูงกว่าน้ำเสียที่ปรับด้วย Ca(OH)_2 ซึ่งเกิดจากปริมาณการใช้ Ash ที่สูงกว่าและลักษณะการละลายของวัสดุทั้งสองชนิดที่แตกต่างกันในน้ำเสีย ซึ่งน้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ Ash จะสังเกตได้ว่ามีปริมาณของแข็งไม่จมตัวที่สูงกว่าน้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2 ที่ระยะเวลาในการตกตะกอนเท่ากัน แต่ปริมาณวัสดุที่ใช้ในการปรับพีเอชที่เพิ่มสูงขึ้นส่งผลให้ในระยะเริ่มต้นปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าต่ำเนื่องจากใช้วัสดุในปริมาณน้อยกว่า แต่เมื่อปริมาณวัสดุที่ใช้ในการปรับพีเอชเพิ่มสูงขึ้นจะส่งผลให้ตะกอนภายหลังปรับพีเอชตกตะกอนไม่สมบูรณ์ (ภาพประกอบ 3-7 และ 3-8)



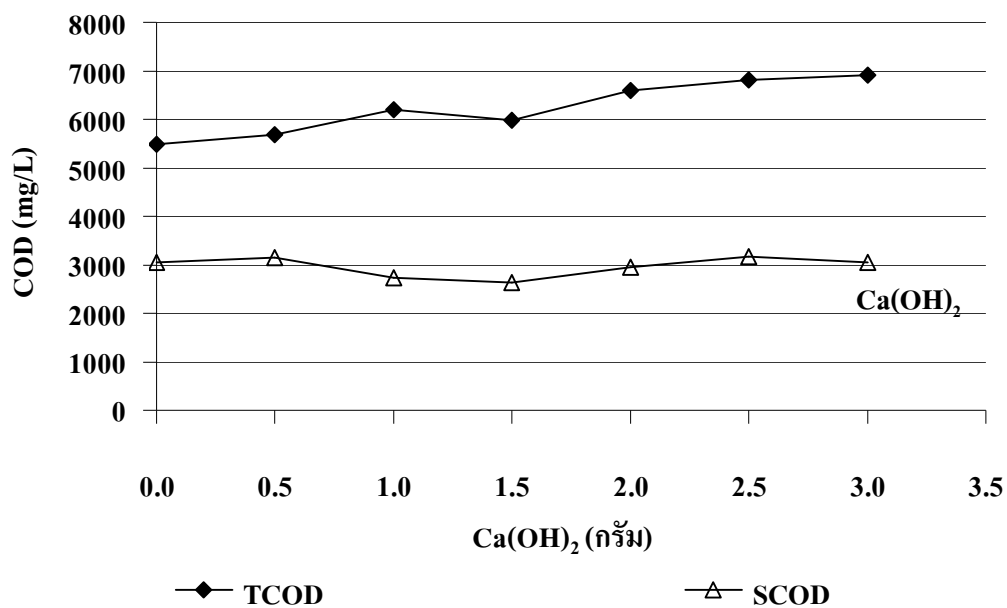
ภาพประกอบ 3-7 ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2



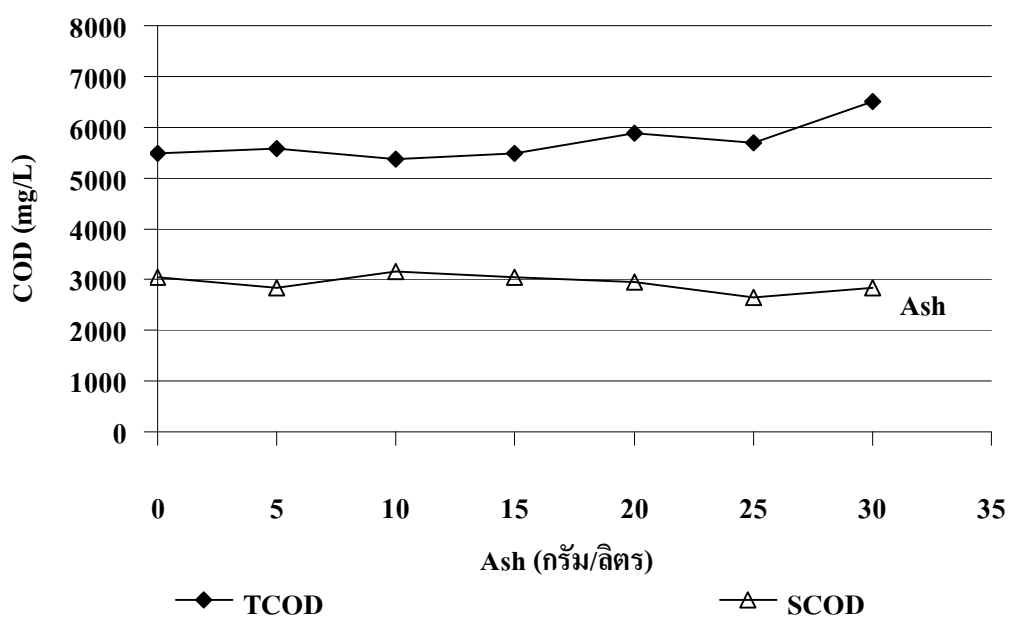
ภาพประกอบ 3-8 ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายหลังปรับพีเอชโดยใช้ Ash

3.3.5 ความเข้มข้นของซีโอดีหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

ความเข้มข้นของ TCOD และ SCOD ในระยะเริ่มต้นก่อนการปรับพีเอชเท่ากับ 5,482.23 และ 3,045.68 มก./ล. แต่เมื่อมีการปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash ในทั้งสองชุด การทดลองเห็นได้ว่าแนวโน้มของค่าซีโอดีเปลี่ยนแปลงไปในทิศทางที่สูงขึ้นตามปริมาณวัสดุที่ใช้ในการปรับพีเอชที่มากขึ้นด้วย โดยค่าของ TCOD และ SCOD มีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 6,903.55 และ 3,045.68 มก./ล. ของการทดลองปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (ภาพประกอบ 3-9) และมีค่าเท่ากับ 6,497.46 และ 2,842.64 มก./ล. ของการทดลองปรับพีเอชโดยใช้ Ash (ภาพประกอบ 3-10) ตามลำดับ สาเหตุที่ส่งผลให้ความเข้มข้นของซีโอดีที่เพิ่มสูงขึ้นนั้นเนื่องมาจากปริมาณวัสดุที่ใช้ในการปรับพีเอชที่เพิ่มสูงขึ้นอีกทั้งยังเกิดจากองค์ประกอบที่มีอยู่ภายในวัสดุที่ใช้นั้นมีการสลายตัวออกมาทำปฏิกิริยากับน้ำเสียส่งผลให้มีปริมาณของทั้งสารอินทรีย์และอนินทรีย์ที่ละลายอยู่ในรูปสารละลายในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย



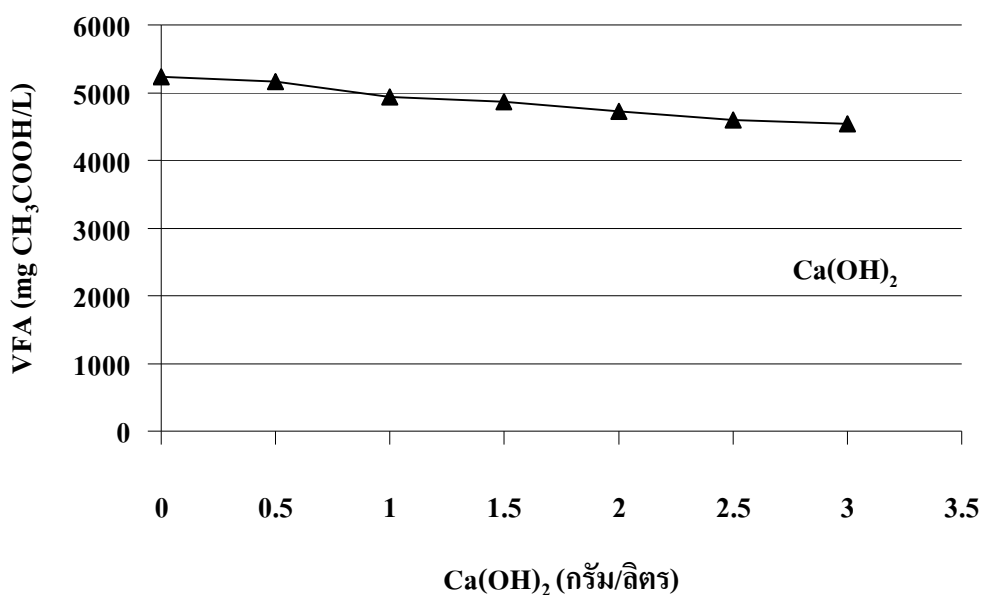
ภาพประกอบ 3-9 ความเข้มข้นของซีโอดีหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)₂



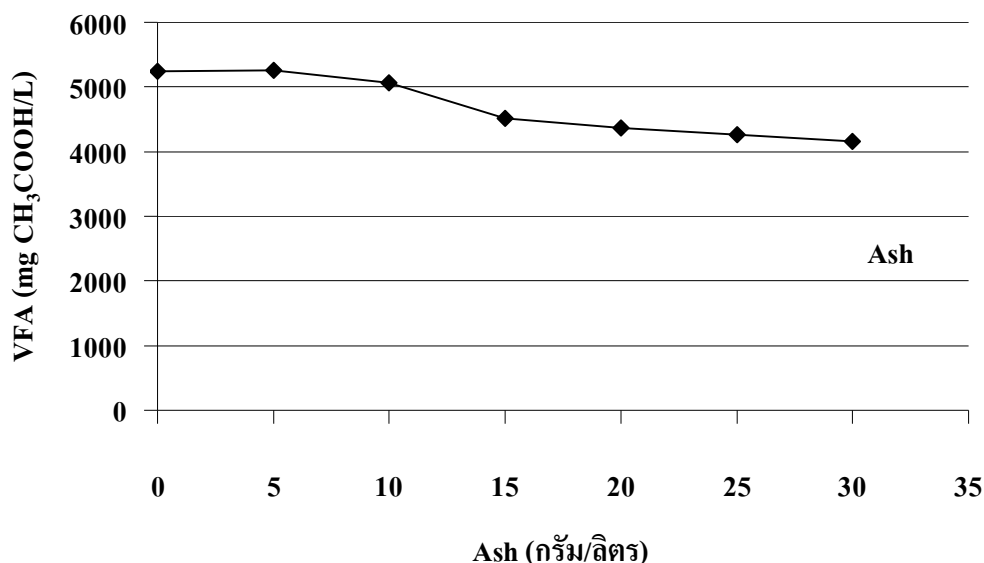
ภาพประกอบ 3-10 ความเข้มข้นของซีโอดีหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ash

3.3.6 ปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

จากผลการทดลองในการใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash แสดงให้เห็นว่าวัสดุปรับพีเอชทั้งสองชนิดสามารถทำปฏิกิริยาและให้สภาพต่างกับน้ำเสียหลังจากทำการปรับพีเอชได้ ซึ่งสภาพต่างที่เพิ่มขึ้นนั้นมีผลในการต่อต้านการลดลงของพีเอชเนื่องจากกรดไขมันระเหยง่ายที่มีอยู่ในน้ำเสียได้ ซึ่งหากน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสูงและพีเอชต่ำย่อมส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์และประสิทธิภาพการบำบัดภายในระบบ จากภาพประกอบ 3-11 และ 3-12 เห็นว่ากรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสียนั้นมีแนวโน้มลดลงเนื่องจากมีบางส่วนทำปฏิกิริยากับสารปรับพีเอชที่เติมลงไป สภาพต่างที่เกิดขึ้นนั้นเกิดจาก CaO ที่เป็นองค์ประกอบหลักที่มีอยู่ในวัสดุทั้งสองชนิดจะทำปฏิกิริยาให้เกิดสารประกอบพวกไบคาร์บอเนตที่ให้สภาพต่าง (Alkalinity) ซึ่งถือเป็นข้อดีส่วนหนึ่งของการใช้วัสดุปรับพีเอชโดยช่วยลดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ภายในระบบบำบัดได้



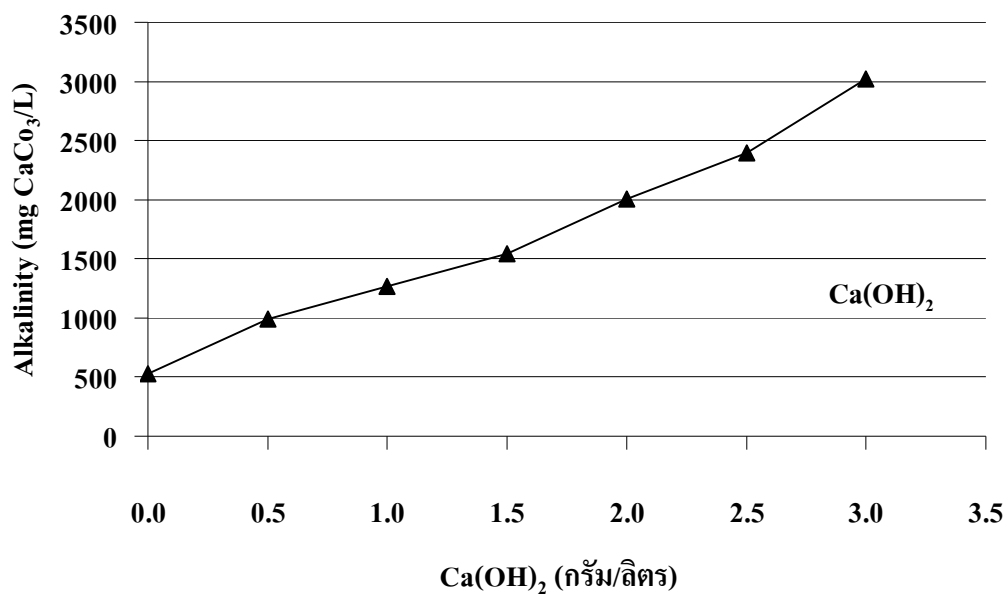
ภาพประกอบ 3-11 ปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$



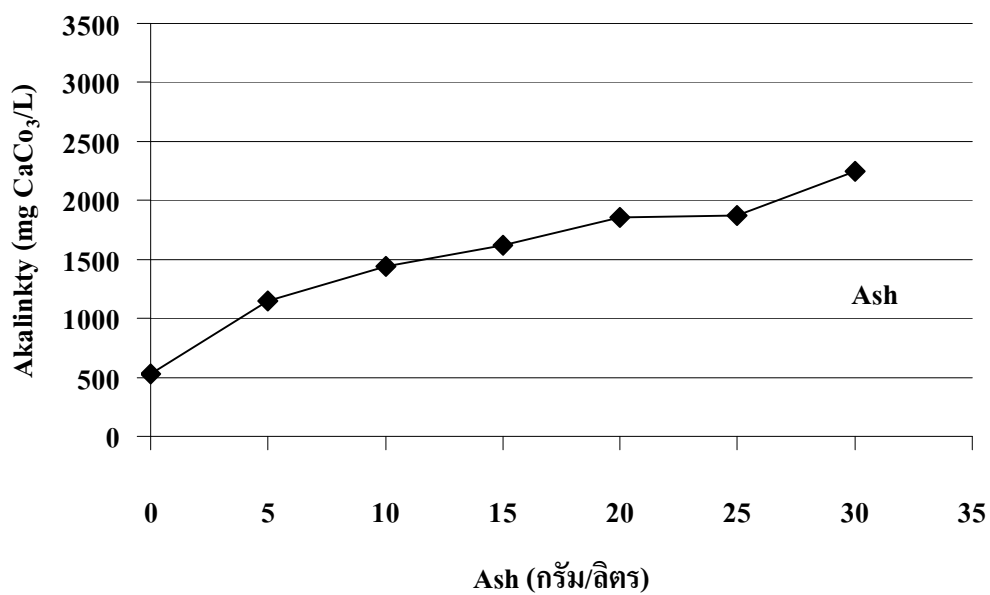
ภาพประกอบ 3-12 ปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายหลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ash

3.3.7 ความเข้มข้นของ Alkalinity หลังจากปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

น้ำเสียหลังปรับพีเอชโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash มีความเข้มข้นของสภาพด่าง (Alkalinity) ที่สูงขึ้นซึ่งสอดคล้องกับปริมาณกรดไขมันระเหยง่าย (VFA) ที่มีค่าลดลง สภาพด่างนี้เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้ในการชี้วัดถึงสภาวะภายในระบบว่ามีความจุบัฟเฟอร์หรือความต้านทานการเปลี่ยนแปลงของพีเอชเพียงใด ซึ่งหากสภาพด่างมีค่าต่ำแสดงว่ามีการสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายภายในระบบเพียงเล็กน้อย อาจทำให้พีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็วจนทำให้ระบบล้มเหลวได้ ซึ่งจากการศึกษาแสดงให้เห็นว่าค่า Alkalinity มีความสัมพันธ์กับปริมาณวัสดุปรับพีเอชที่เติมลงไปโดย $\text{Ca}(\text{OH})_2$ จะให้สภาพด่างที่สูงกว่า Ash อย่างชัดเจน โดยดูได้จากปริมาณการใช้ที่ไม่เท่ากันโดยปริมาณการใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ จะต่ำกว่าและให้สภาพด่างที่สูงกว่า Ash (ภาพประกอบ 3-13 และ 3-14)



ภาพประกอบ 3-13 ความเข้มข้นของ Alkalinity หลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2



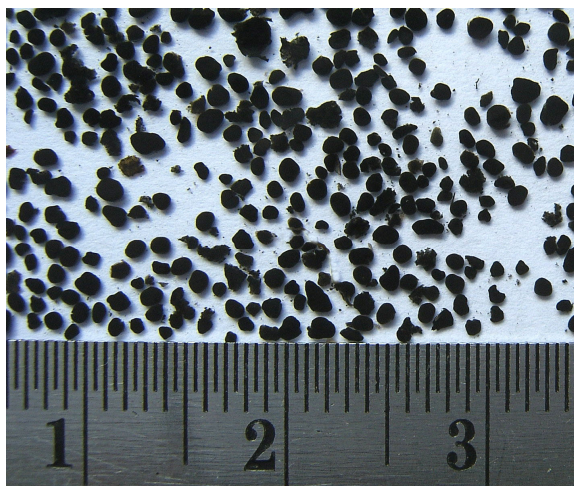
ภาพประกอบ 3-14 ความเข้มข้นของ Alkalinity หลังจากปรับพีเอชโดยใช้ Ash

3.4 ผลการทดลองของระบบบำบัด UASB จำลองในห้องปฏิบัติการ

ในการศึกษานี้ได้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ชุด ใช้น้ำเสียที่ใช้ใช้น้ำเสียจากบ่อรวมน้ำเสียของโรงงานน้ำยางข้น โดยชุดการทดลองที่ 1 จะปรับพีเอชของน้ำเสียก่อนป้อนเข้าระบบโดยใช้ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และชุดการทดลองที่ 2 จะปรับพีเอชของน้ำเสียด้วย Ash และเดินระบบทั้งสองที่ระยะเวลาเก็บกัก (HRT) เท่ากันทั้ง 2 ถึงปฏิกิริยาตลอดระยะเวลาการทดลอง (ตารางที่ 2-2) เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดมลสารด้วยระบบ UASB ของน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นที่ปรับพีเอชน้ำเสียให้มีค่าเริ่มต้นเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ด้วย $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ Ash

3.4.1 การเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ในระยะเริ่มต้นระบบ (Start up)

ในการเริ่มระบบบำบัดน้ำเสีย UASB จำลองในห้องปฏิบัติการครั้งนี้ เริ่มต้นโดยการนำตะกอนมาจากระบบ UASB ของโรงงานผลิตอุตสาหกรรมน้ำยางข้นมาเติมในระบบทั้ง 2 ชุด การทดลอง ลักษณะและขนาดของตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการเริ่มต้นระบบได้แสดงดังภาพประกอบที่ 3-15 โดยเติมตะกอนในถังปฏิกิริยาแต่ละถังเริ่มต้นเท่ากับ 20,000 มก./ล. แล้วสูบน้ำเสียเข้าระบบจนมีปริมาตร (Working Volume) 25.5 ล. จากนั้นวิเคราะห์พารามิเตอร์ pH, Temperature, Alkalinity, Volatile Fatty Acids, TCOD และวัดปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้น



ภาพประกอบ 3-15 ลักษณะและขนาดของตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลอง

ในระยะแรกซึ่งเป็นช่วงของการปรับสภาพตะกอนหัวเชื้อจุลินทรีย์ในระบบพบว่าเกิดการหลุดออก (Wash Out) ของตะกอนจำนวนมากในช่วง 2 สัปดาห์แรกของการเริ่มต้น

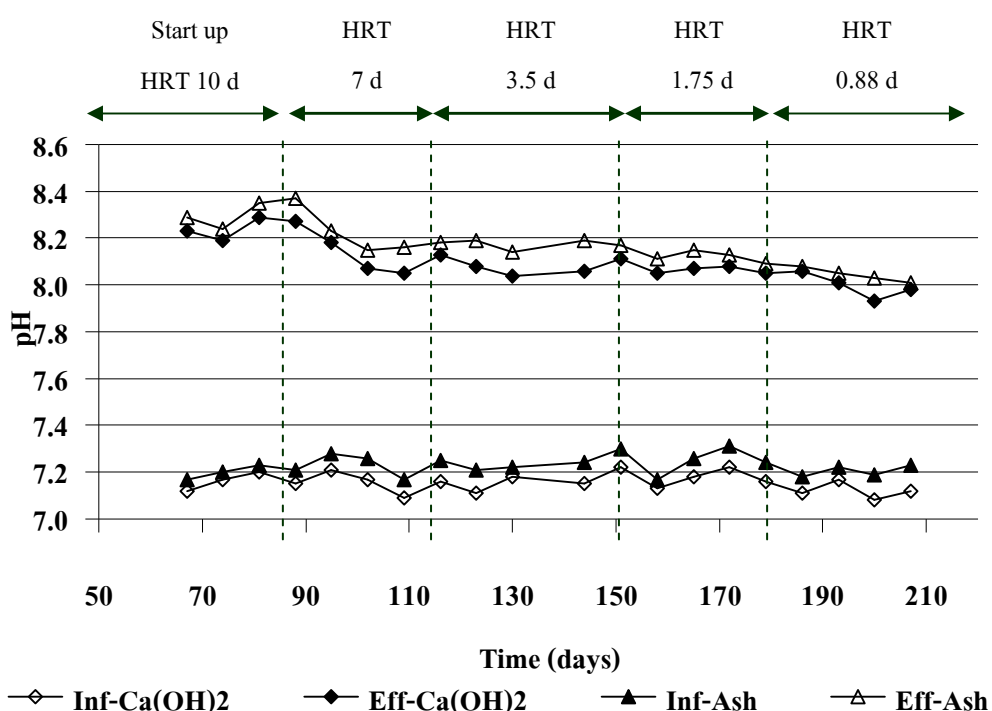
เดินระบบทั้ง 2 ถึงปฏิกิริยา ซึ่งตะกอนที่มีน้ำหนักเบาและตกตะกอนยากจะถูกชะล้างออกไปจากระบบ ส่วนตะกอนที่มีน้ำหนักและมีคุณสมบัติในการตกตะกอนที่ดีจะถูกเก็บกักไว้ในระบบและสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ต่อไป สำหรับ TCOD ในน้ำทิ้งของทั้ง 2 ถึงปฏิกิริยามีการผันแปรค่อนข้างมากในช่วงแรกแต่ในช่วงหลังเมื่อระบบปรับสภาพได้ดี พบว่าน้ำทิ้งจากถึงปฏิกิริยา UASB-Ash มีความเข้มข้นของ TCOD สูงกว่าน้ำทิ้งจากถึงปฏิกิริยา UASB-Ca(OH)₂ ตลอดการเริ่มต้นเดินระบบ ทั้ง 2 ถึงปฏิกิริยาใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบทั้งหมด 65 วัน สำหรับพีเอชของน้ำทิ้งของถึงปฏิกิริยาทั้งสองอยู่ระหว่าง 7.36-8.36 ซึ่งมีค่าสูงกว่าน้ำเสียก่อนเข้าระบบมาก สอดคล้องกับปริมาณกรดระเหยง่ายที่ลดลงในน้ำทิ้งจากทั้ง 2 ถึงปฏิกิริยา สำหรับปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระยะแรกที่เริ่มเดินระบบไม่สามารถวัดได้เพราะมีปริมาณน้อย แต่ในช่วงท้ายอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มสูงขึ้น ในระหว่างการทดลองพบปัญหาคืออุปกรณ์กักเก็บก๊าซชีวภาพเกิดการบกร่อง จึงแก้ปัญหาโดยการเปลี่ยนอุปกรณ์กักเก็บก๊าซชีวภาพใหม่ ทำให้ค่าที่วัดได้อาจเกิดการคลาดเคลื่อนในระยะเริ่มต้นเดินระบบ โดยจะไม่ใช้ผลการศึกษาในช่วงการ Start-Up เป็นตัวแทนของการศึกษาครั้งนี้

3.4.2 ผลการทดลองภายใต้สภาวะการทำงานที่คงตัว (Stable Condition) ของระบบ UASB

3.4.2.1 ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

ความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบถึงปฏิกิริยา UASB ทั้งสองทำการปรับพีเอชตลอดการทดลองให้อยู่ในช่วง 7.0 ± 0.1 ซึ่งเมื่อทำการตรวจวัดค่าพีเอชของน้ำเสียที่อยู่ในถังพักน้ำเสียก่อนที่จะสูบเข้าระบบ พบว่า มีค่าเพิ่มสูงขึ้นเล็กน้อยโดยถังพักน้ำเสียปรับพีเอชด้วย Ca(OH)₂ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.18 และถังรวบรวมน้ำเสียปรับพีเอชด้วย Ash มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.38 สาเหตุที่น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าความเป็นกรด-ด่าง เพิ่มสูงขึ้นจากระยะเริ่มต้น (พีเอช 7.0 ± 0.1) เนื่องจากมีปริมาณ Ca(OH)₂ และ Ash ที่ใช้ปรับพีเอชยังหลงเหลือและเกิดปฏิกิริยาไม่สมบูรณ์ สำหรับน้ำทิ้งจากทั้งสองถึงปฏิกิริยาที่ HRT 10, 7, 3.5 และ 1.75 วัน พบว่า มีค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้นโดยถึงปฏิกิริยา UASB-Ca(OH)₂ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.90, 7.85, 7.78 และ 7.74 ตามลำดับ ส่วนถึงปฏิกิริยา UASB-Ash มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.30, 8.28, 8.25 และ 7.87 ตามลำดับ โดยน้ำทิ้งจะมีพีเอชสูงกว่าน้ำเสียที่เข้าระบบในทุกๆ HRT ทั้งนี้เนื่องจากสารปรับพีเอชที่ใช้ซึ่งอาจจะทำปฏิกิริยาต่อไปอย่างช้าๆ ให้สภาพต่างเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง และอัตราการย่อยสลายกรดไขมันระเหยง่ายที่ผลิตขึ้นมาระหว่างปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบไร้อากาศสามารถดำเนินไปได้อย่างรวดเร็ว นอกจากนี้จะเห็นได้ว่าถึงปฏิกิริยาที่ปรับพีเอชน้ำเสียโดยใช้เถ้าไม้ยางพาราจะมีค่าพีเอชสูงกว่าถึงปฏิกิริยาที่ปรับพีเอชน้ำเสียโดยใช้ปูนขาว ซึ่งน่าจะ

เนื่องมาจากการตกค้างของวัสดุปรับสภาพที่หลงเหลือและยังไม่ละลายอยู่ในน้ำเสียที่ใช้ถ้าไม่
 ยางพารา มีปริมาณมากกว่าระบบที่ใช้ปูนขาว อย่างไรก็ตามค่าพีเอชในระดับนี้ยังเป็นค่าที่
 เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบไร้อากาศสอดคล้องกับรายงานของ Bryant (1979) และ
 McCarty (1964a) ซึ่งแนะนำไว้ที่ 6.5-7.5 ที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบไร้อากาศ จาก
 ผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าสามารถใช้วัสดุปรับพีเอชในปริมาณที่ต่ำกว่าที่ใช้ในการทดลองและไม่
 ต้องปรับจนมีพีเอชเป็นกลางก็ได้ โดยอาจทำการปรับให้มีพีเอชประมาณ 6.5-6.8 และจากนั้นระดับ
 พีเอชก็จะเพิ่มขึ้นเองดังผลการศึกษาที่แสดง (ภาพประกอบ 3-16)

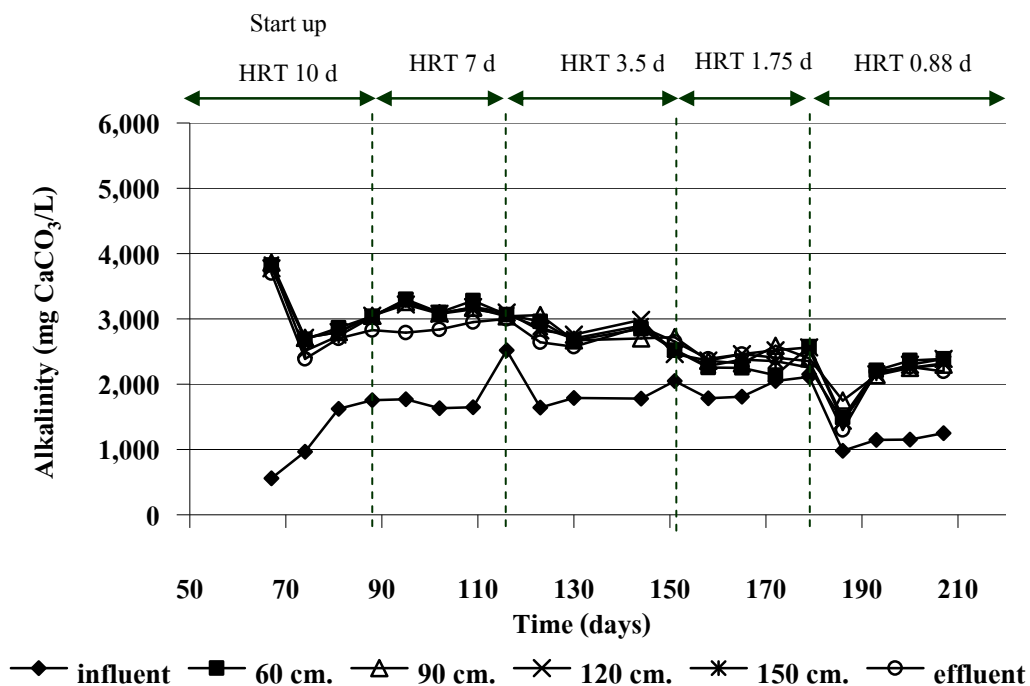


ภาพประกอบ 3-16 ความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียบระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash

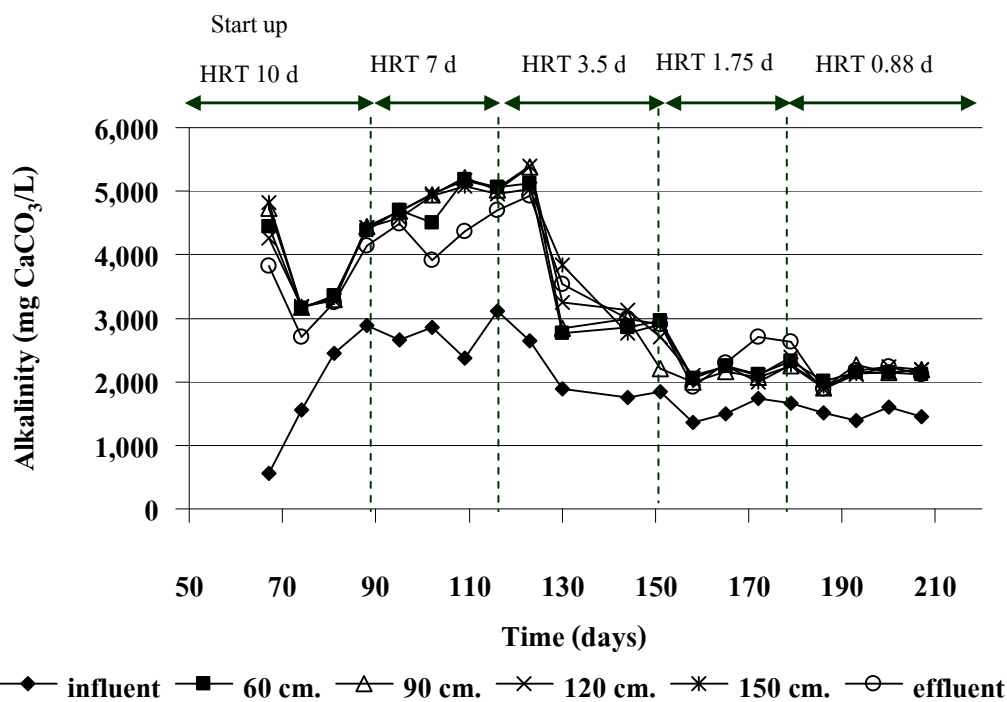
3.4.2.2 สภาพด่าง (Alkalinity)

พีเอชของน้ำเสีก่อนเข้าระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash ได้ถูกปรับให้มี
 ค่าเฉลี่ยตลอดการทดลองเท่ากับ 7.0±0.1 เมื่อเดินระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ
 คือ 10, 7, 3.5, 1.75 และ 0.88 วัน ตามลำดับ พบว่าค่าพีเอชของน้ำในระบบทั้งสองมีแนวโน้มลดลงเมื่อ
 HRT ต่ำลง โดยน้ำทิ้งสุดท้าย มีค่าพีเอชเฉลี่ยที่ 8.24±0.04, 8.10±0.05, 8.07±0.03, 8.06±0.01 และ
 7.99±0.05 ตามลำดับ ของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และเท่ากับ 8.33±0.03, 8.18±0.03, 8.17±0.02,

8.12±0.03 และ 8.04±0.03 ตามลำดับ ของระบบ UASB-Ash ซึ่งค่าพีเอชของทั้งสองระบบ ซึ่งมีค่าสูงกว่า ช่วง 6.5-7.6 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับระบบไร้อากาศ (Rittmann and McCarty, 2001) โดยที่ระดับความสูง 60 ซม. ของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash มีระดับพีเอชลดต่ำลงเล็กน้อย เมื่อเทียบกับน้ำเสียป้อนเข้าระบบ ทั้งนี้เพราะที่ระดับความสูง 60 ซม. เป็นระดับของน้ำเสียที่เริ่มเข้าระบบจึงเกิดกระบวนการหมักแบบไร้อากาศในขั้นตอนการผลิตกรด และในช่วงนี้ความเข้มข้นของซัลเฟตจะมีค่าสูงด้วยซึ่งจะก่อให้เกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชันสูง เมื่อ HRT ลดลง (OLR เพิ่มขึ้น) พีเอชมีค่าลดลงแต่ไม่มากนัก เนื่องจากน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าความจุบัฟเฟอร์และปริมาณด่างที่มากพอจากการปรับพีเอชให้น้ำเสียมีค่าเท่ากับ 7.0±0.1 โดยสภาพด่างของน้ำเสียหลังจากปรับพีเอชก่อนเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 1,227 - 2,318 มก./ล. ของ CaCO₃ ของระบบ UASB-Ca(OH)₂ (ภาพประกอบ 3-17) และ 1,515 - 2,455 มก./ล. ของ CaCO₃ ของระบบ UASB-Ash (ภาพประกอบ 3-18) ซึ่งเห็นได้ว่าสภาพด่างของน้ำเสียของทั้งสองระบบมีค่าค่อนข้างสูง โดยน้ำเสียที่ปรับพีเอชด้วย Ash จะมีสภาพด่างมากกว่าเพราะ CaO สามารถเพิ่มสภาพด่างไปคาร์บอเนตให้แก่ น้ำเสียได้ และซัลเฟตถูกกำจัดทำให้เกิดสภาพด่างในรูปของซัลไฟด์ไอออน ที่สามารถทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ทำให้สภาพด่างของน้ำเสียในระบบเพิ่มขึ้นได้ จึงสามารถต้านการลดลงของพีเอชได้ดี อย่างไรก็ตามเมื่อ HRT ลดลง ทั้ง 2 ระบบมีสภาพด่างของน้ำที่สูงสุดท้ายลดลงจะตามลำดับ เนื่องจากที่ HRT ต่ำๆ (OLR สูง) ทำให้เกิดการหมักไร้อากาศขั้นตอนการสังเคราะห์เพิ่มขึ้น ขณะที่เกิดขั้นตอนการเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายไปเป็นก๊าซชีวภาพช้ากว่า จึงทำให้ความต้านทานความเป็นกรดหรือสภาพด่างมีค่าลดลงเล็กน้อย และเมื่อพิจารณาสภาพด่างที่ระดับความสูงต่างๆ พบว่าเมื่อน้ำเข้าสู่ถังปฏิกรณ์จะเกิดการผสมกันกับน้ำเสียที่อยู่ในถังเดิมและเกิดปฏิกิริยาการละลายของสภาพด่างจากสารปรับสภาพทั้งสองประเภทต่อเนื่องและปฏิกิริยาทางชีวเคมีควบคู่กัน ทำให้มีสภาพด่างเพิ่มขึ้น แต่ไม่พบว่ามีความสัมพันธ์กับระดับความสูง (ภาพประกอบ 3-17 และ 3-18) นอกจากนี้ยังเกิดจากการย่อยสลายสารประกอบจำพวกโปรตีนที่มีอยู่ในหางน้ำอย่างส่งผลให้เกิดแอมโมเนียในระบบสูงขึ้นเป็นการเพิ่มสภาพด่างอีกทางหนึ่ง



ภาพประกอบ 3-17 ความเข้มข้นของ Alkalinity ที่ระดับความสูงของระบบ UASB-CaOH₂ ที่ HRT ต่างๆ

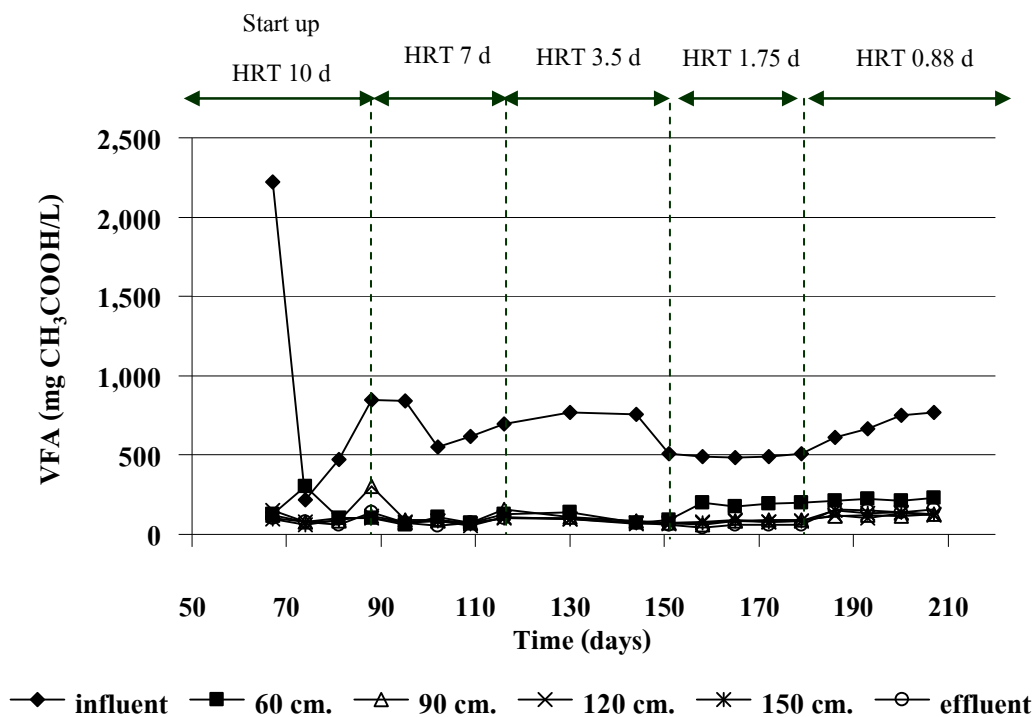


ภาพประกอบ 3-18 ความเข้มข้นของ Alkalinity ที่ระดับความสูงของระบบ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ

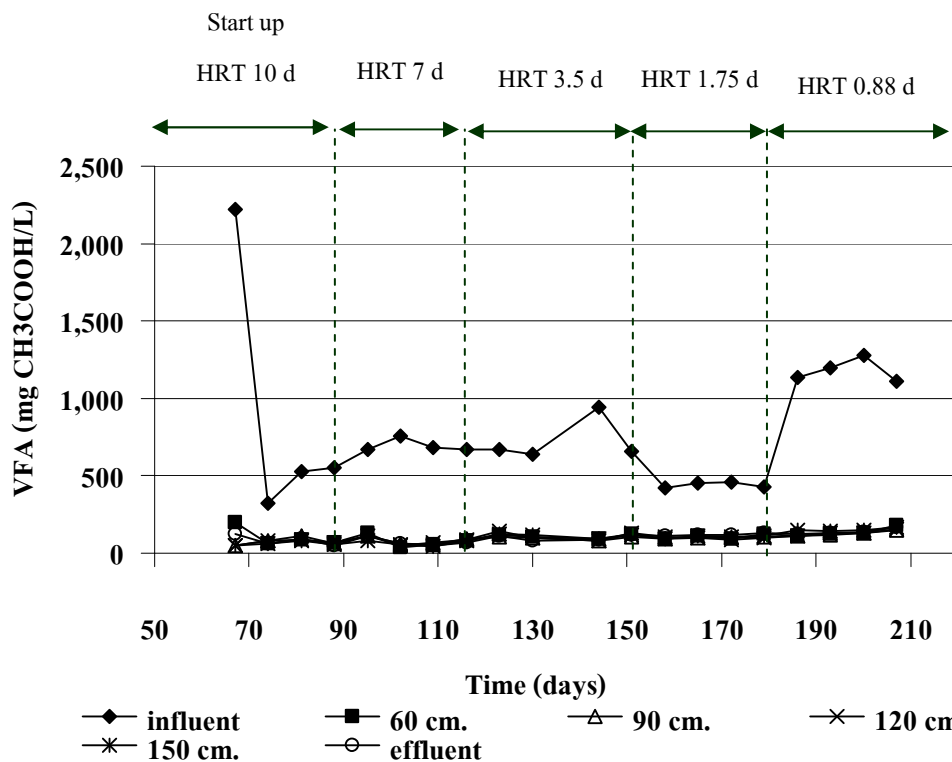
3.4.2.3 ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่าย (VFA)

ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายในระบบไร้อากาศค่าที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 50-500 มก./ล. ของ CH_3COOH และค่าสูงสุดที่ยอมรับได้ในระบบเท่ากับ 2,000 มก./ล. ของ CH_3COOH (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) ซึ่งหากภายในระบบมีปริมาณกรดระเหยง่ายมากอาจเกิดเนื่องมาจากองค์ประกอบของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายในปริมาณที่สูงอยู่แล้วหรืออาจเกิดจากจุลินทรีย์กลุ่มที่สร้างกรดผลิตรวดออกมาจำนวนมากแต่ปริมาณจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้กรดไขมันระเหยง่ายในการผลิตมีเทนมีการทำงานที่ต่ำกว่าไม่สมดุลกัน

อย่างไรก็ตามความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสียภายในระบบ UASB- Ca(OH)_2 และ UASB-Ash มีค่าใกล้เคียงกันและสามารถรักษาระดับกรดไขมันระเหยง่ายให้อยู่ในช่วง 91.47-154.73 มก./ล. ของ CH_3COOH ซึ่งเหมาะสมต่อการทำงานในสภาวะไร้อากาศได้ดีตลอดการทดลอง (ภาพประกอบ 3-19 และ 3-20) เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายในในระบบทั้งสอง พบว่า ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายจะเพิ่มขึ้นเมื่อ HRT ต่ำลง และความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายจะลดลงตามระยะความสูงที่เพิ่มขึ้น โดยเมื่อน้ำเสียไหลผ่านเข้าระบบจะผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์ในบริเวณส่วนล่างของถังซึ่งเป็นบริเวณที่ปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายลดปริมาณลงอย่างรวดเร็วทั้งจากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายที่เกิดขึ้นไปเป็นก๊าซชีวภาพ และจากผลของการเจือจาง ซึ่งทั้งสองปัจจัยนี้เป็นผลให้กรดไขมันระเหยง่ายมีปริมาณลดลงตามลำดับความสูงของถัง



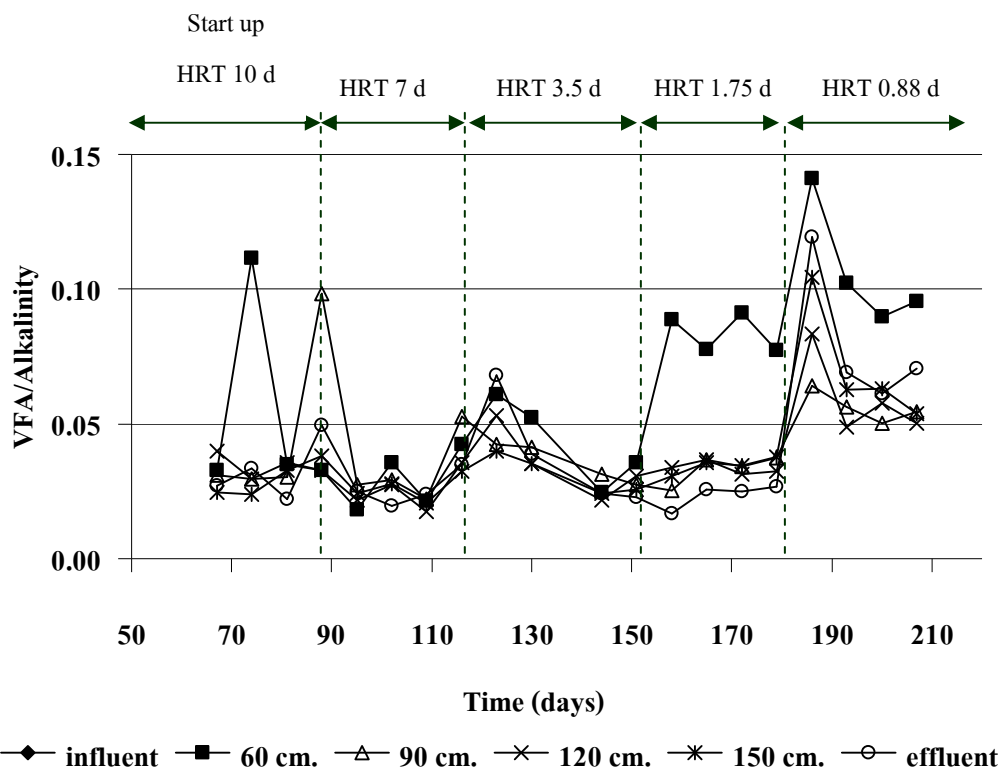
ภาพประกอบ 3-19 ความเข้มข้นของ VFA ที่ระดับความสูงของระบบ UASB-Ca(OH)₂ ที่ HRT ต่างๆ



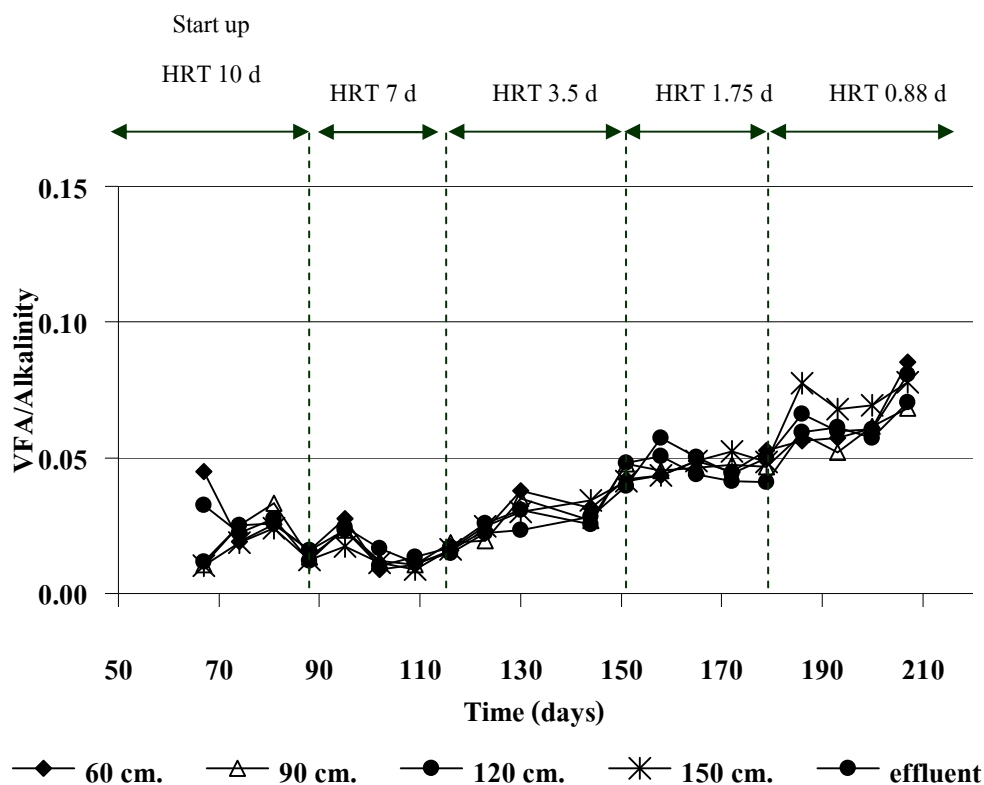
ภาพประกอบ 3-20 ความเข้มข้นของ VFA ที่ระดับความสูงของระบบ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ

3.4.2.4 อัตราส่วนกรดระเหยง่ายต่อสภาพต่าง (VFA/Alkalinity)

จากการทดลองระบบ UASB-Ca(OH)₂ และระบบ UASB-Ash พบว่าอัตราส่วน VFA/Alkalinity มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.44 ± 0.12 และ 0.34 ± 0.11 ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าที่สูงและไม่ได้แสดงในภาพประกอบผลการวิจัย (ภาพประกอบ 3-21 และ 3-22) โดยจากการศึกษาที่ทุก HRT ที่ทำการทดลอง อัตราส่วนของ VFA/Alkalinity มีค่าอยู่ในช่วง 0.02-0.12 ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ca(OH)₂ และอยู่ในช่วง 0.01-0.08 สำหรับระบบ UASB-Ash โดยจะเห็นว่าระบบ UASB-Ash มีค่าอัตราส่วน VFA/Alkalinity ต่ำกว่าระบบ UASB-Ca(OH)₂ อย่างไรก็ตามค่าอัตราส่วน VFA/Alkalinity ทั้งสองระบบยังมีค่าต่ำกว่า 0.4 แสดงให้เห็นว่าระบบมีเสถียรภาพในการทำงานได้ดี (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2542) โดยไม่ก่อให้เกิดปัญหาในการเดินระบบ โดยอัตราส่วนนี้จะแสดงถึงความสมดุลของการทำงานของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดซึ่งย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่ายกับกลุ่มที่ย่อยสลายกรดไขมันระเหยง่ายไปเป็นก๊าซชีวภาพ โดยหากการผลิตกรดเกิดขึ้นในอัตราที่รวดเร็วกว่าจะทำให้เกิดไฮโดรเจนอ็อกไซด์เพิ่มขึ้นภายในระบบซึ่งมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนทำให้ขั้นตอนการย่อยสลายกรดระเหยง่ายเป็นก๊าซมีเทนมีอัตราโดยสัดส่วนนี้มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อมีการเพิ่ม OLR ดังแสดงภาพประกอบ 3-21 และ 3-22



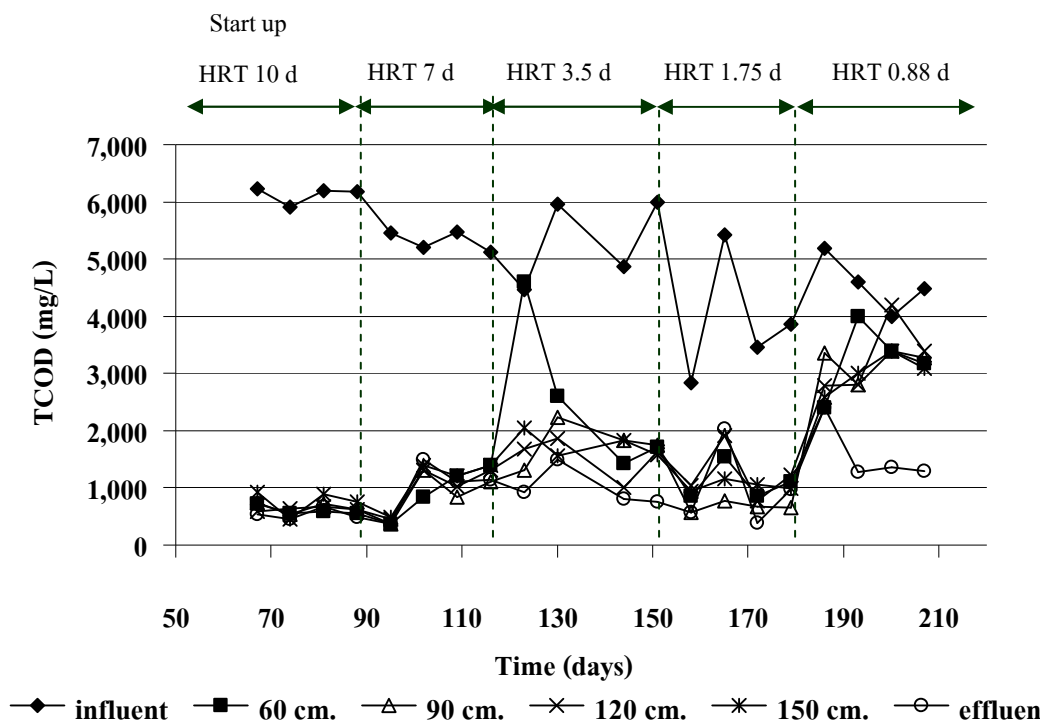
ภาพประกอบ 3-21 อัตราส่วน VFA/Alkalinity ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ca(OH)₂



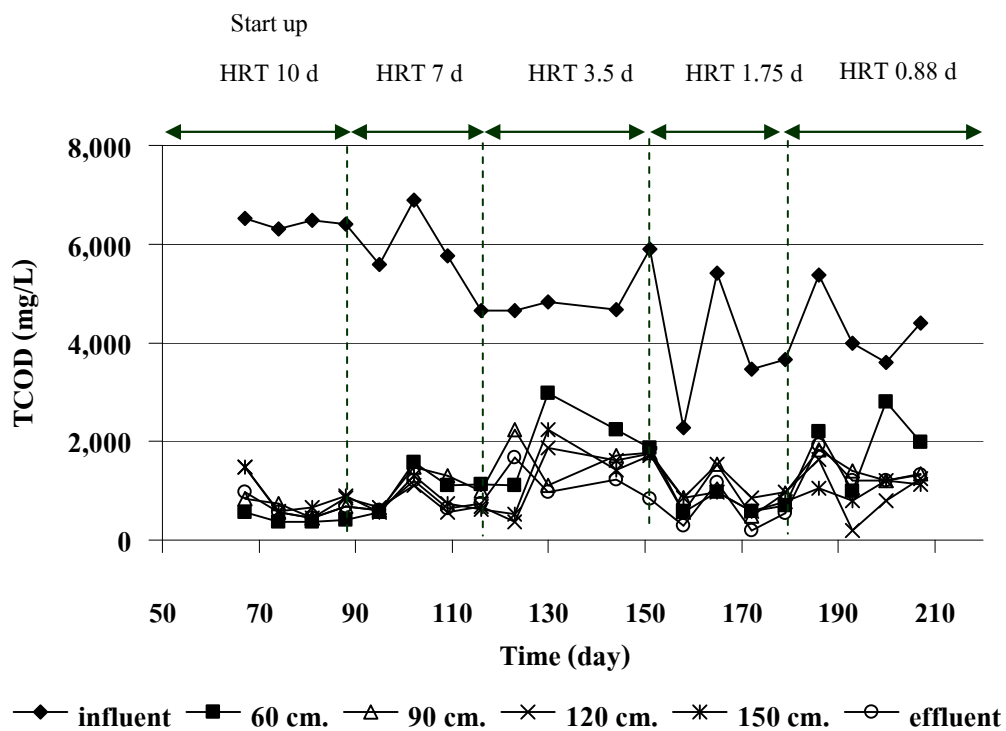
ภาพประกอบ 3-22 อัตราส่วน VFA/Alkalinity ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash

3.4.2.5 การบำบัดชีโอดีทั้งหมด (TCOD)

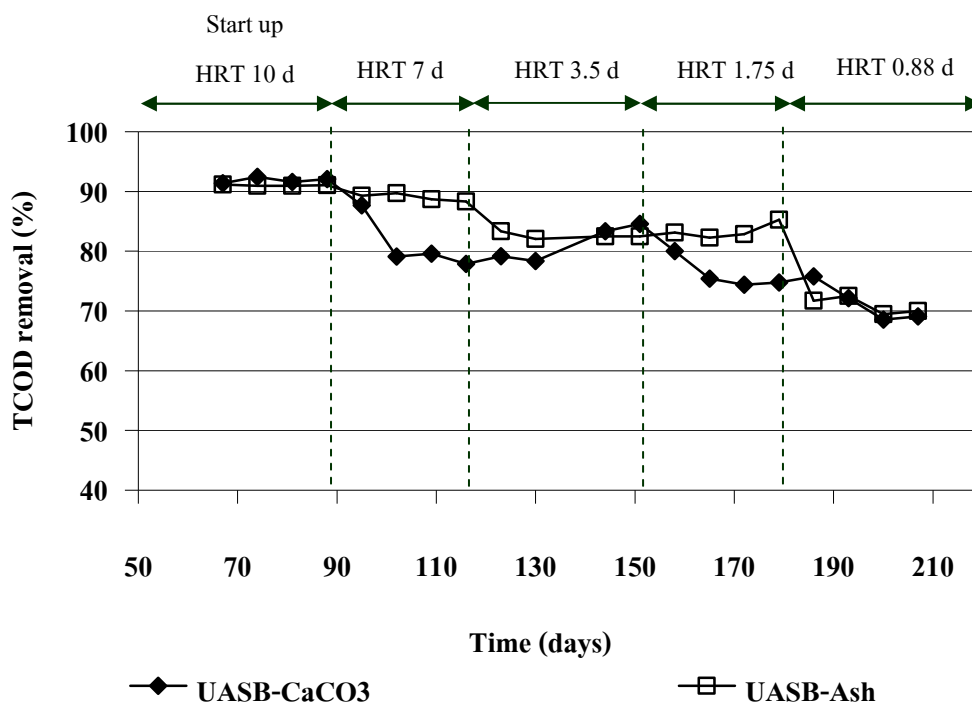
ประสิทธิภาพการกำจัด TCOD ของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash ที่ HRT 10, 7, 3.5, 1.75 และ 0.88 วัน พบว่าที่ HRT สูงสุด (10 วัน) มีประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD สูงสุด เท่ากับร้อยละ 81.45±1.71 และ 77.45±0.76 ตามลำดับ แต่เมื่อ HRT ต่ำลง ประสิทธิภาพการบำบัด TCOD มีค่าลดลง โดยที่ HRT ต่ำที่สุด (0.88 วัน) มีประสิทธิภาพการบำบัดน้อยที่สุดเท่ากับร้อยละ 63.20±1.55 และ 61.05±1.08 ตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-23 และ 3-24)



ภาพประกอบ 3-23 การกำจัด TCOD ของระบบ UASB-Ca(OH)₂

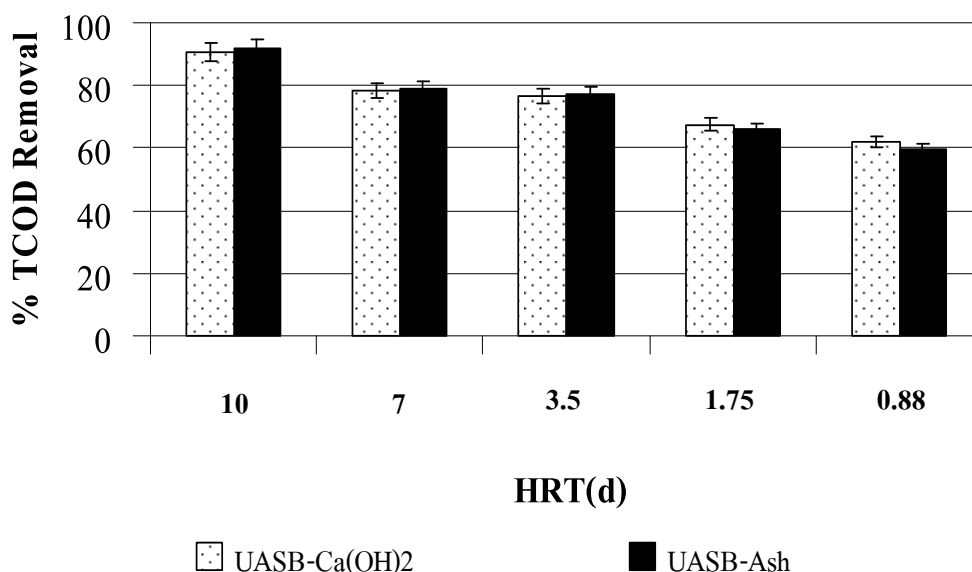


ภาพประกอบ 3-24 การกำจัด TCOD ของระบบ UASB-Ash



ภาพประกอบ 3-25 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash ที่ HRT ต่างๆ

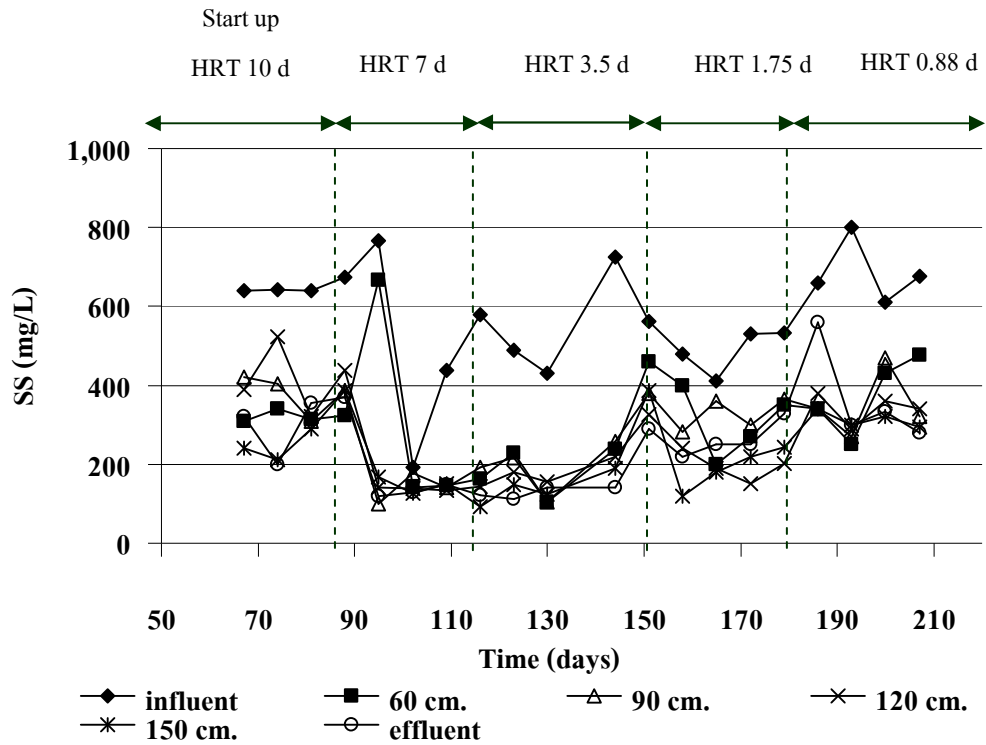
จากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD ของทั้งสองระบบมีค่าที่ใกล้เคียงกัน และถังปฏิกรณ์ทั้งสองมีประสิทธิภาพการบำบัด TCOD สูงสุดในบริเวณส่วนล่างของถัง โดยที่จุดเก็บระดับความสูง 60 ซม. ประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD ของทั้งสองระบบมีค่าใกล้เคียงกัน (ภาพประกอบ 3-26) ทั้งนี้เนื่องจากบริเวณส่วนล่างของถังปฏิกรณ์มีปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์อยู่อย่างหนาแน่นและน้ำเสียที่เข้าระบบจะเข้าทางส่วนล่างของถังทำให้น้ำเสียมีโอกาสสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ได้สูง ส่งผลให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเกิดขึ้นมากในบริเวณนี้ และประสิทธิภาพการกำจัด TCOD ของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และระบบ UASB-Ash ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



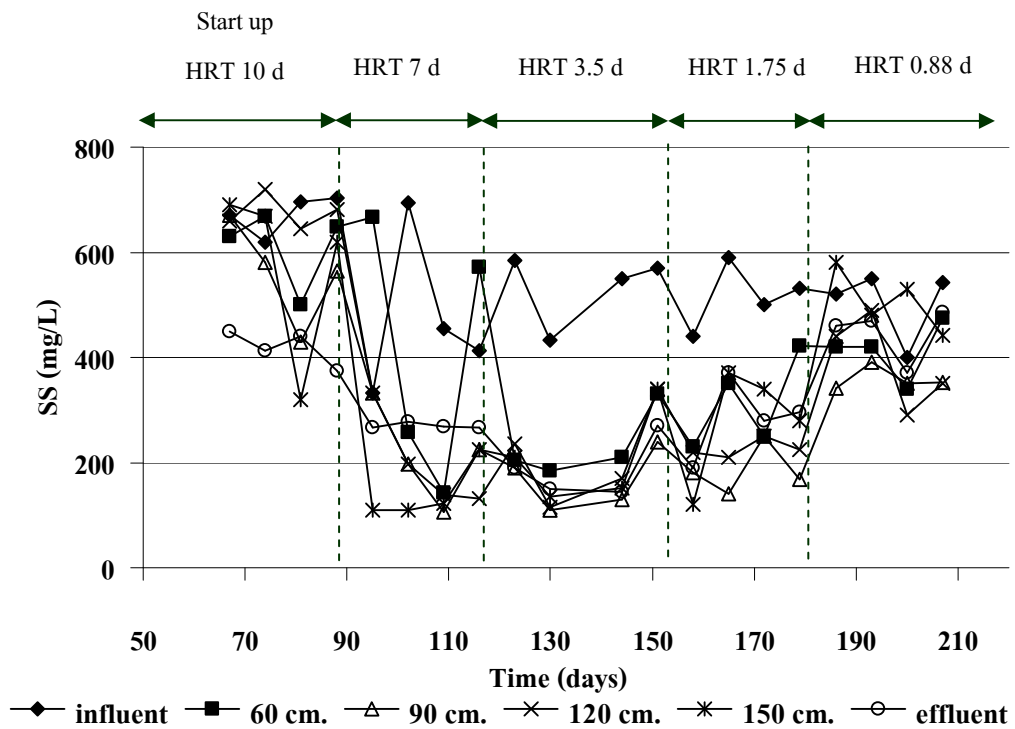
ภาพประกอบ 3-26 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด TCOD เฉลี่ยทั้งหมดของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-ASH ที่ HRT ต่างๆ

3.4.2.6 การบำบัดของแข็งแขวนลอย (SS)

ประสิทธิภาพการบำบัดสารแขวนลอยในระบบ UASB-Ca(OH)₂ ที่ HRT 10, 7, 3.5, 1.75 และ 0.88 วัน มีค่าเท่ากับร้อยละ 46.66±1.88, 66.05±1.20, 76.19±1.09, 55.80±0.46 และ 51.40±1.80 ตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-27) ส่วนระบบ UASB-Ash ที่ระยะกักฟักน้ำเดียวกัน ประสิทธิภาพการบำบัดสารแขวนลอย มีค่าเท่ากับร้อยละ 43.82±1.72, 48.90±0.87, 41.60±1.54, 43.01±1.13 และ 40.30±0.87 ตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-28) เมื่อเปรียบเทียบปริมาณสารแขวนลอย ทั้งสองระบบ ในทุกๆ ระยะเวลาการกักฟักน้ำ พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสารแขวนลอยของระบบ UASB-Ca(OH)₂ มีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบ UASB-Ash เนื่องจากน้ำเสียที่ปรับค่าพีเอช โดยการใช้เถ้าไม้ยางพารา นั้นจะมีปริมาณสารแขวนลอยที่ไม่จมตัวในปริมาณที่สูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับน้ำเสียที่ปรับค่าพีเอชโดยใช้ปูนขาว ซึ่งเกิดจากกระบวนการเผาไหม้ โดยในการผลิตปูนขาวนั้นต้องใช้อุณหภูมิสูงจึงเกิดการเผาไหม้ที่สมบูรณ์กว่า ส่วนการเผาไหม้ของ Ash นั้น เป็นการเผาไหม้ที่ยังไม่สมบูรณ์ ทั้งนี้สังเกตได้จากเถ้าไม้ยางพาราที่นำมาใช้ในงานวิจัยนี้ยังคงมีเศษถ่านที่ยังไม่เปลี่ยนสภาพเป็นเถ้า อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และระบบ UASB-Ash ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพประกอบ 3-27 การบำบัดสารแขวนลอยของระบบ UASB-Ca(OH)₂

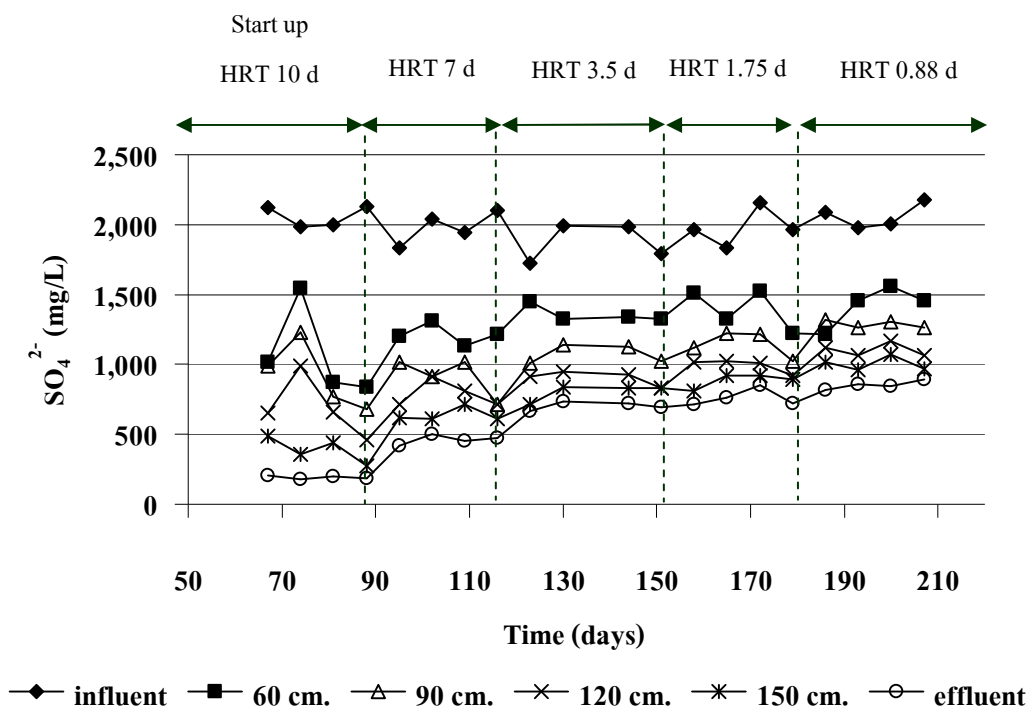


ภาพประกอบ 3-28 การบำบัดสารแขวนลอยของระบบ UASB-Ash

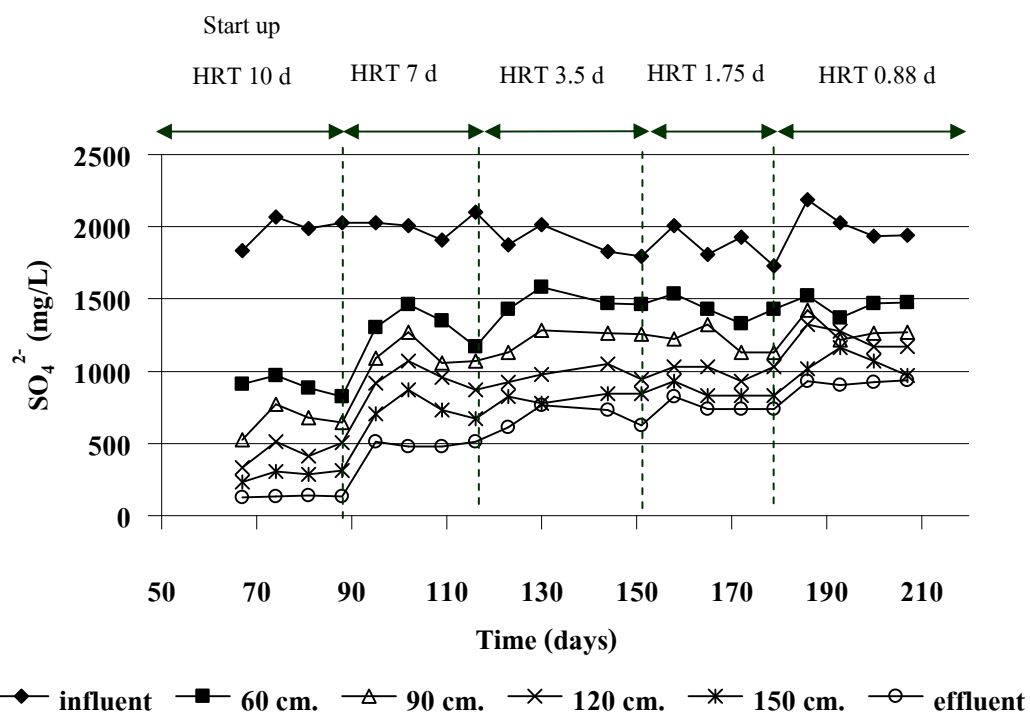
3.4.2.7 การบำบัดซัลเฟต (Sulfate Removal)

น้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณซัลเฟตเฉลี่ยเท่ากับ $1,990 \pm 123$ มก./ล. ของ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ $1,952 \pm 115$ มก./ล. ของ UASB-Ash โดยทำการเดินระบบที่ HRT 10, 7, 3.5, 1.75 และ 0.88 วัน ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตสูงสุด เฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 90.77 ± 0.66 , 76.42 ± 0.94 , 62.65 ± 1.17 , 60.7 ± 2.44 และ 57.83 ± 1.18 ตามลำดับ ของระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (ภาพประกอบ 3-29) และมีค่าเท่ากับ 93.39 ± 0.4 , 75.65 ± 0.71 , 64.17 ± 1.88 , 59.46 ± 2.16 และ 53.13 ± 1.92 ตามลำดับ ของระบบ UASB-Ash (ภาพประกอบ 3-30) แต่ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตจะลดลงที่ HRT ต่ำลงตามลำดับ โดยที่ HRT 0.88 วัน ระบบยังมีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟต เท่ากับร้อยละ 57.83 ± 1.18 ในระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และเท่ากับร้อยละ 53.13 ± 1.92 ในระบบ UASB-Ash (ภาพประกอบ 3-31) ทั้งนี้เนื่องจากที่ HRT สูงน้ำเสียมีโอกาสสัมผัสและเกิดการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์พวกบำบัดซัลเฟต (Sulfate Reducing Bacteria; SRB) ได้นานกว่า และที่ HRT ต่ำอาจเกิดการชะล้างของประชากรกลุ่ม SRB เนื่องจาก SRB มีน้ำหนักเบาและไม่สามารถเกาะตัวเป็นเม็ดได้ดี (Jalal, *et al.*, 2005)

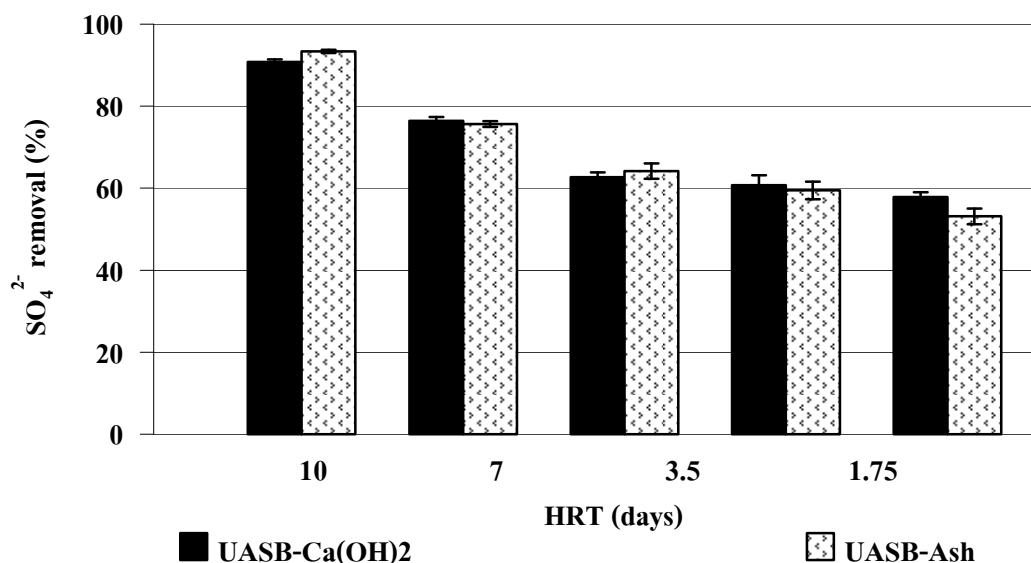
นอกจากนี้เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตตามระดับความสูงของถังปฏิกรณ์ พบว่า การบำบัดซัลเฟตของทั้งสองถังปฏิกรณ์ สามารถบำบัดซัลเฟตได้สูงในบริเวณส่วนล่างของถัง ทั้งนี้เนื่องจากบริเวณส่วนล่างถังปฏิกรณ์มีความเข้มข้นของจุลินทรีย์สูง และจุลินทรีย์เหล่านี้เป็นจุลินทรีย์กลุ่ม Sulfate Reducing Bacteria (SRB) อยู่ด้วยจึงทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสามารถย่อยสลายและบำบัดซัลเฟตที่ละลายอยู่ในน้ำได้สูง แม้ว่าจะมีการเพิ่ม OLR ก็ตาม พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตของระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และระบบ UASB-Ash ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) (ภาพประกอบ 3-28 และ 3-29)



ภาพประกอบ 3-29 การบำบัดซัลเฟตระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$



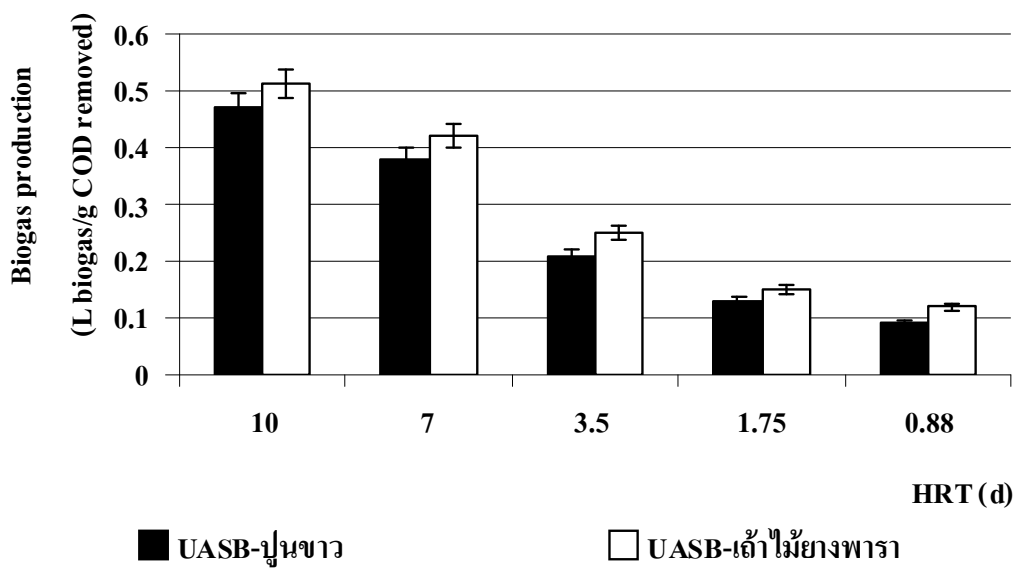
ภาพประกอบ 3-30 การบำบัดซัลเฟตระบบ UASB-Ash



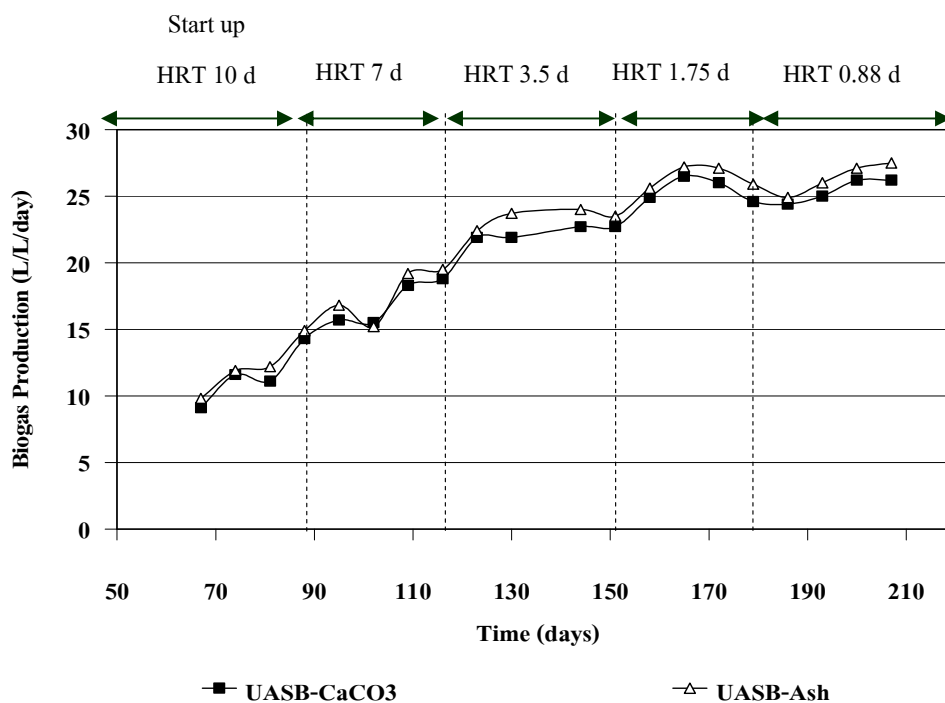
ภาพประกอบ 3-31 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด Sulfate เกลี่ยทั้งหมดของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-ASH ที่ HRT ต่างๆ

3.4.2.8 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production)

เมื่อพิจารณาการผลิตก๊าซจากระบบ UASB-Ca(OH)₂ และระบบ UASB-Ash พบว่าที่ HRT เท่ากับ 10 วัน ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน (CH₄) สูงที่สุดเท่ากับร้อยละ 79.13 และ 76.51 ตามลำดับ ขณะที่ HRT เท่ากับ 7, 3.5 และ 1.75 วัน มีองค์ประกอบก๊าซมีเทนร้อยละ , และ ของระบบ UASB-Ca(OH)₂ และร้อยละ , และ ของระบบ UASB-Ash ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจะลดต่ำลงเมื่อ HRT ต่ำลง และจะมีค่าต่ำที่สุดที่ HRT เท่ากับ 0.88 วัน เท่ากับร้อยละ 68.14 จากระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ 63.25 จากระบบ UASB-Ash และเมื่อพิจารณาปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อการบำบัดชีโอดี พบว่าถึงปฏิกิริยาทั้งสองมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (ล./ก.ชีโอดีที่กำจัด) ลดลงเมื่อ OLR เพิ่มขึ้น ดังแสดงในภาพประกอบ 3-32 ทั้งนี้เนื่องมาจากน้ำเสียไหลเข้าระบบเร็วและมีปริมาณสารอินทรีย์สูงขึ้น แม้จะได้ปริมาณก๊าซชีวภาพสูงขึ้น (ภาพประกอบที่ 3-33) แต่ประสิทธิภาพของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ลดลง และแม้ว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ UASB-Ca(OH)₂ จะสูงกว่าระบบ UASB-Ash แต่พบว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพประกอบ 3-32 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อซีโอดีที่ถูกกำจัดของระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ UASB-ASH ที่ HRT ต่างๆ

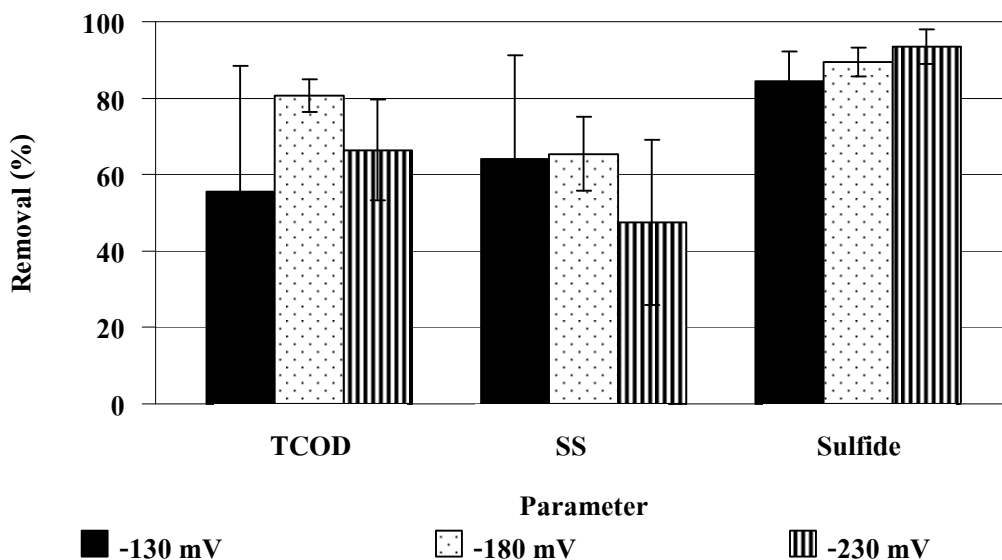


ภาพประกอบ 3-33 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพระบบ UASB ในแต่ละวัน

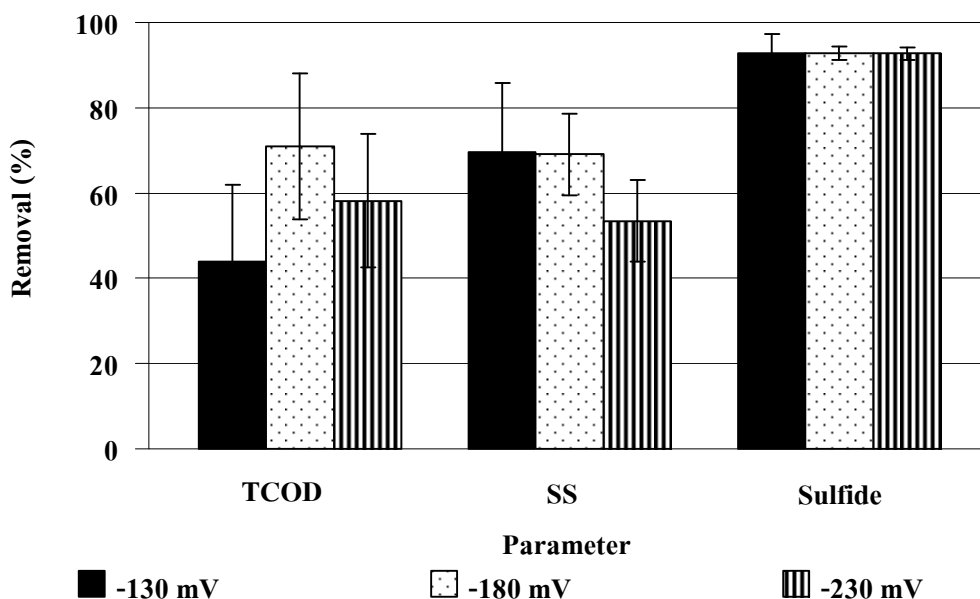
3.5 ผลการทดลองการบำบัดซัลไฟด์โดยควบคุมพารามิเตอร์โออาร์พี

3.5.1 การทดลองการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางชีวภาพ

กระบวนการเปลี่ยนรูปซัลไฟด์ จะอาศัยกระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation) ให้กลายเป็นกำมะถัน (S^0) โดยอาศัยวิธีการทางชีวภาพแบบเติมอากาศ ร่วมกับการควบคุมค่า ORP ในระบบไบโอฟิล์ม ผลการศึกษาพบว่าระบบ Biofilm- $Ca(OH)_2$ และ Biofilm-Ash ที่ควบคุมค่า ORP เท่ากับ -230 ± 30 มิลลิโวลต์ สามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้ดีที่สุด โดยพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลไฟด์เท่ากับร้อยละ 93.48 ± 4.62 และ 92.69 ± 1.10 ตามลำดับ ทั้ง 2 ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัด TCOD เฉลี่ยใกล้เคียงกันเท่ากับร้อยละ 66.42 ± 13.21 ของระบบ Biofilm- $Ca(OH)_2$ และ 58.21 ± 15.67 ของระบบ Biofilm-Ash นอกจากนี้เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดนั้นมีค่าต่ำสุดเมื่อควบคุมค่า ORP เท่ากับ -230 มิลลิโวลต์ ทั้งชุดการทดลองมีประสิทธิภาพในการบำบัดเท่ากับ 47.48 ± 21.50 และ 53.48 ± 9.51 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่ามากที่สุดเมื่อควบคุมค่า ORP เท่ากับ -130 มิลลิโวลต์ โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดเท่ากับ 64.18 ± 26.91 ในระบบ Biofilm- $Ca(OH)_2$ และเท่ากับ 69.67 ± 16.14 ในระบบ Biofilm-Ash (ภาพประกอบ 3-34 และ 3-35)

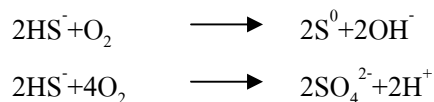


ภาพประกอบ 3-34 ประสิทธิภาพการบำบัดมลสารของระบบไบโอฟิล์มโดยใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB- $Ca(OH)_2$



ภาพประกอบ 3-35 ประสิทธิภาพการบำบัดมลสารของระบบไบโอฟิล์มโดยใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ash

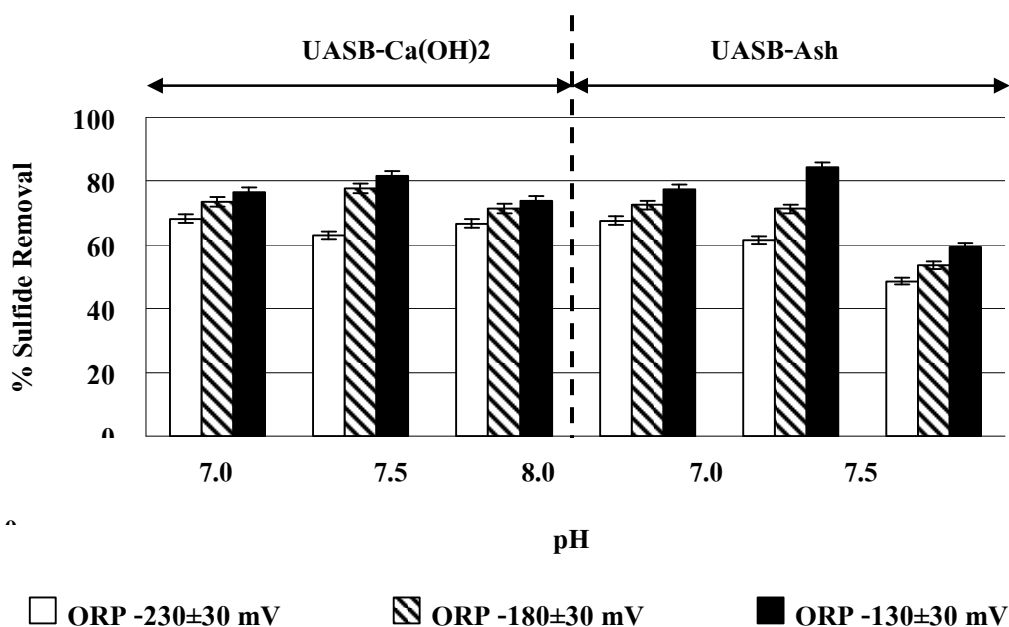
ทั้งนี้เมื่อมีการปรับค่า ORP ให้สูงขึ้นจากการเติมอากาศในระบบส่งผลให้ซัลเฟตในน้ำเสียเพิ่มมากขึ้นจากการเปลี่ยนรูปกลับจากสารประกอบซัลไฟด์ ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Buisman, *et al.* (1990) กล่าวว่า การเปลี่ยนรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ ไอออน (HS^-) ให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของกำมะถัน (S^0) จะเป็นปฏิกิริยาการออกซิเดชันที่ไม่สมบูรณ์ (Incomplete Oxidation) แต่เมื่อให้ออกซิเจนในปริมาณที่สูงไฮโดรเจนซัลไฟด์ ไอออน (HS^-) จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปซัลเฟต (SO_4^{2-}) แสดงดังสมการ



3.5.2 การทดลองบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมี

จากการทดลองบำบัดซัลไฟด์โดยใช้น้ำทิ้งจากระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ UASB-Ash ด้วย H_2O_2 ควบคุมค่า ORP 3 ช่วง คือ -130 ± 30 , -180 ± 30 และ -230 ± 30 มิลลิโวลต์ ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7.0 ± 0.1 , 7.5 ± 0.1 และ 8.0 ± 0.1 ตามลำดับ พบว่าที่ช่วง ORP เท่ากับ -230 ± 30 มิลลิโวลต์ ประสิทธิภาพในการบำบัดซัลไฟด์ของน้ำทิ้งจากทั้งสองระบบมีค่าต่ำที่สุด แต่

เมื่อเพิ่มค่า ORP ให้มีค่าสูงขึ้นเท่ากับ -130 ± 30 มิลลิโวลต์ ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดซัลไฟด์ของน้ำทิ้งสองระบบเพิ่มขึ้น (ภาพประกอบที่ 3-24) ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เพิ่มขึ้น 1.55 ± 0.09 , 1.56 ± 0.03 และ 0.27 ± 0.01 เท่า ตามลำดับ ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เพิ่มขึ้น 1.72 ± 0.08 , 1.22 ± 0.07 และ 1.38 ± 0.02 เท่า ตามลำดับ (ภาพประกอบ 3-36) ของน้ำทิ้งจากระบบ UASB-Ash เนื่องจากซัลไฟด์ถูกออกซิไดซ์เปลี่ยนรูปเป็น S^0 สังเกตได้จากตะกอนสีขาวแกมเหลืองที่เกิดขึ้น ซึ่งอยู่ในรูปอนุภาคของแข็งที่ไม่ละลายน้ำเมื่อนำไปวิเคราะห์หาปริมาณของแข็งแขวนลอยทำให้ค่าที่ได้ภายหลังจากการวิเคราะห์มีค่าสูงขึ้นพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมีของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และระบบ UASB-Ash ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพประกอบ 3-36 ประสิทธิภาพการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมี

บทที่ 4

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

4.1 บทสรุป

ในการศึกษาประสิทธิภาพของระบบ UASB ที่ปรับพีเอชน้ำเสียก่อนเข้าระบบโดยใช้ Ca(OH)_2 และ Ash ของการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้น ใช้ถึงปฏิกริยาจำนวน 2 ชุด ทำด้วยพลาสติกอะคริลิกเป็นรูปทรงกระบอก มีปริมาตร 25.5 ลิตร การทดลองระบบ UASB เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการ แบ่งการทดลองเป็น 2 ชุดการทดลอง คือ ชุดการทดลองที่ 1 เป็นระบบ UASB ปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)_2 (UASB- Ca(OH)_2) ส่วนชุดการทดลองที่ 2 เป็นระบบ UASB ปรับพีเอชโดยใช้ Ash (UASB-Ash) โดยน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด UASB ทั้งสองชุดการทดลองนำมาใช้ในการทดลองการศึกษาการบำบัดซัลไฟด์ โดยใช้กระบวนการทางเคมีและกระบวนการทางชีวภาพ ซึ่งในการทดลองศึกษาการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมีนั้นใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เป็นสารออกซิไดซ์ และในการทดลองศึกษาการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางชีวภาพนั้น ใช้ระบบไบโอฟิล์ม (Biofilm Reactor) ลักษณะของระบบเป็นรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้าสร้างจากพลาสติกอะคริลิก (Acrylic Plastic) โดยในระบบจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วนด้วยกันคือส่วนแรกเป็น

ส่วนที่เกิดปฏิกริยามีไว้เป็นที่สำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ส่วนนี้จะมีไว้เพื่อทำหน้าที่ในการสร้างชั้นฟิล์มชีวะและเกิดการย่อยสลายอินทรีย์สารโดยใช้จุลินทรีย์ ลักษณะส่วนนี้ทำเป็นกล่องสี่เหลี่ยมไว้บรรจุลูกบอลพลาสติก (Aquarium Ball) ไว้สำหรับให้เกิดการสร้างแผ่นฟิล์มชีวะ และส่วนที่สองเป็นส่วนที่เก็บกักน้ำที่ผ่านมาจากชั้นฟิล์มชีวะ ซึ่งระบบไบโอฟิล์มมีปริมาตร 25.0 ลิตร โดยทั้งในกระบวนการบำบัดทางเคมีและทางชีวภาพนั้นจะทำการควบคุมค่าโออาร์พี (ORP) ที่ระดับต่างๆ ด้วยเครื่องควบคุม ORP (ORP-Meter) ในทั้งสองชุดการทดลองได้ผลการศึกษาสรุปได้ดังนี้

4.1.1 การศึกษาคุณสมบัติของ Ash และปริมาณการใช้ Ca(OH)_2 กับ Ash ต่อการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางข้นให้มีค่า 7.0 ± 0.1

ถ่านไม้ยางพารา (Ash) มีศักยภาพที่สามารถนำมาใช้เป็นสารปรับสภาพในการนำมาใช้ปรับค่าพีเอชทดแทนปูนขาว (Ca(OH)_2) ได้ แต่พบว่าปริมาณการใช้จะมีปริมาณสูงกว่า

ประมาณ 3 เท่า ในการปรับค่าพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 นอกจากนี้ยังเป็นทางเลือกในการจัดการกากของเสียอุตสาหกรรมที่ใช้ไม่อย่างพาราเป็นแหล่งเชื้อเพลิงในการให้ความร้อน โดยภายหลังจากการเผาไหม้และใช้เป็นเชื้อเพลิงแล้วจะเกิดกากของเสียในรูปของ Ash ซึ่งคุณสมบัติของ Ash ที่เกิดขึ้นนี้ เมื่อละลายน้ำแล้วส่งผลให้สภาพค่างของน้ำเพิ่มสูงขึ้น จากคุณสมบัติดังกล่าวของ Ash จึงสมควรที่จะนำมาใช้ประโยชน์ในการปรับพีเอชของน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นซึ่งมีระดับพีเอชที่ต่ำให้มีระดับพีเอชเพิ่มสูงขึ้นและมีความเหมาะสมก่อนที่จะเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน อีกทั้งเพื่อเป็นแนวทางที่อาจนำมาประยุกต์ใช้กับ โรงงานที่มีคุณสมบัติน้ำเสียใกล้เคียงกัน

ซึ่งจากการศึกษาพบว่าทั้งระบบ UASB-Ca(OH)₂ และ UASB-Ash สามารถรักษา ระดับพีเอชให้เป็นกลางได้ตลอดการทดลอง โดยไม่มีปัญหาเกี่ยวกับการสะสมของกรดไขมัน ระเหยง่ายที่เป็นสาเหตุให้ระบบล้มเหลว ทั้งนี้เพราะในการศึกษาน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นได้มีการปรับพีเอชให้มีค่าเพิ่มสูงขึ้นเท่ากับ 7.0 ± 0.1 จึงทำให้น้ำเสียมีบัฟเฟอร์ด้านความเป็นกรดได้และสามารถเพิ่มสภาพค่างให้กับระบบมากขึ้น นอกจากนี้ภายหลังที่น้ำเสียผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดในทั้ง 2 ชุดการทดลอง ส่งผลให้สภาพค่างของน้ำเสียภายในระบบเพิ่มสูงขึ้น แต่ถ้าหากจำเป็นต้องมีการปรับพีเอชน้ำเสียอาจทำการปรับพีเอชประมาณ 6.5-6.8 ก็เพียงพอที่ระบบบำบัด ไร้อากาศทำงานได้ อีกทั้งยังเป็นการลดต้นทุนและปริมาณของสารปรับสภาพที่นำมาใช้ในการปรับพีเอชอีกด้วย

4.1.2 การทดลองการเดินระบบ UASB

4.1.2.1 ตั้งปฏิบัติการ UASB-Ca(OH)₂

สภาพแวดล้อมในการทำงานของระบบตลอดระยะเวลาการทดลอง พบว่า อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดแบบ UASB มีค่าอุณหภูมิอยู่ในช่วง 22.6-28.9 องศาเซลเซียส ส่วนอุณหภูมิ น้ำที่ออกจากระบบมีค่าอยู่ในช่วง 23.4-27.8 องศาเซลเซียส pH อยู่ในช่วง 7.52-8.18 สภาพค่างอยู่ในช่วง 1,300-3,700 มก./ล. ของ CaCO₃ กรดระเหยง่ายอยู่ในช่วง 56-155 มก./ล. ของ CH₃COOH และอัตราส่วนของกรดระเหยง่ายต่อสภาพค่าง อยู่ในช่วง 0.08-0.12

- 1) ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD เฉลี่ยร้อยละ 78.97 โดยประสิทธิภาพการบำบัด TCOD จะลดลงเมื่อ OLR สูงขึ้น
- 2) ประสิทธิภาพในการบำบัด SS ตลอดระยะเวลาการทดลองเฉลี่ยร้อยละ 39.02-80.69
- 3) ระบบสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงขึ้นเมื่อมี OLR เพิ่มขึ้น โดยมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อปริมาตรถังเฉลี่ยเท่ากับ 17.80 ล./ล./วัน ของการทดลองที่ OLR เท่ากับ 0.5-5.0 กก./ลบ.ม./วัน จากการศึกษาพบว่าที่ OLR เท่ากับ 5.0 กก./ลบ.ม./วัน มีปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นเฉลี่ยสูงสุด มีค่าเท่ากับ 26.5 ล./ล./วัน

4.1.2.2 ถึงปฏิบัติการ UASB-Ash

สภาพแวดล้อมในการทำงานของระบบตลอดระยะเวลาการทดลองพบว่า อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดแบบ UASB พบว่ามีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 22.6-27.4 องศาเซลเซียส ส่วนอุณหภูมิน้ำที่ออกจากระบบมีค่าอยู่ในช่วง 23.4-26.8 องศาเซลเซียส pH อยู่ในช่วง 7.52-8.18 สภาพค่าอยู่ในช่วง 1,890-4,930 มก./ล. ของ CaCO_3 ทรดระเหยง่ายอยู่ในช่วง 50-170 มก./ล. ของ CH_3COOH และอัตราส่วนของทรดระเหยง่ายต่อสภาพค่า อยู่ในช่วง 0.01-0.08

- 1) ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป TCOD เฉลี่ยร้อยละ 85.43 ในรูปโดยประสิทธิภาพในการบำบัด TCOD และ BOD_5 จะลดลงเมื่อ OLR สูงขึ้น
- 2) ประสิทธิภาพในการบำบัด SS ตลอดระยะเวลาการทดลองเฉลี่ยร้อยละ 35.04-67.52 ซึ่งจะเห็นได้ว่าปริมาณของ SS มีปริมาณสูงกว่าระบบ UASB-Ash ทั้งนี้เนื่องมาจากน้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ Ash นั้นจะมีตะกอนของ Ash ที่ไม่จมตัวปนมากับน้ำเสียก่อนที่จะเข้าระบบ
- 3) ระบบสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงขึ้นเมื่อมี OLR เพิ่มขึ้นโดยมีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อปริมาตรถังเฉลี่ยเท่ากับ 18.29 ล./ล./วัน จากการศึกษาพบว่าที่ OLR เท่ากับ 5.0 กก./ลบ.ม./วัน มีปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นเฉลี่ยสูงสุด มีค่าเท่ากับ 27.5 ล./ล./วัน

4.1.2.3 การศึกษาการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมีและทางชีวภาพ

- 1) ผลการศึกษาการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางชีวภาพ พบว่าระบบไบโอฟิล์มที่ใช้น้ำทิ้งจาก UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และระบบไบโอฟิล์มที่ใช้น้ำทิ้งจาก UASB-Ash ที่ควบคุมค่า ORP เดียวกันมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ใกล้เคียงกัน
- 2) ผลการศึกษาการบำบัดซัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมีการทดลองบำบัดซัลไฟด์น้ำทิ้งจาก UASB- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และ UASB-Ash พบว่าที่ทุกระดับพีเอช ที่ค่า ORP ต่ำ (280 ± 30 มิลลิโวลต์) มีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลไฟด์ต่ำสุด โดยประสิทธิภาพการบำบัดซัลไฟด์เพิ่มสูงขึ้น ตามค่า ORP ที่เพิ่มสูงขึ้น (-180 ± 30 และ -130 ± 30 มิลลิโวลต์) โดยเกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction) เพิ่มสูงขึ้น

4.2 ข้อเสนอแนะ

1. การศึกษาในครั้งนี้ พบว่าเมื่อปรับพีเอชน้ำเสียให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ทั้ง 2 ระบบ มีสภาพค่าเพิ่มสูงขึ้นและเพียงพอที่สามารถรักษาเสถียรภาพของระบบได้ดี สังเกตได้จากค่าพีเอชในน้ำทิ้งสูงกว่าน้ำเสียที่เข้าระบบตลอดการทดลอง ดังนั้นไม่จำเป็นต้องปรับพีเอชให้สูงถึง 7.0 ± 0.1 แต่จึงควรมีการศึกษาความสามารถของระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าพีเอชต่ำกว่า

หรือน้ำเสียที่ไม่ผ่านการปรับพีเอช และควรติดตามปัญหาของระบบในระยะยาว โดยเฉพาะเรื่อง การสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายและสภาพต่างของน้ำเสียภายในระบบ

2. การทดลองนี้พบว่าระบบ UASB ทั้งสองชุดการทดลองมีปัญหาในเรื่องการ หลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ในช่วงแรกของการทดลองเกิดขึ้นเนื่องมาจากตะกอนมีน้ำหนักรเบา และมีการตายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ตะกอนเหล่านี้จะถูกพาออกตามทิศทางการไหลของน้ำเสียที่ เข้าสู่ระบบ ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง ดังนั้นในช่วงแรกของระยะเวลาในการ ทดลองจึงควรเพิ่ม HRT ให้มีค่าสูงกว่านี้เพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์ภายในระบบมีการเจริญเติบโต สะสมมวลชีวะภายในเม็ดตะกอนส่งผลให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีน้ำหนักยกแก่การหลุดออกจาก ระบบและยังเป็นการทำให้จุลินทรีย์มีความคุ้นเคยกับน้ำเสีย

3. ในระบบ UASB-Ca(OH)₂ จะมีปัญหาเรื่องการอุดตันเกิดขึ้นเนื่องมาจากการ สะสมของสารประกอบจำพวกแคลเซียมบริเวณเส้นท่อและข้อต่อของเส้นท่อภายในระบบ UASB การอุดตันดังกล่าวนี้สาเหตุเนื่องมาจากสารปรับสภาพที่ใช้ในการปรับพีเอช (Ca(OH)₂) เมื่อ เปรียบเทียบกับระบบ UASB-Ash ระบบนี้จะไม่เกิดปัญหาเนื่องจากการอุดตันดังกล่าวตลอด ระยะเวลาในการทดลอง ดังนั้นควรติดตามปัญหาของระบบ โดยเฉพาะเรื่องการอุดตันอัน เนื่องมาจากสารปรับสภาพที่ใช้ในการปรับพีเอช

4. จากการทดลองโดยการปรับพีเอชน้ำเสียด้วย Ash พบว่า สามารถนำ Ash มา ใช้เป็นวัสดุแทนการใช้สารเคมีปรับพีเอชน้ำเสียได้ แต่เกิดตะกอน Ash ของเสียขึ้น ดังนั้นจึงน่าจะมี การศึกษาถึงวิธีการจัดการหรือกำจัดตะกอน Ash ที่เกิดขึ้น เพื่อที่จะสามารถใช้เป็นแนวทางให้กับ ผู้ประกอบการโรงงานนำ Ash ไปใช้งานได้จริงต่อไป

5. ควรมีการประเมินมูลค่าทางเศรษฐศาสตร์ในการก่อสร้างระบบบำบัด UASB รวมถึงระบบการจัดการกากตะกอนของน้ำเสียที่ปรับพีเอชโดยใช้ Ca(OH)₂ และ Ash นอกจากนี้ ควรคำนึงถึงพลังงาน (ก๊าซมีเทน) ที่ได้จากการบำบัดน้ำเสียว่ามีความคุ้มค่าในการก่อสร้างและคุ้ม ทุนในการนำ Ash มาใช้เป็นวัสดุปรับพีเอชแทนสารเคมี และก๊าซมีเทนสำหรับใช้เป็นพลังงาน เชื้อเพลิงหรือไม่ก่อนที่จะนำไปใช้งานจริง ควรมีการศึกษาสัดส่วนก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพที่ได้ และความคุ้มค่าการเป็นเชื้อเพลิงด้วย

6. ในกระบวนการบำบัดชัลไฟด์โดยใช้กระบวนการทางเคมีและกระบวนการ ทางชีวภาพควรมีการปรับค่า ORP ให้ช่วงกว้างขึ้นมากกว่านี้ ทั้งนี้เนื่องจากการศึกษาในครั้งนี้ได้ ทำการศึกษาเพียงเบื้องต้นโดยควบคุมค่า ORP เพียง 3 ระดับ ซึ่งหากมีการศึกษาเพิ่มเติมโดยการ ปรับช่วงที่ใช้ในการควบคุมค่า ORP ให้กว้างขึ้นจะแสดงให้เห็นถึงแนวโน้มของปฏิกิริยา Oxidation-Reduction ในการบำบัดมลสารที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสียได้ชัดเจนมากยิ่งขึ้น

7. ควรมีการศึกษาโดยใช้น้ำเสียจากโรงงานอื่นๆ เช่น โรงงานปาล์มน้ำมัน โรงงานอาหารทะเล เป็นต้น ซึ่งเป็นโรงงานอุตสาหกรรมที่มีจำนวนมาก อีกทั้งยังเป็นแหล่งก่อมลภาวะทางน้ำที่สำคัญสำหรับในเขตพื้นที่ภาคใต้ของประเทศไทย ซึ่งข้อมูลที่ได้จากการศึกษาจะได้นำมาใช้เป็นแนวทางในการนำมาใช้แก้ปัญหามลภาวะทางน้ำที่เกิดขึ้นของโรงงานกับสิ่งแวดล้อมในพื้นที่โดยรอบโรงงาน

บรรณานุกรม

กรมควบคุมมลพิษ. 2548. แนวทางปฏิบัติที่ดีด้านการป้องกันและลดมลพิษอุตสาหกรรมน้ำอย่างขึ้น. สถาบันสิ่งแวดล้อมไทย: กรุงเทพฯ

กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม. 2539. กำหนดมาตรฐานการควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภท โรงงานอุตสาหกรรม และนิคมอุตสาหกรรม (ประกาศในราชกิจจานุเบกษา).

กรรมการ สิริสิงห. 2545. **เคมีของน้ำเสีย น้ำโสโครกและการวิเคราะห์**. กรุงเทพฯ : ประยูรวงศ์.

กัลยา ศรีสุวรรณ. 2540. “การปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศของโรงงานน้ำอย่างขึ้น”, รายงานการวิจัย ภาควิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

กัลยา ศรีสุวรรณ, วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี และสุพัตรา เถลียววงศ์. 2541. “ผลของชนิดต่างและระบบบำบัดต่อค่าพีเอชของระบบบ่อไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำอย่างขึ้น”, วารสารสงขลานครินทร์ สาขาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. 23 (4), 807-819.

กัลยา ศรีสุวรรณ, เกียรติศักดิ์ พันธุ์พงศ์ และจันทิมา ชั่งสิริพร. 2548. “กระบวนการกำจัดซัลเฟตในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบที่ละเท”, เอกสารการประชุมวิชาการทางวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ครั้งที่ 4, 8-9 ธันวาคม 2548.

แกมกาญจน์ รักษาพรหมณ์. 2539. “การประเมินสภาพไฮโดรเจนซัลไฟด์ในบ่อหมักไร้อากาศของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำอย่าง”, วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์. 2543. **เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย**. กรุงเทพฯ : มิตรนราการพิมพ์.

เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์. 2545. **วิศวกรรมกำจัดน้ำเสีย เล่ม 4**. กรุงเทพฯ : มิตรนราการพิมพ์.

จรรยา อินทมณี. 2540. “การบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นโดยวิธีย่อยสลายแบบไร้อากาศ”. ภาควิชาวิศวกรรมเคมี มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด. ม.ป.ป. ระบบบำบัดน้ำเสีย บริษัท ฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด. บริษัท ฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด. (สำเนา)

ธนาวัฒน์ รักกมล. 2549. “ประสิทธิภาพการบำบัดเอเอสบีอาร์ แบบเทอร์โมฟิลิกและมีโซฟิลิกในการบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม”. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต คณะการจัดการสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ธีระ เกรอต. 2539. วิศวกรรมน้ำเสียการบำบัดทางชีวภาพ. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

พนาลี ชีวกิตการ และคณะ. 2548. “รายงานการวิจัยโครงการวิจัยการลดซัลเฟตในน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นของจังหวัดสงขลาโดยใช้ถ้ำลอยจากเตาเผา”, สำนักงานอุตสาหกรรมจังหวัดสงขลา ร่วมกับมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

พัฒนวรรณ วิทกุล. 2544. “การบำบัดซัลเฟตและก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นด้วยระบบไร้อากาศและระบบกรองทางชีวภาพ”, วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตันฑุลเวศม์ และ มันรัชต์ ตันฑุลเวศม์. 2545. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2546ก. คู่มือวิชาการบำบัดระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่ม 1. กรุงเทพฯ : ศูนย์บริการวิชาการแห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2546ข. **คู่มือวิชาการบำบัดระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศเล่ม 2**. กรุงเทพฯ : ศูนย์บริการวิชาการแห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ขงยุทธ โอสดสภา, 2542. **คำศัพท์ในวงการปฎิ**. กรุงเทพฯ : มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

วรรณภา เลี้ยววาริน, 2538. **คู่มือการวิเคราะห์ดินและปฎิ**. หน่วยปฏิบัติการวิเคราะห์กลาง คณะทรัพยากรธรรมชาติ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

วรรณฤดี หวันเซ่ง, 2549. “การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์สำหรับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้นโดยการควบคุมค่าโออาร์พี”. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

วันชัย แก้วยอด, 2540. “การตรวจสอบการจัดการน้ำเสียโรงงานยาง : กรณีศึกษาในจังหวัดสงขลา”. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

สถาบันส่งเสริมการสอนวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี, 2550. **พจนานุกรมศัพท์วิทยาศาสตร์ คณิตศาสตร์ และเทคโนโลยี (ออนไลน์)**. เข้าถึงได้จาก : <http://escivocab.lipst.ac.th/search2.esp?q=c&mode=key>. (7 พฤษภาคม 2550)

สมาคมวิศวกรรมแห่งประเทศไทย และ World Environment Center, 2535. **คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย**. กรุงเทพฯ : จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2545. **ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ**. สมาคมวิศวกรรม กรุงเทพฯ : สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

สมทิพย์ คำานธีรวนิชย์ และคณะ, 2545. รายงานการวิจัยโครงการวิจัยการตรวจสอบการจัดการของเสียของโรงงานน้ำยางข้น. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

สุพัตรา เกลียวพงศ์. 2540. “สถานะพีเอชที่เหมาะสมของบ่อไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางข้น”, วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมเคมี มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

อาภรณ์ รักเกิด. 2542. “การประเมินปัญหาไนโตรเจนในน้ำเสียจากโรงงานยางและการกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้มวลชีวะประเภทเกาะผิว”. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

APHA, AWWA and WEF. 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Maryland: American Public Health Association.

Davis, M.L. and Cornwell, D.A. 1991. Introduction to Environmental Engineering : Series in Water Resource and Environmental Engineering. New York : McGraw-Hill, Inc.

Elke, G., Werner, H. and Christian, M. 1996. “Biological Sulfate Removal from Tannery Wastewater in a Two-Stage Anaerobic Treatment”. **Water Research**. (30) : 2072-2078.

Faisal, M. and Unno, H. 2001. “Kinetic Analysis of Palm Oil Mill Wastewater Treatment by a Modified Anaerobic Baffled Reactor”. **Biochemical Engineering Journal**. 9 : 25-31.

Gray, N.F. 1989. **Biological of Wastewater Treatment**. New York : Oxford Science Publications.

Huang, J.S., Wu, C.S. and Chen, C.M. 2005. “Microbial Activity in Combined UASB-Activity Sludge Reactor System”. **Chemosphere**. 61 : 1032-1041.

Hutňan, M., Drtil, M., Mrafková, L., Derco, L. and Buday, J. 1999a. “Comparison of Startup and Anaerobic Wastewater Treatment in UASB, Hybrid and Baffled Reactor”. **Bioprocess Engineering**. 21 : 439-445.

- Kuo, W.C. and Shu, T.Y. 2004. "Biological Per-Treatment of Wastewater Containing Sulfate using Anaerobic Immobilized Cells". **Journal of Hazardous Material**. B113 : 147-155.
- Lens, P.N.L., Visser, A., Janssen, A.J.H., Pol, L.W.H. and Lettinga, G. 1998. "Biotechnological Treatment of Sulfate-Rich Wastewater". **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. 28 (1) : 41-88.
- Li, Y., Lam, S. and Fang, H. 1996. "Interactions Between Methanogenic, Sulfate-Reducing and Syntrophic Acetogenic Bacteria in the Anaerobic Degradation of Benzoate". **Water Research**. 30 : 1555-1562.
- McCarty, L.P. 1964a. "Anaerobic Waste Treatment Fundamental", Chemistry and Microbiology", **Journal Public Works**. 12: 95-99.
- McCarty, L.P. 1964b. "Anaerobic Waste Treatment Fundamental, Part II, Chemistry and Microbiology", **Journal Public Works**. 95 : 107-112.
- MetCalf and Eddy. 2004. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. New York : McGraw-Hill, Inc.
- Mizuno, O., Li, Y.Y. and Noike, T. 1998. "The Behavior of Sulfate-Reducing Bacteria in Acidogenic Phase of Anaerobic Digestion". **Water Research**. 32 (5) : 1626 – 1634.
- Mohan, S.V., Rao, C.N., Prasad K.K. and Sarma, P.N. 2005. "Bioaugmentation of anaerobic Sequencing Batch Biofilm Reactor (AnSBBR) with Immobilization Sulfate Reducing Bacteria (SRB) for the Treatment of Sulfate Bearing Chemical Wastewater". **Process Biochemistry**. 40 : 2849-2857.

- O'Flaherty, V., Lens, P., Leahy, B. and Colleran, E. 1998. "Long-Term Competition Between Sulphate-Reducing and Methane-Producing Bacteria During Full-Scale Anaerobic Treatment of Citric Acid Production Wastewater". **Water Research**. 32 (3) : 815-825.
- Percheron, G., Bernet, N. and Moletta, R. 1997. "Start-up of anaerobic Digestion of Sulfate Wastewater". **Bioresource Technology**. 61 : 21-27.
- Rittmann, B.E. and McCarty, P.L. 2001. **Environmental Biotechnology**. New York : McGraw-Hill, Inc.
- Sawyer, C.N., McCarty, P.L. and Parkin, G.F. 2003. **Chemistry for Environmental Engineering**. New York : McGraw-Hill, Inc.
- Shayegen, J., Ghavipankeh, F. and Marjafari. 2005. "The Effect of Influent COD Upward Flow Velocity on the Behaviour of Sulfate-Reducing Bacteria". **Process Biochemistry**. 40 : 2305-2310.
- Sipma, J., Leans, P., Vieira, A., Miron, Y., Van Lier, J.B., Hulshoff Pol, L.W. and Lettinga, G. 1999. "Thermophilic Sulphate Reduction in Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor Under Acidifying Conditions". **Process Biochemistry**. 35 : 509-522
- Tchobanoglous, G. 1979. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse**. New York : McGraw-Hill, Inc.
- Tchobanoglous, G and Burton, F.L. 1991. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse**. New York : McGraw-Hill, Inc.
- Vossoughi, M., Shakeri, M. and Alemzadeh, I. 2003. "Performance of Anaerobic Baffled Reactor Treating Synthetic Wastewater Influent by Decreasing COD/SO₄²⁻ Ratios." **Chemical Engineering and Processing**. 42 : 811-816.

Wang, Z. and Banks, C.J. 2007. "Treatment of high-Strange Sulphate-Rich Alkaline Leachate using an Anaerobic Filter". **Waste Management**. 27 : 359-366.

Yamaguchi, T., Harada, H., Hisano, T., Yamazaki, S. and Tseng, I.C. 1999. "Process Behavior of UASB Reactor Treating a Wastewater Containing High Strength Sulfate". **Water Research**. 33 (14) : 3182-3190.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้ง

ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้งในระยะที่ 1 คือ การบำบัดมลสารของระบบ UASB ที่ HRT ต่างๆ

UASB-Ca(OH)₂ : A

UASB-Ash : B

ตารางภาคผนวกที่ ก-1 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสีย, น้ำทิ้ง และปริมาณก๊าซที่เกิดแทนที่น้ำ ของการบำบัดมลสารในน้ำเสียด้วยระบบ UASB ของการทดลองที่ HRT 10 วัน

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
67	influent	7.12	7.17	560.0	560.0	2220.0	2220.0	0.4	0.4	6230.0	6530.0	4867.1	4911.1	640.0	670.0	2120.0	1834.7	9.1	9.8
	60 cm.	-	-	3825.0	4450.5	125.0	200.0	0.03	0.04	718.0	558.0	627.7	362.7	310.0	630.0	1013.6	913.1		
	90 cm.	-	-	3862.5	4737.5	120.0	50.0	0.03	0.01	744.0	830.0	381.3	399.9	420.0	670.0	987.5	528.3		
	120 cm.	-	-	3775.0	4265.0	150.0	50.0	0.04	0.01	586.0	1,488.0	437.1	362.7	390.0	660.0	650.5	330.0		
	150 cm.	-	-	3837.5	2825.0	95.0	50.0	0.02	0.01	930.0	1,488.0	437.1	418.5	240.0	690.0	487.6	229.6		
	effluent	8.23	8.29	3700.0	3825.0	100.0	125.0	0.03	0.03	539.0	978.0	297.6	399.9	320.0	450.0	209.0	123.5		
	% removal																		
										91.4	85.0	93.9	91.9	50.0	32.8	90.1	93.2		

หมายเหตุ : 1. เครื่องหมาย - คือไม่ได้มีการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำเสียและน้ำทิ้ง

2. เครื่องหมาย * คือ ที่สภาวะคงตัว (Stady State)

3. หน่วยของพารามิเตอร์ต่างๆ มีดังนี้

Temperature	มีหน่วยเป็น องศาเซลเซียส	TCOD	มีหน่วยเป็น มก./ล	SO ₄ ²⁻	มีหน่วยเป็น มก./ล
Alkalinity	มีหน่วยเป็น มก./ล ของ CaCO ₃	SCOD	มีหน่วยเป็น มก./ล	S ²⁻	มีหน่วยเป็น มก./ล
VFA	มีหน่วยเป็น มก./ล ของ CH ₃ COOH	SS	มีหน่วยเป็น มก./ล	ปริมาณก๊าซ	มีหน่วยเป็น ล.

ตารางภาคผนวกที่ ก-1 (ต่อ)

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
74	influent	7.17	7.20	968.0	1558.0	220.0	320.0	0.23	0.21	5913.0	6310.0	5238.0	5394.0	642.0	620.0	1987.6	2067.2	11.6	11.9
	60 cm.	-	-	2688.0	1360.0	300.0	60.0	0.11	0.02	558.0	372.0	520.8	446.4	340.0	668.0	1543.9	972.1		
	90 cm.	-	-	2710.0	3180.0	80.0	80.0	0.03	0.03	539.4	744.0	595.2	595.2	404.0	580.0	1230.0	771.0		
	120 cm.	-	-	2710.0	3196.0	80.0	80.0	0.03	0.03	632.4	558.0	669.6	372.0	524.0	720.0	987.5	512.7		
	150 cm.	-	-	2508.0	3172.0	60.0	60.0	0.02	0.02	446.4	590.0	669.6	520.8	212.0	668.0	357.5	307.8		
	effluent	8.19	8.24	2388.0	2700.0	80.0	60.0	0.03	0.02	4446.4	570.0	372.0	248.8	200.0	412.0	176.5	129.9		
	% removal									92.5	91.0	92.9	95.4	68.9	33.6	91.1	93.7		
81	influent	7.20	7.23	1625.0	2450.0	475.0	525.0	0.29	0.21	6193.0	6476.0	5170.0	5328.7	640.0	695.0	1996.4	1987.8	11.1	12.2
	60 cm.	-	-	2865.0	3350.0	100.0	85.0	0.03	0.03	595.2	372.0	584.0	413.7	315.0	500.0	870.0	881.1		
	90 cm.	-	-	2800.0	3300.0	85.0	110.0	0.03	0.03	718.4	446.4	523.0	472.0	310.0	430.0	768.7	675.1		
	120 cm.	-	-	2800.0	3285.0	100.0	85.0	0.04	0.03	669.6	446.6	527.6	493.0	320.0	645.0	658.4	411.6		
	150 cm.	-	-	2740.0	3320.0	90.0	80.0	0.03	0.02	892.8	669.6	546.0	578.6	290.0	320.0	437.5	287.5		
	effluent	8.29	8.35	2700.0	3250.0	60.0	90.0	0.02	0.03	669.6	466.4	354.0	279.5	355.0	440.0	199.4	140.1		
	% removal									89.2	93.1	93.2	94.8	44.5	36.7	90.0	93.0		
88	influent	7.15	7.21	1755.0	2880.0	850.0	555.0	0.48	0.19	6180.0	6403.0	5010.0	5276.0	674.0	704.0	2129.0	2031.2	14.3	14.9
	60 cm.	-	-	3040.0	4380.0	100.0	70.0	0.03	0.02	550.0	405.0	563.0	488.0	324.0	649.0	840.7	823.8		
	90 cm.	-	-	3050.0	4450.0	300.0	60.0	0.10	0.01	615.0	680.0	487.0	467.0	386.0	565.0	678.5	642.7		
	120 cm.	-	-	3050.0	4425.0	100.0	70.0	0.03	0.02	620.0	850.0	601.0	395.0	439.0	681.0	457.6	507.2		
	150 cm.	-	-	3030.0	4430.0	115.0	55.0	0.04	0.01	750.0	895.0	564.0	481.0	386.0	620.0	276.5	315.5		
	effluent	8.27	8.37	2830.0	4140.0	140.0	50.0	0.05	0.01	490.0	674.0	335.0	263.0	369.0	375.0	187.6	131.7		
	% removal									92.1	89.5	93.3	95.0	45.3	46.7	91.2	93.5		

ตารางภาคผนวกที่ ก-2 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสีย, น้ำทิ้ง และปริมาณก๊าซที่เกิดแทนที่น้ำ ของการบำบัดมลสารในน้ำเสียด้วยระบบ UASB ของการทดลองที่ HRT 7 วัน

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
95	influent	7.21	7.28	1770.0	2660.0	840.0	670.0	0.47	0.25	5464.0	5580.0	5068.0	6696.0	766.7	333.3	1831.2	2030.8	15.7	16.8
	60 cm.	-	-	3300.0	4700.0	60.0	130.0	0.02	0.03	372.0	558.0	372.0	744.0	666.7	666.7	1201.3	1300.6		
	90 cm.	-	-	3260.0	4680.0	90.0	110.0	0.03	0.02	372.0	595.2	558.04	595.2	100.0	333.3	1014.4	1091.1		
	120 cm.	-	-	3220.0	4680.0	70.0	110.0	0.02	0.02	446.4	669.6	446.4	669.6	140.0	333.3	717.4	917.3		
	150 cm.	-	-	3290.0	4580.0	80.0	80.0	0.02	0.02	495.2	558.0	409.2	558.0	166.7	110.0	619.1	707.9		
	effluent	8.18	8.23	2790.0	4490.0	70.0	110.0	0.03	0.02	372.0	597.0	372.0	297.6	120.0	266.7	421.1	510.4		
	% removal									93.2	89.3	92.7	95.6	84.4	20.0	77.0	74.9		
102	influent	7.17	7.26	1630.0	2860.0	550.0	755.0	0.34	0.26	5208.0	6882.0	5487.0	9858.0	192.0	694.0	2042.4	2009.9	15.5	15.2
	60 cm.	-	-	3100.0	4500.0	110.0	40.0	0.04	0.01	837.0	1581.0	2139.0	2976.0	142.0	258.0	1311.2	1464.9		
	90 cm.	-	-	3090.0	4940.0	90.0	60.0	0.03	0.01	1302.0	1488.0	1860.0	1953.0	178.0	198.0	912.8	1269.2		
	120 cm.	-	-	3080.0	4950.0	85.0	50.0	0.03	0.01	1302.0	1116.0	1581.0	2046.0	138.0	198.0	911.7	1072.4		
	150 cm.	-	-	3080.0	4920.0	86.0	55.0	0.03	0.01	1395.0	1302.0	2046.0	2139.0	126.0	110.0	612.3	871.8		
	effluent	8.07	8.15	2840.0	3920.0	56.0	65.0	0.02	0.02	1488.0	1209.0	1767.0	930.0	130.0	278.0	502.1	475.9		
	% removal									71.4	82.4	67.8	90.6	32.3	60.0	75.4	76.3		

ตารางภาคผนวกที่ ก-2 (ต่อ)

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
109	influent	7.09	7.17	1645.0	2370.0	620.0	685.0	0.38	0.29	5465.0	5766.0	5580.0	9672.0	438.0	454.0	1941.5	1906.3	18.3	19.2
	60 cm.	-	-	2380.0	5190.0	70.0	55.0	0.02	0.01	1209.0	1116.0	1448.0	1488.0	146.0	142.0	1132.0	1352.9		
	90 cm.	-	-	3170.0	5220.0	70.0	55.0	0.02	0.01	837.0	1302.0	1302.0	1767.0	142.0	106.0	1014.0	1058.2		
	120 cm.	-	-	3180.0	5175.0	55.0	70.0	0.02	0.01	1023.0	558.0	1395.0	1581.0	134.0	138.0	813.4	956.1		
	150 cm.	-	-	3145.0	5080.0	65.0	45.0	0.02	0.01	1209.0	744.0	1860.0	930.0	150.0	122.0	715.3	732.8		
	effluent	8.05	8.16	2950.0	4370.0	70.0	50.0	0.02	0.01	1116.0	651.0	1395.0	186.0	148.0	268.0	454.8	478.4		
	% removal									79.6	88.7	75.0	98.1	66.2	41.0	76.6	74.9		
116	influent	7.16	7.25	2520.0	3120.0	695.0	670.0	0.28	0.21	5122.0	4650.0	4929.0	9758.0	580.0	412.0	2101.0	2099.2	18.8	19.5
	60 cm.	-	-	3065.0	5070.0	130.0	80.0	0.04	0.02	1395.0	1126.0	4743.0	3069.0	164.0	572.0	1212.9	1171.5		
	90 cm.	-	-	3040.0	5020.0	160.0	95.0	0.05	0.02	1116.0	987.0	3906.0	3534.0	192.0	224.0	713.0	1070.0		
	120 cm.	-	-	3100.0	5045.0	110.0	85.0	0.04	0.02	1302.0	674.0	3999.0	3255.0	144.0	132.0	717.0	868.3		
	150 cm.	-	-	3070.0	4955.0	100.0	80.0	0.03	0.02	1395.0	613.7	3999.0	3255.0	92.0	224.0	614.0	669.7		
	effluent	8.13	8.18	3000.0	4700.0	105.0	70.0	0.04	0.01	1134.0	744.0	1485.0	2976.0	122.0	266.0	477.3	509.3		
	% removal									77.9	84.0	69.9	69.5	79.0	35.4	77.3	75.7		

ตารางภาคผนวกที่ ก-3 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสีย, น้ำทิ้ง และปริมาณก๊าซที่เกิดแทนที่น้ำ ของการบำบัดมลสารในน้ำเสียด้วยระบบ UASB ของการทดลองที่ HRT 3.5 วัน

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
123	influent	7.11	7.21	1640.0	2640.0	715.0	670.0	0.44	0.25	4464.0	4650.0	8556.0	8370.0	488.0	585.0	1721.2	1875.4	21.9	22.4
	60 cm.	-	-	2960.0	5125.0	180.0	120.0	0.06	0.02	4604.0	1116.0	2976.0	1674.0	228.0	205.0	1451.8	1427.5		
	90 cm.	-	-	3060.0	5380.0	130.0	105.0	0.04	0.02	1302.0	2232.0	2232.0	558.0	216.0	190.0	1011.6	1127.1		
	120 cm.	-	-	2825.0	5395.0	150.0	140.0	0.05	0.03	1674.0	372.0	2976.0	2046.0	180.0	235.0	912.3	925.3		
	150 cm.	-	-	2870.0	5035.0	115.0	125.0	0.04	0.02	2046.0	532.0	1562.0	2232.0	148.0	210.0	710.9	824.3		
	effluent	8.08	8.19	2640.0	4930.0	180.0	110.0	0.07	0.02	930.0	1674.0	1488.0	967.0	112.0	190.0	668.4	613.3		
	% removal									79.2	64.0	82.6	88.5	77.1	67.5	61.2	67.3		
130	influent	7.18	7.22	1787.5	1887.5	770.0	637.0	0.43	0.34	5952.0	4836.0	11058.0	10215.0	430.0	433.0	1989.1	2017.2	21.9	23.7
	60 cm.	-	-	2670.0	2770.0	140.0	105.0	0.05	0.04	2604.0	2976.0	8528.0	8122.0	105.0	185.0	1323.3	1580.7		
	90 cm.	-	-	2670.0	2845.0	110.0	100.0	0.04	0.04	2232.0	1116.0	8731.0	1706.0	105.0	110.0	1138.3	1281.8		
	120 cm.	-	-	2757.5	3250.0	97.5	100.0	0.04	0.03	1860.0	1860.0	8731.0	1624.0	155.0	115.0	947.3	978.3		
	150 cm.	-	-	2700.0	3840.0	95.0	115.0	0.04	0.03	1562.0	2232.0	7919.0	5214.0	125.0	135.0	840.1	776.7		
	effluent	8.04	8.14	2575.0	3537.5	110.0	82.5	0.04	0.02	1488.0	967.2	812.0	1025.0	140.0	150.0	734.8	766.4		
	% removal									75.0	80.0	92.7	90.0	67.4	65.4	63.1	62.0		

ตารางภาคผนวกที่ ก-3 (ต่อ)

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
144	influent	7.15	7.24	1780.0	1760.0	755.0	945.0	0.4	0.54	4873.1	4670.1	9746.0	11066.0	725.0	550.0	1982.0	1829.3	22.7	24.0
	60 cm.	-	-	2850.0	2850.0	70.0	90.0	0.02	0.03	1421.3	2233.5	1015.0	1056.0	238.0	210.0	1342.0	1470.4		
	90 cm.	-	-	2700.0	2995.0	85.0	80.0	0.03	0.03	1827.4	1705.6	1543.0	1559.0	258.0	130.0	1127.6	1261.7		
	120 cm.	-	-	2985.0	3130.0	65.0	80.0	0.02	0.03	1015.2	1624.4	1137.0	1543.0	220.0	170.0	929.3	1048.1		
	150 cm.	-	-	2896.0	2760.0	70.0	95.0	0.02	0.03	1827.4	1421.3	1381.0	1218.0	190.0	151.0	833.1	845.7		
	effluent	8.06	8.19	2878.0	2998.0	70.0	85.0	0.02	0.03	812.2	1218.3	690.0	917.0	140.0	145.0	722.3	729.3		
	% removal									83.3	73.9	92.9	91.7	80.7	52.6	63.6	65.3		
151	influent	7.22	7.30	2050.0	1845.0	510.0	660.0	0.25	0.36	5989.8	5888.3	9861.0	9764.0	563.0	570.0	1792.0	1793.7	22.7	23.5
	60 cm.	-	-	2520.0	2965.0	90.0	125.0	0.04	0.04	1705.6	1868.0	2465.0	5888.0	460.0	330.0	1327.0	1465.5		
	90 cm.	-	-	2723.0	2200.0	75.0	105.0	0.03	0.05	1746.2	1762.4	3792.0	5787.0	380.0	240.0	1023.5	1257.3		
	120 cm.	-	-	2459.0	2710.0	75.0	130.0	0.03	0.05	1624.4	1746.2	4171.0	5178.0	327.0	340.0	831.7	946.7		
	150 cm.	-	-	2525.0	2905.0	65.0	120.0	0.03	0.04	1583.8	1705.6	1896.0	5381.0	387.0	340.0	834.3	841.4		
	effluent	8.11	8.17	2650.0	2895.0	60.0	115.0	0.02	0.04	151.9	832.5	1849.0	876.0	290.0	270.0	693.0	623.2		
	% removal									87.5	85.9	81.3	91.0	48.5	52.6	61.3	65.3		

ตารางภาคผนวกที่ ก-4 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสีย, น้ำทิ้ง และปริมาณก๊าซที่เกิดแทนที่น้ำ ของการบำบัดมลสารในน้ำเสียด้วยระบบ UASB ของ การทดลองที่ HRT 1.75 วัน

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
158	influent	7.13	7.17	1786.0	1360.0	490.0	420.0	0.27	0.31	2843.6	2275.2	8675.0	9901.0	480.0	440.0	1961.1	2007.2	24.9	25.6
	60 cm.	-	-	2256.0	2060.0	200.0	90.0	0.09	0.04	853.0	569.0	2276.0	2580.0	400.0	230.0	1512.6	1533.6		
	90 cm.	-	-	2359.0	1990.0	60.0	90.0	0.03	0.05	569.0	853.0	1656.0	1454.0	183.0	180.0	1116.1	1223.1		
	120 cm.	-	-	2364.0	2100.0	80.0	106.0	0.03	0.05	1042.7	568.8	1879.0	1236.0	240.0	220.0	1017.0	1032.7		
	150 cm.	-	-	2278.0	2060.0	70.0	90.0	0.03	0.04	947.9	853.2	1657.0	1183.0	120.0	120.0	812.6	933.3		
	effluent	8.05	8.11	2389.0	1920.0	40.0	110.0	0.02	0.06	568.7	284.4	2281.0	1447.0	220.0	190.0	712.0	827.7		
	% removal									80.0	87.5	73.7	85.4	54.2	56.8	63.7	58.8		
165	influent	7.18	7.26	1810.0	1498.0	487.0	450.0	0.27	0.30	5415.2	5415.2	8640.0	7872.0	410.0	590.0	1832.0	1806.3	26.5	27.2
	60 cm.	-	-	2250.0	2250.0	175.0	110.0	0.08	0.05	1547.2	967.0	2112.0	2496.0	200.0	350.0	1324.7	1426.9		
	90 cm.	-	-	2320.0	2156.0	85.0	100.0	0.04	0.05	773.6	1547.0	1728.0	1152.0	236.0	140.0	1223.2	1326.4		
	120 cm.	-	-	2459.0	2230.0	90.0	98.0	0.04	0.04	1920.0	1547.2	1152.0	1920.0	190.0	210.0	1025.4	1028.2		
	150 cm.	-	-	2378.0	2256.0	85.0	110.0	0.04	0.05	1160.4	967.0	1728.0	1344.0	180.0	370.0	920.8	829.9		
	effluent	8.07	8.15	2459.0	2295.0	63.0	115.0	0.03	0.05	2030.7	1160.4	2304.0	1456.0	250.0	370.0	762.6	739.7		
	% removal									62.5	78.6	73.3	81.5	39.0	37.3	58.4	59.1		

ตารางภาคผนวกที่ ก-4 (ต่อ)

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
172	influent	7.22	7.31	2050.0	1740.0	490.0	460.0	0.24	0.26	3456.0	3456.0	9792.0	9600.0	530.0	500.0	2157.2	1927.8	26.0	27.1
	60 cm.	-	-	2135.0	2120.0	195.0	95.0	0.09	0.04	864.0	576.0	2592.0	2400.0	270.0	250.0	1523.7	13296		
	90 cm.	-	-	2586.0	2070.0	88.0	98.0	0.03	0.05	672.0	480.0	1824.0	1730.0	300.0	250.0	1218.4	1127.7		
	120 cm.	-	-	2520.0	2100.0	79.0	87.0	0.03	0.04	768.0	864.0	2688.0	1201.0	150.0	250.0	1009.7	933.4		
	150 cm.	-	-	2355.0	2000.0	81.0	105.0	0.03	0.05	1056.0	576.0	2208.0	3168.0	220.0	340.0	918.4	830.7		
	effluent	8.08	8.13	2405.0	2710.0	60.0	120.0	0.02	0.04	384.7	192.0	3744.0	368.0	250.0	280.0	852.3	736.3		
	% removal									88.9	94.0	61.8	96.2	52.8	44.0	60.5	61.8		
179	influent	7.16	7.24	2113.0	1659.0	510.0	430.0	0.24	0.26	3867.0	3653.0	8900.0	8936.0	532.0	531.0	1963.7	1731.6	24.6	25.9
	60 cm.	-	-	2575.0	2335.0	199.0	123.0	0.08	0.05	1100.0	696.0	2217.0	237.0	351.0	422.0	1225.1	1427.5		
	90 cm.	-	-	2397.0	2257.0	90.0	105.0	0.04	0.05	650.0	947.0	1557.0	1236.0	364.0	168.0	1021.2	1128.3		
	120 cm.	-	-	2563.0	2387.0	83.0	98.0	0.03	0.04	1232.0	978.0	1431.0	1179.0	201.0	224.0	923.5	1032.4		
	150 cm.	-	-	2254.0	2268.0	85.0	110.0	0.04	0.05	998.0	776.0	1542.0	1253.0	243.0	280.0	889.7	833.7		
	effluent	8.05	8.09	2354.0	2632.0	63.0	131.0	0.03	0.05	975.8	538.0	2978.0	2401.0	329.0	295.0	722.0	735.3		
	% removal									74.8	85.3	66.5	73.1	38.2	44.4	63.2	57.5		

ตารางภาคผนวกที่ ก-5 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสีย, น้ำทิ้ง และปริมาณก๊าซที่เกิดแทนที่น้ำ ของการบำบัดมลสารในน้ำเสียด้วยระบบ UASB ของการทดลองที่ HRT 0.88 วัน

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
186	influent	7.11	7.18	980.0	1505.0	610.0	1137.0	0.62	0.76	5184.0	5376.0	8395.0	8595.0	660.0	520.0	2087.0	2186.0	24.4	24.9
	60 cm.	-	-	1490.0	2005.0	210.0	112.5	0.14	0.06	2400.0	2208.0	2498.0	2298.0	340.0	420.0	1215.0	1520.0		
	90 cm.	-	-	1750.0	1910.0	112.0	112.5	0.06	0.06	3360.0	1824.0	3497.0	1898.0	340.0	342.0	1316.0	1422.0		
	120 cm.	-	-	1440.0	1895.0	120.0	112.5	0.08	0.06	2784.0	1632.0	3097.0	1219.0	380.0	440.0	1117.0	1322.0		
	150 cm.	-	-	1435.0	1940.0	150.0	150.0	0.10	0.08	2592.0	1056.0	2697.0	1099.0	340.0	580.0	1018.0	1018.0		
	effluent	8.06	8.08	1300.0	1890.0	155.0	125.0	0.12	0.07	2400.0	1920.0	1399.0	799.0	560.0	460.0	817.0	928.0		
	% removal									53.7	64.3	83.3	90.7	15.2	11.5	60.9	57.6		
193	influent	7.17	7.22	1145.0	1385.0	664.0	1200.0	0.58	0.87	4595.0	3996.0	9764.0	7596.0	800.0	550.0	1981.0	2026.0	25.0	26.0
	60 cm.	-	-	2210.0	2150.0	226.0	123.0	0.10	0.06	3996.0	999.0	5794.0	1798.0	250.0	420.0	1456.0	1373.0		
	90 cm.	-	-	2135.0	2265.0	120.0	118.0	0.06	0.05	2797.0	1399.0	5994.0	4795.0	270.0	390.0	1264.0	1217.0		
	120 cm.	-	-	2150.0	2110.0	105.0	129.0	0.05	0.06	2797.0	191.0	4195.0	799.0	290.0	490.0	1064.0	1274.0		
	150 cm.	-	-	2165.0	2130.0	136.0	145.0	0.06	0.07	2997.0	799.0	5594.0	2198.0	300.0	480.0	962.0	1162.0		
	effluent	8.01	8.05	2195.0	2170.0	152.0	130.0	0.07	0.06	1279.0	1199.0	3357.0	1199.0	300.0	470.0	859.0	905.0		
	% removal									72.2	70.0	65.6	84.2	62.5	14.6	56.6	55.3		

ตารางภาคผนวกที่ ก-5 (ต่อ)

Day		pH		Alkalinity		VFA		VFA/Alkalinity		TCOD		SCOD		SS		SO ₄ ²⁻		ปริมาณก๊าซ	
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
200	influent	7.08	7.19	1150.0	1600.0	750.0	1275.0	0.65	0.08	3996.0	3596.0	8649.0	9596.0	610.0	400.0	2008.0	1932.0	26.2	27.1
	60 cm.	-	-	2365.0	2140.0	212.0	130.0	0.09	0.06	3397.0	2797.0	7393.0	2797.0	430.0	340.0	1562.0	1470.0		
	90 cm.	-	-	2250.0	2140.0	113.0	132.0	0.05	0.06	3397.0	1199.0	9590.0	3596.0	470.0	350.0	1307.0	1264.0		
	120 cm.	-	-	2300.0	2230.0	133.0	128.0	0.06	0.06	4196.0	799.0	4196.0	799.0	360.0	290.0	1166.0	1170.0		
	150 cm.	-	-	2250.0	2145.0	142.0	149.0	0.06	0.07	3397.0	1199.0	7792.0	2597.0	320.0	530.0	1069.0	1073.0		
	effluent	7.93	8.03	2265.0	2235.0	139.0	135.0	0.06	0.06	1357.0	1199.0	3357.0	2078.0	333.0	370.0	846.0	921.0		
	% removal									66.0	66.7	61.2	78.4	45.4	7.5	57.9	52.3		
207	influent	7.12	7.23	1250.0	1457.0	770.0	1110.0	0.62	0.76	4489.0	4401.0	9961.0	9754.0	676.0	543.0	2177.7	1943.4	26.2	27.5
	60 cm.	-	-	2387.0	2110.0	228.0	180.0	0.10	0.09	3178.0	1983.0	6731.0	2702.0	477.0	475.0	453.4	1477.0		
	90 cm.	-	-	2298.0	2198.0	125.0	150.0	0.05	0.07	3268.0	1336.0	8037.0	3215.0	322.0	353.0	1265.0	1273.0		
	120 cm.	-	-	2386.0	2197.0	120.0	155.0	0.05	0.07	3390.0	1238.0	4073.0	968.0	341.0	350.0	1067.0	1169.0		
	150 cm.	-	-	2320.0	2198.0	125.0	170.0	0.05	0.08	3097.0	1132.0	6532.0	1045.0	295.0	442.0	970.0	971.0		
	effluent	7.98	8.01	2198.0	2110.0	155.0	170.0	0.07	0.08	1287.0	1320.0	3407.0	988.0	280.0	485.0	893.0	938.0		
	% removal									71.3	70.0	65.8	89.9	58.6	10.7	59.0	51.7		

ตารางภาคผนวกที่ ก-6 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้งของการบำบัดมลสารในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยกระบวนการ ออกซิเดชันทางเคมี (Chemical Oxidation) ควบคุมระดับ pH น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-130±20	1	Influent	7.09	24.4	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.11	25.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.12	-	758.29	190.40	963.89	8.32	7.17	-	1327.01	340.00	676.39	4.32
		%Removal	-	-	-	-	3.98	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	7.11	22.9	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.19	23.10	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.20	-	816.23	210.00	958.32	8.57	7.22	-	956.28	353.75	710.23	4.56
		%Removal	-	-	-	-	4.53	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	7.18	21.50	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.19	22.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.22	-	794.53	215.00	993.16	8.96	7.23	-	786.21	262.30	712.22	5.11
		%Removal	-	-	-	-	1.06	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวก ก-6 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-180±20	1	Influent	7.09	24.50	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.11	25.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.14	-	189.57	106.00	906.20	9.12	7.16	-	189.57	380.00	601.39	7.52
		%Removal	-	-	-	-	9.72	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	7.12	27.10	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.20	27.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.19	-	468.33	121.00	923.15	9.98	7.23	-	213.65	393.25	601.87	7.81
		%Removal	-	-	-	-	8.03	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	7.07	26.80	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.11	26.10	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.26	-	520.17	135.00	935.10	10.21	7.31	-	228.32	403.70	625.11	8.03
		%Removal	-	-	-	-	6.84	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวก ก-6 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-230±20	1	Influent	7.08	24.90	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.11	25.10	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.15	-	758.29	170.00	974.95	15.52	7.18	-	289.32	310.15	547.55	9.92
		%Removal	-	-	-	-	2.87	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	7.21	26.00	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.23	26.10	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.23	-	710.22	195.00	990.13	16.13	7.25	-	311.21	325.76	559.26	10.52
		%Removal	-	-	-	-	1.36	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	7.17	23.90	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.18	23.50	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.19	-	687.15	180.00	901.21	15.98	7.24	-	322.61	298.13	587.10	10.11
		%Removal	-	-	-	-	10.22	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวกที่ ก-6 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้งของการบำบัดมลสารในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยกระบวนการ ออกซิเดชันทางเคมี (Chemical Oxidation) ควบคุมระดับ pH น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเท่ากับ 7.5 ± 0.1

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-130±20	1	Influent	7.57	23.90	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.45	24.10	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.45	-	379.15	280.00	993.01	7.52	7.55	-	189.57	250.16	556.68	6.72
		%Removal	-	-	-	-	1.02	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	7.58	25.10	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.52	25.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.65	-	315.24	275.00	956.31	8.14	7.63	-	213.06	274.31	608.91	7.12
		%Removal	-	-	-	-	47.49	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	7.65	27.80	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.50	28.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.74	-	326.19	330.00	920.11	7.93	7.55	-	224.35	265.25	598.13	6.23
		%Removal	-	-	-	-	8.34	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวก ก-6 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-180±20	1	Influent	7.57	24.20	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.58	24.50	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.64	-	379.15	260.00	975.95	9.12	7.67	-	1137.44	190.58	349.47	6.72
		%Removal	-	-	-	-	2.85	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	7.61	25.50	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.54	26.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.57	-	322.87	265.00	1012.23	9.21	7.77	-	953.26	213.24	358.64	6.93
		%Removal	-	-	-	-	2.77	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	7.63	25.50	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.49	25.60	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.73	-	298.31	277.75	906.21	10.11	7.63	-	632.01	220.13	371.22	7.11
		%Removal	-	-	-	-	9.72	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวก ก-6 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-230±20	1	Influent	7.55	27.61	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.56	28.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.62	-	379.15	240.00	403.80	9.92	7.61	-	568.72	260.00	577.35	8.32
		%Removal	-	-	-	-	59.77	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	7.57	25.60	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.61	26.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.73	-	298.65	247.80	426.25	10.12	7.65	-	553.01	257.65	624.22	8.56
		%Removal	-	-	-	-	57.50	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	7.48	25.00	758.29	140.00	1003.80	8.32	7.47	25.20	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	7.63	-	312.25	259.60	490.15	9.23	7.58	-	498.79	273.19	-	9.09
		%Removal	-	-	-	-	51.17	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวกที่ ก-6 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้งของการบำบัดมลสารในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยกระบวนการ ออกซิเดชันทางเคมี (Chemical Oxidation) ควบคุมระดับ pH น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเท่ากับ 8.0 ± 0.1

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-130±20	1	Influent	8.16	23.80	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.18	24.10	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.21	-	379.15	180.00	988.41	43.2	8.21	-	947.87	230.00	608.60	2.72
		%Removal	-	-	-	-	1.53	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	8.15	25.10	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.09	25.20	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.22	-	322.69	189.75	991.25	5.62	8.21	-	887.65	245.15	624.13	4.32
		%Removal	-	-	-	-	1.25	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	8.16	25.80	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.16	26.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.31	-	497.15	217.30	963.14	5.16	8.21	-	826.32	253.64	609.14	5.64
		%Removal	-	-	-	-	4.05	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวก ก-6 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-180±20	1	Influent	8.14	26.22	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.00	26.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.32	-	568.72	150.00	1003.31	2.72	8.24	-	228.95	250.00	663.41	4.32
		%Removal	-	-	-	-	0.05	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	8.21	25.60	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.16	25.50	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.22	-	487.32	165.50	995.32	3.56	8.33	-	333.25	284.13	687.21	5.13
		%Removal	-	-	-	-	0.85	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	8.09	26.00	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.22	26.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.32	-	522.63	147.30	956.21	4.03	8.28	-	298.32	274.09	663.21	5.11
		%Removal	-	-	-	-	4.74	-	-	-	-	-	-	-

ตารางภาคผนวก ก-6 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-230±20	1	Influent	8.00	23.80	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.12	24.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.09	-	758.29	270.00	886.97	7.52	8.23	-	322.16	250.00	593.22	9.92
		%Removal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	Influent	8.18	25.10	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.17	25.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.32	-	448.21	287.30	910.24	7.61	8.32	-	310.62	258.96	610.25	10.12
		%Removal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	Influent	8.07	28.10	758.29	140.00	1003.80	8.32	8.08	28.00	379.15	230.00	581.20	19.52
		Effluent	8.32	-	512.32	293.75	956.31	7.49	8.18	-	286.31	271.32	634.01	9.87
		%Removal	-	-	-	-	-	-	-	-	--	-	-	-

ตารางภาคผนวกที่ ก-7 ผลการวิเคราะห์ทางเคมีของน้ำเสียและน้ำทิ้งของการบำบัดมลสารในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ด้วยกระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพ (Biological Oxidation)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-130±20	1	Influent	7.66	24.40	630	690	26.86	47.50	8.12	24.40	840.00	215	39.52	73.00
		In Reactor	-	-	126	240	42.24	13.50	-	-	252.00	95	57.58	3.50
		Effluent	-	-	308	260	41.24	12.00	-	-	224.00	90	71.55	1.00
		%Removal	-	-	51.11	62.32	-	74.74	-	-	77.33	58.13	-	98.63
	2	Influent	7.70	22.90	642	260	22.10	59.00	8.04	22.80	749.00	315	23.13	59.00
		In Reactor	-	-	149.80	70	53.28	8.00	-	-	363.80	40	60.53	7.00
		Effluent	-	-	149.80	50	58.21	8.00	-	-	470.80	25	63.66	7.00
		%Removal	-	-	76.67	80.77	-	86.44	-	-	87.14	92.06	-	88.13
	3	Influent	7.85	21.50	299.60	285	33.95	37.00	8.30	22.10	642.00	305	57.30	60.00
		In Reactor	-	-	214.00	70	50.30	8.00	-	-	321.00	35	61.05	2.00
		Effluent	-	-	299.60	40	50.99	8.00	-	-	483.80	65	63.59	7.00
		%Removal	-	-	0.00	85.96	-	73.83	-	-	24.64	78.69	-	88.33

ตารางภาคผนวก ก-7 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-130±20	4	Influent	7.75	24.50	624.70	130	37.15	65.00	8.00	24.50	635.50	145	60.12	65.00
		In Reactor	-	-	150.30	50	53.76	10.00	-	-	223.70	45	71.08	5.50
		Effluent	-	-	147.40	35	58.10	7.00	-	-	357.10	70	72.13	4.30
		%Removal	-	-	76.40	73.08	-	89.23	-	-	43.81	51.72	-	93.38
	5	Influent	7.74	27.10	473.40	80	27.13	60.50	8.00	27.10	598.30	155	63.13	70.00
		Effluent	-	-	123.50	65	58.96	4.00	-	-	357.33	50	70.16	3.40
		%Removal	-	-	73.91	18.75	-	93.29	-	-	40.28	67.74	-	95.14
-180±20	1	Influent	7.84	26.80	513.60	150	67.47	55.00	8.18	26.40	428.00	160	94.60	56.50
		In Reactor	-	-	171.20	50	58.61	5.50	-	-	171.20	75	79.51	5.00
		Effluent	-	-	128.40	65	59.71	6.00	-	-	235.40	75	75.00	4.00
		%Removal	-	-	75.00	56.67	-	89.09	-	-	45.00	53.13	-	92.92
	2	Influent	7.85	24.90	107.00	125	66.52	48.00	8.22	24.80	128.40	380	98.66	43.50
		In Reactor	-	-	128.40	55	73.32	5.50	-	-	149.80	110	115.08	4.50
		Effluent	-	-	385.2	45	77.81	5.00	-	-	42.80	80	118.19	2.50
		%Removal	-	-	-	64.00	-	89.58	-	-	66.67	78.95	-	94.25

ตารางภาคผนวก ก-7 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-180±20	3	Influent	7.97	26.60	577.80	95	65.99	45.00	8.18	26.00	459.80	250	102.12	52.50
		In Reactor	-	-	149.80	45	83.64	6.50	-	-	120.20	75	113.51	8.00
		Effluent	-	-	85.60	40	82.54	7.00	-	-	97.50	70	113.60	3.00
		%Removal	-	-	85.19	58.89	-	84.44	-	-	78.79	72.00	-	94.29
	4	Influent	7.78	23.90	560.40	125	67.17	55.00	8.12	24.00	497.80	210	98.66	50.50
		In Reactor	-	-	167.30	50	79.63	7.50	-	-	153.30	80	115.08	7.00
		Effluent	-	-	112.30	40	83.92	6.00	-	-	113.30	65	118.19	4.00
		%Removal			79.96	68.00	-	89.09	-	-	73.02	69.05	-	92.08
	5	Influent	7.82	25.10	498.65	155	63.22	60.50	8.20	25.00	419.90	270	97.60	65.50
		In Reactor	-	-	127.40	35	77.81	7.00	-	-	128.40	100	79.23	12.30
		Effluent	-	-	89.72	30	79.13	3.00	-	-	43.30	75	75.10	6.20
		%Removal	-	-	82.01	80.65	-	95.04	-	-	91.30	72.22	-	90.53

ตารางภาคผนวก ก-7 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-230±20	1	Influent	7.90	27.80	450.80	95	87.07	42.50	8.17	27.30	470.80	200	104.16	54.50
		In Reactor	-	-	294.00	80	104.72	1.00	-	-	128.40	115	121.21	2.00
		Effluent	-	-	254.8	70	103.71	1.50	-	-	235.40	85	119.31	3.00
		%Removal	-	-	43.48	26.32	-	96.47	-	-	50.00	57.50	-	94.94
	2	Influent	8.16	24.20	509.60	125	91.01	71.00	8.21	24.70	411.60	175	116.21	54.50
		In Reactor	-	-	117.60	55	108.00	3.00	-	-	176.40	90	120.97	5.00
		Effluent	-	-	132.2	90	94.42	4.00	-	-	254.80	95	126.44	3.50
		%Removal	-	-	74.06	28.00	-	94.37	-	-	38.09	45.71	-	93.58
	3	Influent	7.97	25.50	117.60	210	71.60	51.50	8.18	25.50	333.20	290	133.37	45.00
		In Reactor	-	-	39.20	80	104.32	0.50	-	-	117.60	130	137.57	2.50
		Effluent	-	-	39.2	110	107.09	0.50	-	-	137.20	160	126.91	4.00
		%Removal	-	-	66.67	47.62	-	99.03	-	-	58.82	44.82	-	91.11

ตารางภาคผนวก ก-7 (ต่อ)

ORP (mV)	Experiment	Sample	UASB Ca(OH) ₂					UASB ASH						
			pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide	pH	Temp	TCOD	SS	Sulfate	Sulfide
-230±20	4	Influent	7.88	25.10	395.40	180	75.15	55.50	8.10	25.50	196.00	330	125.15	47.00
		In Reactor	-	-	136.30	120	103.52	5.00	-	-	117.60	110	129.35	3.50
		Effluent	-	-	102.40	40	107.19	6.50	-	-	39.20	160	187.17	4.00
		%Removal	-	-	74.10	77.78	-	88.29	-	-	80.00	51.52	-	91.49
	5	Influent	7.90	25.30	420.70	130	69.78	60.50	8.25	25.60	213.30	280	138.25	55.50
		In Reactor	-	-	135.90	60	90.65	7.50	-	-	176.60	175	143.24	5.50
		Effluent	-	-	110.30	55	93.12	6.50	-	-	76.50	90	130.92	4.00
		%Removal	-	-	77.78	57.69	-	89.26	-	-	64.13	67.86	-	92.79

ภาคผนวก ข

วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสีย

1. การวิเคราะห์ความเป็นกรด-ด่างของเถ้าไม้ยางพารา (Ash) (วรรณ เลี้ยววาริน, 2538)

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ขวดรูปชมพู่ (Flask) ขนาด 500 มล.
2. น้ำปราศจากไอออน (Deionized)
3. เครื่องเขย่า
 - เครื่องวัดความเป็นกรดด่าง (พีเอช) และเครื่องวัดค่าการนำไฟฟ้า

วิธีการวิเคราะห์

1. ใช้อัตราส่วนในการวิเคราะห์ขี้เถ้า 1 ส่วนต่อน้ำปราศจากไอออน 5 ส่วน (1:5) โดยชั่งเถ้าไม้ยางพาราจำนวน 50 ก. เทลงขวดรูปชมพู่ ขนาด 500 มล. เติมน้ำปราศจากไอออน 250 มล.
 2. เขย่าเป็นเวลา 1 ชั่วโมง
 3. ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน 5 นาที
 - ทำการวัดค่าความเป็นกรดด่าง

2. ออกซิเจนละลายในน้ำ (Dissolve Oxygen : DO)

โดยวิธี Azide Modification

น้ำยาเคมี

1. สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต เตรียมโดยละลาย $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 80 กรัม หรือ $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 100 กรัม หรือ $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 36 กรัม ในน้ำกลั่น กรองแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้ต้องไม่เกิดสีกับน้ำแอมโมเนียเมื่อเติมสารละลายที่ทำให้เป็นกรดแล้วของ KI
2. สารละลายไอโอดีน-เอไซด์ เตรียมโดยละลาย NaOH 500 กรัม (หรือ KOH 700 กรัม) และ NaI 135 กรัม (หรือ KI 150 กรัม) ในน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร ละลาย NaN_3 10 กรัม ในน้ำกลั่น 10 มิลลิลิตร แล้วเติมลงในสารละลายข้างต้น
3. กรดซัลฟูริกเข้มข้น ($\text{conc. H}_2\text{SO}_4$)
 - น้ำแป้งอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย Soluble Starch 5 กรัม ในน้ำกลั่นที่ต้มประมาณ 800 มิลลิลิตร คนให้เข้ากันแล้วปรับปริมาตรให้ได้ 1 ลิตร ต้มให้เดือดประมาณ 2-3 นาที ตั้งค้างคืนไว้ ใช้แต่น้ำใสๆข้างบน เติม Salicylic acid 1.25 กรัมต่อน้ำแป้ง 1 ลิตร หรือ Toluene 2-3 หยด เพื่อป้องกันการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

5. สารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N ละลาย $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 6.205 กรัม ในน้ำกลั่น เติม NaOH 0.□กรัม เจือจางด้วยน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร ทำการ Standardize ด้วยสารละลายมาตรฐาน โปตัสเซียมไบโอไอโอดेट

6. สารละลายมาตรฐาน โปตัสเซียมไบโอไอโอดेट 0.025 N ละลาย $\text{KH}(\text{IO}_3)_2$ 0.812□กรัม ในน้ำกลั่นปรับจนได้ปริมาตร 1 ลิตร

การทำ Standardize สารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N ด้วยสารละลายมาตรฐาน โปตัสเซียมไบโอไอโอดेट

- 1) ละลาย KI 2 กรัม ด้วยน้ำกลั่น 100-150 มิลลิลิตร ในขวดรูปชมพู่
- 2) เติม 1+9 H_2SO_4 10 มิลลิลิตร
- 3) นำมาไทเทรตด้วยไอโอดีน ที่เตรียมด้วยสารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N ที่เตรียมไว้ จนกระทั่งใกล้ถึงจุดยุติ สังเกตจากสีของสารละลายที่จางลง จากนั้นเติมน้ำแป้ง 1 มิลลิลิตร แล้วทำการไทเทรตต่อจนถึงจุดยุติ ถ้าสารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟตที่เตรียมไว้มีความเข้มข้น 0.025 N พอดี ปริมาณที่ใช้ในการไทเทรตจะเท่ากับ 20.00 มิลลิลิตร ถ้าไม่ได้ให้ปรับความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟตให้เท่ากับ 0.025 N

□ วิธีการวิเคราะห์

1. หลังจากที่ได้เตรียมตัวอย่างน้ำที่ผสมเข้ากันดีแล้ว ใส่ในขวด BOD จากนั้นนำมาเติมสารละลายแมงกานีสซัลเฟต 1 มิลลิลิตร ลงไป

2. จากนั้นเติมสารละลายอัลคาไลด์-ไอโอดัด-เอไซด์ 1 มิลลิลิตรลงไป

3. ปิดฝาขวด BOD อย่าให้ฟองอากาศเข้า เขย่าโดยกลับขวดไปมา 15 ครั้ง จากนั้นปล่อยให้ตะกอนที่เกิดขึ้นตกตะกอนอยู่ก้นขวด จากนั้นให้เติม conc. H_2SO_4 1 มิลลิลิตร โดยค่อยๆ ปล่อยให้กรดไหลลงไปตามคอขวด BOD

□ ปิดฝาขวด BOD แล้วเขย่ากลับไปกลับมา จนกระทั่งตะกอนละลายหมด

5. ตั้งทิ้งไว้เพื่อให้ไอโอดีนที่เกิดกระจายไปทั่วขวด

6. ตวงสารละลายที่ได้ เพื่อจะใช้ในการไทเทรตโดยยึดถือปริมาตรเริ่มต้นของตัวอย่างน้ำ 200 มิลลิลิตรเป็นหลัก นั่นคือถ้าขวดขนาด 300 มิลลิลิตร และเติมสารละลายแมงกานีสซัลเฟตและอัลคาไลด์-ไอโอดัด-เอไซด์ รวมเป็น 1 มิลลิลิตร ดังนั้นปริมาตรที่จะนำมาไทเทรตจะเป็น 201 มิลลิลิตร

7. นำปริมาตรสารละลายที่คำนวณได้ ณ ที่นี้คือ 201 มิลลิลิตร มาไทเทรตด้วยสารละลายมาตรฐาน โซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N จนได้สีเหลืองอ่อนๆ จากนั้นเติมน้ำแป้ง 2-3 หยด แล้วไทเทรตต่อจนกระทั่งสีน้ำเงินหายไปเป็นสีขาวใส

การคำนวณ

- 1) ออกซิเจนละลาย (DO)

1 ml 0.025 N $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 = 1 \text{ mg/L DO}$ (ในน้ำตัวอย่าง 200 ml)

- 2) BOD_5 (เมื่อไม่เติมหัวเชื้อจุลินทรีย์)

$$\text{BOD}_5 \text{ (mg/L)} = (D_1 - D_2)/P$$

- 3) BOD_5 (เมื่อเติมหัวเชื้อจุลินทรีย์)

$$\text{BOD}_5 \text{ (mg/L)} = [(D_1 - D_2) - (B_1 - B_2) f] / P$$

โดยที่	D_1	=	ค่าออกซิเจนที่ละลายในวันแรก
	D_2	=	ค่าออกซิเจนที่ละลายในวันที่ 5
	P	=	อัตราส่วนการเจือจางน้ำตัวอย่าง
	B_1	=	ค่าออกซิเจนละลายในวันแรกของหัวเชื้อจุลินทรีย์ (mg/l)
	B_2	=	ค่าออกซิเจนละลายในวันที่ 5 ของหัวเชื้อจุลินทรีย์ (mg/l)
	F	=	อัตราส่วนของปริมาณหัวเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำตัวอย่างต่อปริมาณหัวเชื้อจุลินทรีย์ในน้ำตัวอย่างที่เตรียมไว้

3. บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand : BOD)

โดยวิธี 5-Day BOD test

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Incubation Bottle ขนาด 250 - 300 มิลลิลิตรพร้อมจุกปิดสนิท
2. บิวเรตขนาด 50 มิลลิลิตร และขาตั้งบิวเรต
3. กระจกตวงขนาด 1 ลิตร
- ปีเปตขนาด 10 มิลลิลิตร
5. ตู้ควบคุมอุณหภูมิที่ 20 องศาเซลเซียส

น้ำยาเคมี

1. น้ำกลั่นที่มีคุณภาพสูง เพื่อใช้สำหรับเตรียมน้ำสำหรับการเจือจาง ควรมีทองแดงน้อยกว่า 0.01 มก./ลิตร และปราศจากคลอไรด์ คลอรามิน Caustic Alkalinity สารอินทรีย์และกรด
2. สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ เตรียมโดยละลาย KH_2PO_4 8.5 กรัม $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ 33.0 กรัม K_2HPO_4 21.75 กรัม และ NH_4Cl 1.7 กรัม ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร แล้วทำการปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้มีค่า pH เท่ากับ 7.2

3. สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต เตรียมโดยละลาย $\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ 22.5 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำการปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

□ สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ เตรียมโดยละลาย anhydrous CaCl_2 27.5 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำการปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

5. สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ เตรียมโดยละลาย $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.25 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำการปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

6. สารละลายกรดและด่าง 1 N เพื่อปรับ pH ให้เป็นกลาง

6.1 กรด เตรียมโดยค่อยๆ เติม conc. H_2SO_4 28 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่นพร้อมคน แล้วปรับปริมาตรจนได้ 1 ลิตร

6.2 ด่าง เตรียมโดยละลาย 40 กรัม NaOH ในน้ำกลั่น แล้วปรับปริมาตรจนได้ 1 ลิตร

7. สารละลายโซเดียมซัลไฟท์ 0.025 N ละลาย Na_2SO_3 1.575 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วทำการปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร สารละลายนี้ไม่อยู่ตัวต้องเตรียมในวันที่จะใช้วิธีการวิเคราะห์

7.1 การเตรียมน้ำสำหรับใช้เจือจาง

7.1.1 ตวงน้ำกลั่นให้มากกว่าปริมาตรที่จะใช้ 1 ลิตร ใส่ลงในภาชนะที่สะอาด

7.1.2 เติมสารละลาย ฟอสเฟตบัฟเฟอร์ แมกนีเซียมซัลเฟต แคลเซียมคลอไรด์ เฟอร์ริกคลอไรด์ โดยเติมสารละลายแต่ละชนิด 1 มิลลิลิตร ต่อน้ำสำหรับใช้เจือจาง 1 ลิตร

7.1.3 เป่าอากาศที่สะอาดเพื่อเพิ่มปริมาณออกซิเจนในน้ำอย่างน้อย 1 ชั่วโมง

7.2 การเตรียมน้ำตัวอย่างที่จะวิเคราะห์

7.2.1 ตัวอย่างน้ำที่เป็นด่างหรือกรด ต้องปรับ pH ให้เป็น 6.5 – 7.5 ด้วยกรด H_2SO_4 1 N หรือ ด่าง NaOH 1 N

7.2.2 ตัวอย่างน้ำที่มีสารประกอบคลอไรด์ คัลคัม โลหะหนัก หรือสารที่เป็นพิษชนิดอื่นเจือปนอยู่ จะต้องศึกษาและกำจัดเสียก่อนเป็นพิเศษ

7.3 วิธีการทำเจือจาง

7.3.1 เลือกเปอร์เซ็นต์ตัวอย่างมาทำการเจือจางที่คาดว่าจะเป็นค่า BOD_5 อยู่ในช่วงที่กำหนด แล้วเลือกเปอร์เซ็นต์ที่สูงกว่าและต่ำกว่า ที่อยู่ติดกันตามตารางผนวก 11 ดังนั้นจึงจำเป็นต้องรู้ค่า BOD_5 โดยประมาณก่อน

7.3.2 ค่อยๆ รินน้ำ สำหรับการทำให้เจือจาง 700 - 800 มิลลิลิตร ลงในกระบอกตวงขนาด 1 ลิตร พยายามอย่าให้มีฟองอากาศ

7.3.3 เติมตัวอย่างน้ำตามจำนวนที่ต้องการ แล้วเติมน้ำสำหรับการทำให้เจือจางจนได้ปริมาตรเป็น 1 ลิตร

7.3.□ คนให้เข้ากันโดยใช้แท่งแก้วเสียบจุกยางไว้ที่ปลาย ชักขึ้นลงเบาๆ โดยระวังอย่าให้เกิดฟองอากาศ

7.3.5 ค่อยๆ รินตัวอย่างน้ำที่ผสมเข้ากันดีแล้ว แต่ใส่ในขวด BOD ที่แห้งและสะอาด จนเต็ม 3 ขวด ปิดจุกให้สนิท นำไปเก็บในตู้ Incubator ที่ 20 องศาเซลเซียส 2 ขวด ส่วนขวดที่เหลือนำไปหาค่า DO ทันที เพื่อทราบค่า DO ที่จุดเริ่มต้น

7.3.6 ทำเช่นเดียวกับข้อ 3.2 - 3.5 สำหรับเปอร์เซ็นต์ตัวอย่างที่เจือจางที่ต่ำกว่าและสูงกว่า ตามลำดับ

7.□การหาค่า DO ที่จุดเริ่มต้น (D_1) ใช้วิธี Azide Modification

7.5 การเพาะเลี้ยง (Incubation)

ทำการเพาะเลี้ยงโดยเก็บ 2 ขวด ของแต่ละเปอร์เซ็นต์ตัวอย่างเจือจางในตู้เย็นมีอุณหภูมิ 20 ± 1 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 5 วัน จึงนำมาหาปริมาณ DO (D_2)

7.6 การควบคุมคุณภาพน้ำเจือจาง

รินน้ำกลั่นที่ใช้เจือจางแต่ไม่ได้ใส่น้ำเชื้อลงในขวด BOD 2 ขวด ปิดจุก แล้วเอาขวดหนึ่งเพาะที่ 20 องศาเซลเซียส ส่วนอีกขวดหนึ่งนำไปหาค่า DO ทันที ผลต่างของ DO ที่ได้ไม่ควรเกินกว่า 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร และถ้าจะให้ดีไม่ควรลดเกิน 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร

7.7 การพิจารณาผลเพื่อคำนวณค่า BOD

ผลที่นำเชื้อถือและจะใช้คำนวณนั้น จะต้องมามีค่าปริมาณ DO อย่างน้อย 1 มิลลิกรัม/ลิตร และต้องมีการลดปริมาณ DO ลงไปอย่างน้อย 2 มิลลิกรัม/ลิตร ของตัวอย่างน้ำที่ทำการเจือจางจึงทำให้ค่า BOD_5 ที่คำนวณออกมาถูกต้องที่สุด

ตารางภาคผนวก ข-1 ช่วงของค่า BOD₅ และวิธีการเจือจางน้ำ

ช่วงค่า บีโอดี	ร้อยละของน้ำตัวอย่าง
20,000-70,000	0.01
10,000-35,000	0.02
□,000-1 □,000	0.05
2,000-7,000	0.1
1,000-3,500	0.2
□00-1, □00	0.5
200-700	1.0
100-350	2.0
□0-1 □0	5.0
20-70	10.0
10-35	20.0
□1 □	50.0
0-7	100

4. ซีโอดีทั้งหมด (Total Chemical Oxygen Demand : TCOD)

โดยวิธี Dichromate Closed Reflux Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Direstion vessel : ให้ใช้หลอดเพาะเชื้อที่ทำด้วย borosilicate glass ขนาด 16×100 มิลลิเมตร, 20×150 มิลลิเมตร หรือ 25×150 มิลลิเมตร พร้อมด้วยฝาเกลียวปิดซึ่งภายในเป็น TFE

2. Block heater หรือเครื่องมืออื่นๆ ที่คล้ายกันซึ่งสามารถให้ความร้อนที่ 150±02 องศาเซลเซียส พร้อมกับช่อง Block สำหรับใส่หลอด ไม่ควรใช้ Oven เพราะตัวอย่างอาจจะรั่วซึ่งจะเกิดการกัดกร่อนและอาจจะระเบิดได้ ในกรณีที่ต้องใช้ Oven ให้ผสมตัวอย่างในหลอดให้เข้ากันดี ก่อนจึงจะนำเข้า Oven

3. Microburet

สารเคมี

1. สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.10 M เตรียมโดยละลาย $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 39.2 กรัม ในน้ำกลั่น เติมน้ำ conc. H_2SO_4 20 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็นแล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นจนปริมาตรรวมเป็น 1 ลิตร

สารละลายนี้จะต้องนำมาหาความเข้มข้นที่แน่นอนในแต่ละวัน ด้วยสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต

การหาความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS)

นำสารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 5 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่น 10 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง เติมน้ำเฟอร์โรอินดิเคเตอร์ 1-2 หยด แล้วนำมาไทเทรตกับเฟอร์รัส-แอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.10 M จุดยุติเปลี่ยนจากน้ำเงินแกมเขียวเป็นสีน้ำตาลแดง

การคำนวณ

โมลาริตีของ FAS = [ปริมาณ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (ml) \times 0.25] / ปริมาณ FAS ที่ใช้ (ml)

2. สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.01667 M เตรียมโดยละลาย $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (อบแห้งที่อุณหภูมิ 103 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2 ชั่วโมง) 0.903 กรัม ในน้ำกลั่นประมาณ 500 มิลลิลิตร, conc. H_2SO_4 167 มิลลิลิตร และ HgSO_4 33.3 กรัม ละลายเข้าด้วยกัน จากนั้นปล่อยให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง แล้วปรับปริมาตรรวมเป็น 1 ลิตร

3. สารละลายกรด H_2SO_4 เตรียมโดยทำการผสม Ag_2SO_4 และ conc. H_2SO_4 ด้วยสัดส่วน Ag_2SO_4 5.5 กรัม ต่อ conc. H_2SO_4 1 กิโลกรัม ตั้งทิ้งไว้ 1-2 วัน ให้ Ag_2SO_4 ละลายก่อนนำมาใช้

□ สารละลายเฟอร์โรอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย 1,10-phenanthroline monohydrate 1.85 กรัม และ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 695 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรรวม 100 มิลลิลิตร

5. สารละลายมาตรฐานโพแทสเซียมไฮโดรเจนพธาเลท (KHP, $\text{HOOC}_6\text{H}_4\text{COOK}$) เตรียมโดยชั่ง KHP และทำให้แห้งที่ 110 องศาเซลเซียส ชั่งมา 25 มิลลิกรัม ละลายในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรจนได้ 1,000 มิลลิลิตร สารละลายนี้จะอยู่ตัวถ้าเก็บในตู้เย็นแต่ไม่ตลอดไป

วิธีการวิเคราะห์

1. ตวงตัวอย่างปริมาตร 10 มิลลิลิตร ใส่ในหลอดสำหรับหาค่า COD
2. เติมน้ำกลั่นมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.01667 M จำนวน 6 มิลลิลิตร
3. เติมน้ำกรดกรด H_2SO_4 (ผสม Ag_2SO_4) 1 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน
 - ปิดฝาหลอด COD ให้แน่นพอดีและนำหลอดไปเหวี่ยงให้สารผสมกัน
5. วางหลอดลงใน block digester ที่ preheat ไว้ที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส ก่อนแล้วรีฟลักซ์ทิ้งไว้ 2 ชั่วโมง ปล่อยให้เย็นในอุณหภูมิห้อง จากนั้นนำหลอดลงใส่ใน test tube rack

6. จากนั้นนำมาไทเทรตด้วยสารละลาย FAS 0.10 M โดยใช้สารละลายเฟอร์โรอิน 2-3 หยด เป็นอินดิเคเตอร์ จุดยุติเปลี่ยนจากน้ำเงินแกมเขียวเป็นสีน้ำตาลแดง

7. ทำแบลนด์โดยใช้น้ำกลั่นในปริมาณที่เท่ากับน้ำตัวอย่าง ทำการรีฟลักซ์เหมือนตัวอย่าง ทุกประการรวมทั้งสารเคมีที่ใช้ก็ต้องเท่ากันด้วย

การคำนวณ

$$\text{COD (mg/l)} = [(A-B) \times M \times 8,000] / \text{ปริมาณตัวอย่าง (ml)}$$

โดยที่ COD = ค่า Chemical Oxygen Demand

A = ปริมาณ FAS ที่ใช้สำหรับแบลนด์ (มิลลิลิตร)

B = ปริมาณ FAS ที่ใช้สำหรับตัวอย่าง (มิลลิลิตร)

M = โมลาริตีของ FAS

5. ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solid : SS)

โดยวิธี Gravimetric Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. Glass Filler Disks (Whatman GF/C หรือ Gelman type A) ซึ่งไม่มีสารอินทรีย์ติดอยู่
2. เครื่องมือสำหรับกรอง
 - 2.1 Filter holder ใช้ gooch crucible adapter หรือ membrane filter funnel
 - 2.2 ถ้วยกรองความจุ 25 มิลลิลิตร สำหรับ Glass Filter ขนาด 2.2 เซนติเมตร
3. ขวดดูด (Suction flask) ความจุ 500 มิลลิลิตร

เครื่องดูดสูญญากาศ

วิธีการวิเคราะห์

1. อบกระดาษกรองที่วางในอะลูมิเนียมฟรอย ให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ทิ้งให้เย็นในเดสิคเคเตอร์ประมาณ 30 นาที แล้วชั่งน้ำหนัก

2. เลือกปริมาณน้ำตัวอย่างที่ได้ปริมาณของแข็งแขวนลอยไม่น้อยกว่า 1.5 มิลลิกรัม/ลิตร

3. วางกระดาษกรองบนกรวยที่ต่อกับเครื่องดูดสูญญากาศ

ใช้น้ำกลั่นฉีดกระดาษกรองให้เปียก แล้วเปิดเครื่องดูดสูญญากาศ เพื่อให้กระดาษกรองติดกับกรวย

5. กรองตัวอย่างที่ผสมเข้ากันดีแล้วโดยอาศัยแรงดึงจากเครื่องดูดอากาศ

6. ปิดเครื่องดูดสูญญากาศ ใช้คีบกระดาษกรอง แล้วนำไปใส่อะลูมิเนียมฟรอยอันเดิม จากนั้นนำไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง

7. ทิ้งให้เย็นในเดสิคเคเตอร์ประมาณ 30 นาที แล้วชั่งน้ำหนักที่เพิ่มขึ้น

การคำนวณ

$$\text{Suspended Solid (mg/l)} = [(A-B) \times 1000] / \text{ml sample}$$

โดยที่ A = น้ำหนักกระดวยกรองก่อนการวิเคราะห์ (มิลลิกรัม)
 B = น้ำหนักกระดวยกรองหลังการวิเคราะห์ (มิลลิกรัม)

6. เอ็มแอลวีเอสเอส (Mixed Liquor Volatile Suspended Solid : MLVSS)**โดยวิธี Gravimetric Method****เครื่องมือและอุปกรณ์**

1. จานระเหย
2. เตาอบแห้ง
3. เติลิกเคเตอร์
- เครื่องชั่งอย่างละเอียด
5. เตาเผาที่อุณหภูมิ 500 ± 50 องศาเซลเซียส

วิธีการวิเคราะห์

1. เตรียมจานระเหย โดยนำไปเผาที่ 500 ± 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง และปล่อยให้เย็นในเติลิกเคเตอร์ประมาณ 30 นาที แล้วชั่งน้ำหนัก
2. นำจานระเหยที่ชั่งน้ำหนักแล้วไปหาปริมาณ MLSS
3. นำจานระเหยที่หา MLSS แล้วไปเผาที่ 500 ± 50 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 30 นาที
- ปล่อยให้เย็นในเติลิกเคเตอร์ แล้วชั่งน้ำหนักสารที่เหลือ

การคำนวณ

$$\text{MLVSS (mg)} = \text{ปริมาณ MLVSS (mg)} - \text{ปริมาณของแข็งที่เหลือหลังการเผา (mg)}$$

7. เอ็มแอลเอสเอส (Mixed Liquor Suspended Solid : MLSS)**โดยวิธี Gravimetric Method**

การหา MLSS วิธีการเหมือนกับการหา SS เพียงแต่ใช้น้ำตะกอนจุลินทรีย์ (Mixed liquor) แทนน้ำตัวอย่าง

8. สภาพด่างทั้งหมด (Total alkalinity : Alk) และกรดระเหยง่าย (Volatile fatty acids : VFA)**โดยวิธี Titration Method****เครื่องมือและอุปกรณ์**

1. เครื่องวัดความเป็นกรดด่าง (pH)
2. บิวเรตขนาด 50 มิลลิลิตรและขวดบิวเรต อย่างละ 2 อัน

3. เตาไฟฟ้า (Hot plate)
- เครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้า (Magnetic stirrer)
5. บีกเกอร์ขนาด 200 มิลลิลิตร

สารเคมี

1. สารละลายบัฟเฟอร์ พีเอช 7.00
2. สารละลายบัฟเฟอร์ พีเอช $\square.00$
3. สารละลายกรด H_2SO_4 ที่ความเข้มข้น 0.1 N
- สารละลาย NaOH ที่ความเข้มข้น 0.1 N

วิธีวิเคราะห์

1. ตั้งตัวอย่างให้ตกตะกอนหรือนำไปหมუნเหวียงรินเฉพาะส่วนใส
2. ตวงส่วนใสใส่บีกเกอร์ 2 ใบ ใบละ 50 มิลลิลิตร
3. ปรับเครื่องวัด pH ด้วยสารละลายบัฟเฟอร์พีเอช 7.00 และ $\square.00$
- วัด pH ของตัวอย่างน้ำ
5. ไทเทรตตัวอย่างด้วยสารละลายกรด H_2SO_4 มาตรฐาน โดยใช้เครื่องกวนแม่เหล็กกวนตลอดเวลา จดปริมาตรกรดที่ pH $\square.5$ แล้วไทเทรตต่อจน pH เป็น 3.0
6. ต้มให้เดือดเบาๆ ประมาณ 3 นาที จากนั้นทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง
7. นำมาไทเทรตด้วยสารละลาย NaOH จน pH เป็น $\square.0$ โดยกวนตลอดเวลา แล้วทำการไทเทรตต่อจาก pH $\square.0$ จนถึง pH 7.0 จดปริมาตรต่างที่ใช้ในการไทเทรตจาก pH $\square.0$ จนถึง pH 7.0

การคำนวณ

1. สภาพด่างทั้งหมด (Total alkalinity) (มิลลิกรัม/ลิตร ในรูป $CaCO_3$)

$$= \frac{(\text{มิลลิลิตรของกรด } H_2SO_4 \text{ ที่ใช้จน pH เป็น } \square.50) \times 0.1 \times 50 \times 1,000}{\text{มิลลิลิตรของตัวอย่าง}}$$

2. ความเป็นด่างเนื่องจากกรดระเหย (Volatile acids alkalinity) (มิลลิกรัม/ลิตรในรูป $CaCO_3$)

$$= \frac{(\text{มิลลิลิตรของกรด } H_2SO_4 \text{ ที่ใช้จน pH เป็น } \square.00) \times 0.1 \times 50 \times 1,000}{\text{มิลลิลิตรของตัวอย่าง}}$$

9. การวิเคราะห์เจดาคาร์บอนไนโตรเจน (Total Kjeldahl Nitrogen : TKN)

โดยวิธี Macro Kjeldahl Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องมือในการย่อยสลาย ประกอบด้วยเครื่องดูดอากาศเพื่อดูดไอน้ำออกทิ้ง
2. เครื่องกลั่น ชุดเดียวกับการหาแอมโมเนียไนโตรเจน

สารเคมี

1. สารละลายสำหรับการย่อย (Digestion solution) เตรียมโดยละลายโพแทสเซียมซัลเฟต (K_2SO_4) 13 กรัม และ 7.3 กรัม $CuSO_4$ ผสมกันในน้ำกลั่นประมาณ 800 มิลลิลิตร จากนั้นเติม 13 มิลลิลิตร ของ conc. H_2SO_4 ด้วยความระมัดระวัง และทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง จากนั้นจึงปรับปริมาตรให้เป็น 1 ลิตร ผสมให้เข้ากัน เก็บไว้ที่อุณหภูมิสูงกว่า 1 องศาเซลเซียส เพื่อป้องกันการตกผลึก

2. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์-โซเดียมไฮโอซัลเฟต เตรียมโดยละลาย NaOH 500 กรัม และโซเดียมไฮโอซัลเฟตเพนตะไฮเดรต ($Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$) จำนวน 25 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรจนเป็น 1 ลิตร

วิธีการวิเคราะห์

1. เลือกปริมาตรของน้ำตัวอย่างให้เหมาะสม จากนั้นเติมน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียจนปริมาตรรวมเป็น 300 มิลลิลิตร

2. เติมสารละลายสำหรับการย่อยสลายลงไป 50 มิลลิลิตร

3. ต้มเคี่ยวจนได้สารละลายใส เคี่ยวต่ออีก 20 – 30 นาทีให้หมดควันมีแต่ส่วนใส จากนั้นทิ้งให้เย็นแล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้เป็น 300 มิลลิลิตร

□ ทำให้เป็นค่า ด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์-โซเดียมไฮโอซัลเฟต 50 มิลลิลิตร จากนั้นนำไปกลั่น โดยใช้สารละลายอินดิเคตติ้งบอริกเอซิก 50 มิลลิลิตร เป็นตัวจับแอมโมเนียจนได้ปริมาตรรวมทั้งหมดเป็น 250 มิลลิลิตร

□ จากนั้นนำส่วนที่กลั่นได้ 250 มิลลิลิตร ตั้งทิ้งให้เย็น นำมาไทเทรตกับสารละลายกรด H_2SO_4 0.02 N จนกลายเป็นสีม่วงอ่อน

การคำนวณ

$$\text{NH}_4^+-\text{N} + \text{Org}-\text{N} \text{ (mg/L)} = [(A - B) \times 280] / \text{ml. sample}$$

โดยที่

$\text{NH}_4^+-\text{N} + \text{Org}-\text{N}$ = แอมโมเนียไนโตรเจน + อินทรีย์ไนโตรเจน

A = มิลลิลิตรสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไตเตรท

ตัวอย่าง

B = มิลลิลิตรสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไตเตรท Blank

10. การวิเคราะห์แอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia Nitrogen : NH_4^+-N)

โดยวิธี Phenate Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องที่ใช้ในการกลั่น ซึ่งประกอบด้วย Kjeldahl Flask, Condenser และ Heaters
2. เครื่องวัด pH

สารเคมี

1. น้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนีย
2. สารละลายฟอสเฟตบัฟเฟอร์ (Phosphate buffer) เตรียมโดยละลาย KH_2PO_4 13 กรัม และ K_2HPO_4 68.8 กรัม ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนีย แล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร หรือสารละลายบอเรตบัฟเฟอร์ (Borate buffer) ซึ่งเตรียมโดยเติม NaOH 0.01 N 88 มิลลิลิตร ลงใน Sodium tetraborate solution 0.025 M 500 มิลลิลิตร (ละลาย anhydrous $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ 5.0 กรัม หรือ $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 9.5 กรัม ด้วยน้ำกลั่น 1 ลิตร) แล้วปรับปริมาตรจนได้ 1 ลิตร
3. สารละลายอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย Methyl red 200 mg ใน ethyl หรือ isopropyl alcohol 95 เปอร์เซ็นต์ 100 มิลลิลิตร ละลาย methylene Blue 100 มิลลิกรัม ใน ethyl หรือ isopropyl alcohol 95 เปอร์เซ็นต์ 50 มิลลิลิตร รวมสารละลายสองอย่างเข้าด้วยกัน เตรียมใช้ในแต่ละเดือน
 - กรดบอริก + อินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย H_3BO_3 20 กรัม ในน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียเติมอินดิเคเตอร์ 10 มิลลิลิตรแล้วปรับปริมาตรจนได้ 1 ลิตร เตรียมใช้ในแต่ละเดือน
5. สารละลาย Standard sulfuric 0.02 N เตรียมโดย ใช้กรด conc. H_2SO_4 2.8 มิลลิลิตรผสมกับน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียจนได้ 1 ลิตร จะได้กรด H_2SO_4 เข้มข้น 0.1 N จากนั้นปรับปริมาตรเป็น 200 มิลลิลิตร ของกรด H_2SO_4 0.1 N ด้วยน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนียจนได้ 1 ลิตร

กรดที่ได้เข้มข้นสุดท้ายนี้จะมีค่าความเข้มข้นประมาณ 0.02 N หากความเข้มข้นของกรด H_2SO_4 โดยไทเทรตกับสารละลายมาตรฐาน โซเดียมคาร์บอเนต 0.02 N

6. สารละลายมาตรฐาน โซเดียมคาร์บอเนตมาตรฐาน 0.02 N เตรียมโดยละลาย Na_2CO_3 1.060 g (อบที่อุณหภูมิ 125 องศาเซลเซียส เป็นเวลา □ ชม.) ในน้ำกลั่นแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

7. สารละลายใช้ในการปรับ pH

7.1 สารละลาย NaOH 1 N เตรียมโดยละลาย NaOH □0 กรัม ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนียแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

7.2 สารละลายกรด H_2SO_4 1 N เตรียมโดยละลาย H_2SO_4 เข้มข้น 28 ml ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนีย 500 มิลลิลิตร ปล่อยให้เย็น แล้วเจือจางเป็น 1 ลิตร

7.3 สารละลาย NaOH 6 N เตรียมโดยละลาย NaOH 2□0 กรัม ในน้ำกลั่นปราศจากแอมโมเนียแล้วปรับปริมาตรเป็น 1 ลิตร

วิธีการ

1. การกลั่นล้างเครื่องมือ ใช้ น้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร และ Phosphate buffer 20 มิลลิลิตรแล้วปรับ pH ให้เป็น 9.5 ด้วย NaOH 6 N ใส่ลูกแก้ว (glass beads) ลงไป ผสมสารละลายให้เข้ากัน กลั่นล้างจนแอมโมเนียจนหมด

2. การกลั่นตัวอย่าง นำตัวอย่าง 500 มิลลิลิตร หรือตัวอย่างที่มีการเจือจาง 500 มิลลิลิตรมาปรับ pH ให้ได้ประมาณ 7 เติมสารละลาย Phosphate buffer 25 ปรับ pH แล้วปรับ pH ให้ได้ 9.5 จากนั้น เทใส่ Kjeldahl flask เติมลูกแก้ว (glass beads) นำไปกลั่น เก็บ Distillate 250 มิลลิลิตร ใช้กรดบอริก+อินดิเคเตอร์ 50 มิลลิลิตร รวมเป็น 300 มิลลิลิตร นำ Distillate นำไปไทเทรตกับสารละลายกรดมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N จนกระทั่งถึงจุดยุติกลายเป็นสีม่วงอ่อนสำหรับ Blank ทำเหมือนตัวอย่างทุกประการแต่ใช้น้ำกลั่นแทน

ตารางภาคผนวก ข-2 การเจือจางของน้ำตัวอย่างในการวิเคราะห์ NH_4^+-N

NH_4^+-N in sample (mg/l)	Sample volume (ml)
5-10	25
10-20	100
20-50	50.0
50-100	25.0

การคำนวณ

$$\text{NH}_4^+\text{-N (mg/L)} = [(A - B) \times 280] / \text{ml. sample}$$

โดยที่ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ = แอมโมเนียไนโตรเจน

A = มิลลิลิตรของสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไทเทรตตัวอย่าง

B = มิลลิลิตรของสารละลายมาตรฐานกรด H_2SO_4 0.02 N ที่ใช้ในการไทเทรต Blank

11. การวิเคราะห์ซัลไฟด์ (Sulfide)

โดยวิธีไอโอดิเมตริก (Iodometric Method)

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ขวดบีโอดี
2. บิวเรต
3. ขวดรูปกรวย
 - กระจกกรอง GF/C ขนาด 7 เซนติเมตร
5. กรวยบุนเนอร์ ขนาด 7 เซนติเมตร
6. เครื่องดูดสูญญากาศ

สารเคมี

1. กรดไฮโดรคลอริก เข้มข้น 6 นอร์มัล
2. สารละลายมาตรฐานไอโอดีนเข้มข้น 0.025 นอร์มัล โพแทสเซียมไอโอไดด์จำนวน 20-25 กรัม ในน้ำเสียเล็กน้อย และเติมไอโอดีน 3.2 กรัม เขย่าให้ละลาย แล้วเติมน้ำกลั่นให้เป็นปริมาตร 1 ลิตร เทียบกับสารละลายโซเดียมไซโอซัลเฟต 0.025 นอร์มัล ใช้น้ำแข็งเป็นอินดิเคเตอร์ สารละลายมาตรฐานโซเดียมไซโอซัลเฟต 0.025 นอร์มัล (ดูวิธีเตรียม ในเรื่อง ออกซิเจนละลาย)
3. น้ำแข็ง (ดูวิธีเตรียม ในเรื่อง ออกซิเจนละลาย)
 - สารละลายสังกะสีอะซิเตต 2 นอร์มัล ละลายสังกะสีอะซิเตตไดไฮเดรต ($\text{Zn}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 220 กรัม ในน้ำกลั่น 870 มิลลิลิตร แล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร
5. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 นอร์มัล

วิธีวิเคราะห์

หยดสารละลายสังกะสีอะซิเตต 0.5 มิลลิลิตร ลงในขวดบีโอดี 300 มิลลิลิตร จากนั้นเติมโซเดียม

12. การวิเคราะห์และคำนวณร้อยละของ H_2S ในก๊าซชีวภาพ

โดยวิธี **Iodometric Method** (Mizuno *et al.*, 1997)

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มล.
2. บิวเรตขนาด 25 มล.และขาตั้งบิวเรต
3. ปิเปตปริมาตร 10 และ 20 มล.
- เครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้า (Magnetic stirrer)
5. เครื่องดูดสูญญากาศ
6. เจ็มณีดยาปริมาตร 10 มล.

สารเคมี

1. สารละลายมาตรฐานไอโอดีน 0.025 โมล ละลายโพแทสเซียมไอโอไดด์ (KI) 20 ก. ใน น้ำกลั่นเล็กน้อยเติมไอโอดีน 3.2 ก. ปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้ได้ 1,000 มล.

2. สารละลายมาตรฐานโซเดียมโซลฟิต 0.025 N ละลาย $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ 6.205 ก. ใน น้ำกลั่น เติม NaOH 0. ก. เจือจางด้วยน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1,000 มล. ทำการ Standardize ด้วย สารละลายมาตรฐานโพตัสเซียมไบโอไอเดต

3. น้ำแป้งอินดิเคเตอร์ เตรียมโดยละลาย Starch Soluble 5 ก. ในน้ำกลั่นที่ต้มประมาณ 800 มล. คนให้เข้ากันแล้วปรับปริมาตรให้ได้ 1 ล. ต้มให้เดือดประมาณ 2-3 นาที เติม Salicylic acid 1.25 ก. ต่อน้ำแป้ง 1 ล. หรือ Toluene 2-3 หยด เพื่อป้องกันการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

กรดไฮโดรคลอริก (HCl) 6 นอร์มอล เตรียมโดยละลายกรดไฮโดรคลอริก 500 มล. ใน น้ำกลั่น ปรับปริมาตรให้ได้ 1000 มล.

5...สารละลายซิงค์อะซิเตต % W/V โดยละลายซิงค์อะซิเตต 10 ก. ในน้ำกลั่น 25 มล. ใน ขวดรูปชมพู่ขนาด 50 มล.

การทำ Standardize สารละลายมาตรฐานโซเดียมโซลฟิต 0.025 N ด้วยสารละลาย มาตรฐานโพตัสเซียมไบโอไอเดต

- 1) ละลาย KI 2 ก. ด้วยน้ำกลั่น 100-150 มล. ในขวดรูปชมพู่
- 2) เติมสารละลายกรดซัลฟิวริกเจือจาง 10 มล. เตรียมโดย เจือจาง H_2SO_4 conc. 9 มล. ด้วยน้ำกลั่น 1 มล.
- 3) นำมาไทเทรตด้วยไอโอดีน ที่เตรียมด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมโซลฟิต 0.025 N ที่เตรียมไว้ จนกระทั่งใกล้ถึงจุดยุติ สังเกตจากสีของสารละลายที่จางลง จากนั้นเติม

น้ำแป้ง 1 มล. แล้วทำการไทเทรตต่อจนถึงจุดยุติ ถ้าสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟตที่เตรียมไว้มีความเข้มข้น 0.025 N พอดี ปริมาณที่ใช้ในการไทเทรตจะเท่ากับ 20.00 มล. ถ้าไม่ได้ให้ปรับความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟตให้เท่ากับ 0.025 N

การคำนวณ Standardize ความเข้มข้น $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 0.025 N

$$= \frac{\text{ความเข้มข้น } \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ 0.025 N} \times 20}{\text{มล.ของ } \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ 0.025 N ที่ใช้ไทเทรต}} \quad (21)$$

การทำ Standardize สารละลายมาตรฐานไอโอดีน 0.025 โมล ด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N

- 1) เติมสารละลายมาตรฐานไอโอดีน 0.025 โมล 5 มล. ในขวดรูปชมพู่ เติมน้ำกลั่น 20 มล. เติมกรดไฮโดรคลอริก 2 มล.
- 2) ไทเทรตด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N ให้เป็นสีฟางข้าว
- 3) หยดสารละลายน้ำแป้งไทเทรตจนถึงจุดยุติจากสีน้ำเงินจนได้สีใสไม่มีสีบันทึกปริมาตรแล้วคำนวณหาความเข้มข้นที่แท้จริง

การคำนวณ Standardize ความเข้มข้นสารละลายไอโอดีน 0.025 N

$$= \frac{\text{ความเข้มข้น } \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ 0.025 N} \times \text{มล.ของสารละลายไอโอดีน}}{\text{มล.ของ } \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \text{ 0.025 N ที่ใช้ไทเทรต}} \quad (22)$$

วิธีการวิเคราะห์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซ

1. ละลายซิงค์อะซีเตต 0% W/V 10 ก. ละลายในน้ำกลั่น 25 มล. ในขวดรูปชมพู่ขนาด 50 มล.
2. ใช้เข็มฉีดยาดูดตัวอย่างก๊าซชีวภาพ 10 มล.
3. ฉีดตัวอย่างก๊าซลงในได้สารละลายซิงค์อะซีเตต 0% W/V อย่างช้าๆ
- นำมาเติมสารละลายไอโอดีน 0.025 N จนเป็นสีเหลือง จดปริมาตรที่เติมลงไป
5. เติมสารละลายกรดไฮโดรคลอริก 6 N 2 มล.

6. ไตเตรทด้วยสารละลายมาตรฐานโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N ให้เป็นสีฟางข้าวหยุด สารละลายน้ำแป้งไตเตรทจนถึงจุดยุติจากสีน้ำเงินจนได้สีใสไม่มีสี บันทึกปริมาตรแล้วคำนวณหา ความเข้มข้นที่แท้จริง

การคำนวณ

$$\text{ซัลไฟด์ (มก./ล.)} = \frac{[(A-B)-(C-D)] \times 16,000}{\text{มล.ตัวอย่าง}} \quad (23)$$

โดยที่ A = มล.ของสารละลายไอโอดีน 0.025 N ที่เติมลงไป

B = นอร์มอลของสารละลายไอโอดีน

C = มล.ของสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต 0.025 N ที่ใช้ไตเตรท

D = นอร์มอลของสารละลายโซเดียมไธโอซัลเฟต

วิธีการคำนวณไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซ

นำค่าซัลไฟด์ที่ได้คำนวณเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพโดย คิดคำนวณกลับจาก ปริมาตรของซิงอะซิเตท 25 มล. ที่สามารถจับซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพที่ฉีดลงในสารละลาย 10 มล. ซึ่งได้เป็นปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซ

$$\text{ไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซ} = 2.5(X) \frac{mgH_2S}{L_{gas}} \quad (24)$$

โดย X คือ ซัลไฟด์ที่ได้จากคำนวณ (มก.ล.) จากสมการที่ 23

และนำค่าที่ได้จากการคำนวณไฮโดรเจนซัลไฟด์ข้างต้นมาคำนวณให้เป็นอยู่ในหน่วย หนึ่ง ส่วนในล้านส่วน (ppm) โดยใช้สูตรในการคำนวณดังนี้ (Davis and Cornwell, 1991)

$$ppm = \frac{\frac{M_p}{GMW} \times 22.414 \times \frac{T_2}{273K} \times \frac{101.325 \text{ kPa}}{P_2}}{V_a \times 1,000 \text{ (L/m}^3\text{)}} \quad (25)$$

โดยที่ M_p = ความเข้มข้นไฮโดรเจนซัลไฟด์ ($\mu\text{g/m}^3$)

GMW = มวลโมเลกุลของ H_2S (34)

T_2 = อุณหภูมิห้อง + 273 K

P_2 = ความบรรยากาศดันที่ 1 atm (101.325 kPa)

V_a = ปริมาตรอากาศต่อลูกบาศก์เมตร (1 m^3)

เมื่อได้ค่าความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ในหน่วย ppm แล้ว นำมาคำนวณเป็นร้อยละ โดยความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ 1000 ppm เท่ากับไฮโดรเจนซัลไฟด์ร้อยละ 0.1

13. การคำนวณร้อยละองค์ประกอบก๊าซชีวภาพจากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC Chromatography

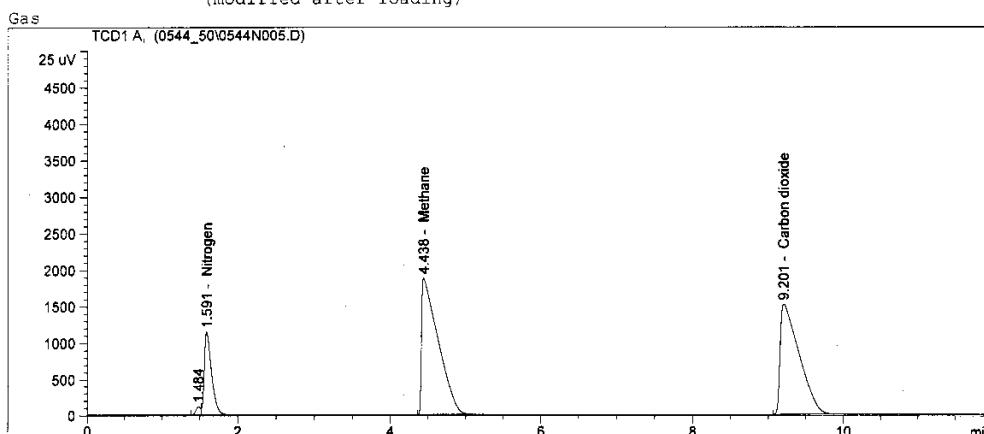
เก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพ (Biogas) ที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยถุงเก็บก๊าซ (Gas Sampling Bag) และทำการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Gas Chromatography (GC) ใช้ Detector ชนิด Thermal Conductivity Detector (TCD) โดยส่งไปวิเคราะห์ยังศูนย์เครื่องมือกลาง มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

1. หา Retention Time จาก Standard Gas เพื่อเทียบกับ Retention Time ของตัวอย่างก๊าซชีวภาพ ที่ใช้วิเคราะห์ ได้ผลการวิเคราะห์ แสดงในภาพประกอบภาคผนวก ข-1

```

=====
Injection Date : 27/2/2007 15:44:52 PM
Sample Name : std Location : Vial 101
Acq. Operator : Sathida Inj : 1
Acq. Instrument : Instrument 1 Inj Volume : Manually
Acq. Method : C:\HPCHEM\1\METHODS\SHINGAS.M
Last changed : 23/2/2007 18:49:20 PM by Waraporn
Analysis Method : C:\HPCHEM\1\METHODS\SHINGAS.M
Last changed : 27/2/2007 16:39:26 PM by Sathida
(modified after loading)
=====

```



Area Percent Report

```

=====
Sorted By : Signal
Calib. Data Modified : 27 February 2007 16:36:58 PM
Multiplier : 1.0000
Dilution : 1.0000
Do not use Multiplier & Dilution Factor with ISTDs
=====

```

Signal 1: TCD1 A,

Peak #	RetTime [min]	Type	Width [min]	Area [25 uV*s]	Area %	Name
1	1.484	BV	0.0507	467.81207	0.73986	?
2	1.591	VB +	0.0782	7605.55176	12.02835	Nitrogen
3	4.438	BB +	0.1786	2.87212e4	45.42322	Methane
4	9.201	BB +	0.2044	2.64357e4	41.80858	Carbon dioxide

Totals : 6.32302e4

Results obtained with enhanced integrator!

*** End of Report ***

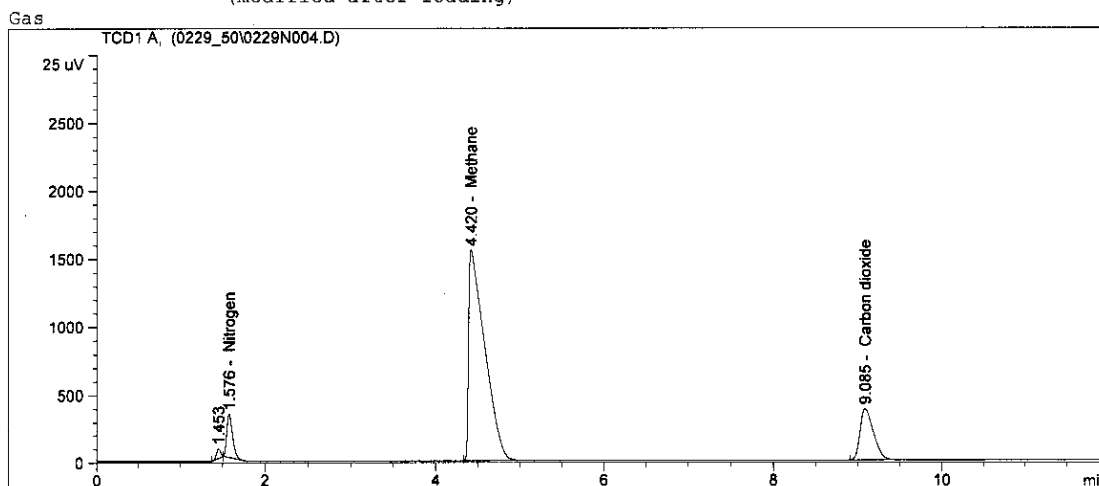
ภาพประกอบภาคผนวก ข-1 ผลการวิเคราะห์ Retention Time จาก Standard Gas

2. หาร้อยละขององค์ประกอบของตัวอย่าง Biogas ที่ทำการส่งวิเคราะห์โดยเทียบกับ Retention Time ของ Standard Gas ได้ผลวิเคราะห์ ดังแสดงในภาพประกอบภาคผนวก ข-2

```

=====
Injection Date : 23/1/2007 14:33:57 PM
Sample Name : A
Acq. Operator : Sathida
Acq. Instrument : Instrument 1
Acq. Method : C:\HPCHEM\1\METHODS\SHINGAS.M
Last changed : 23/1/2007 13:37:14 PM by Sathida
Analysis Method : C:\HPCHEM\1\METHODS\SHINGAS.M
Last changed : 24/1/2007 17:35:55 PM by Sathida
                (modified after loading)
=====

```



=====
Area Percent Report
=====

```

Sorted By : Signal
Calib. Data Modified : 24 January 2007 17:35:54 PM
Multiplier : 1.0000
Dilution : 1.0000
Do not use Multiplier & Dilution Factor with ISTDs

```

Signal 1: TCD1 A,

Peak #	RetTime [min]	Type	Width [min]	Area [25 uV*s]	Area %	Name
1	1.453	PB	0.0404	228.30096	0.86320	?
2	1.576	BBA +	0.0563	1515.24353	5.72910	Nitrogen
3	4.420	BBA +	0.1553	2.05422e4	77.66951	Methane
4	9.085	BBA +	0.1288	4162.46338	15.73819	Carbon dioxide

Totals : 2.64482e4

Results obtained with enhanced integrator!

=====
*** End of Report ***

ภาพประกอบภาคผนวก ข-2 ผลการวิเคราะห์ร้อยละขององค์ประกอบก๊าซชีวภาพ (Biogas)

3. การดูผลการวิเคราะห์ สามารถดูได้จาก Area Percent Report ตรงคอลัมน์ Peak Area [25 uV*s] Area (%) และ Name แสดงดังภาพประกอบภาคผนวก ข-3

=====
 Area Percent Report
 =====

Sorted By : Signal
 Calib. Data Modified : 24 January 2007 17:35:54 PM
 Multiplier : 1.0000
 Dilution : 1.0000
 Do not use Multiplier & Dilution Factor with ISTDs

Signal 1: TCD1 A,

Peak #	RetTime [min]	Type	Width [min]	Area [25 uV*s]	Area %	Name
1	1.453	PB	0.0404	228.30096	0.86320	?
2	1.576	BBA +	0.0563	1515.24353	5.72910	Nitrogen
3	4.420	BBA +	0.1553	2.05422e4	77.66951	Methane
4	9.085	BBA +	0.1288	4162.46338	15.73819	Carbon dioxide
Totals :				2.64482e4		

ภาพประกอบภาคผนวก ข-3 ตำแหน่งการดูรายงานผลการวิเคราะห์ห้องค์ประกอบของตัวอย่างก๊าซชีวภาพ

□ วิธีการคำนวณร้อยละองค์ประกอบก๊าซชีวภาพตัวอย่างจากผลการวิเคราะห์ GC

โดยทั่วไปก๊าซชีวภาพที่เกิดจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศจะประกอบด้วยก๊าซ มีเทน (CH_4) ไนโตรเจน (N_2) คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และไฮโดรเจน (H_2) แต่จากผลการวิเคราะห์ตัวอย่างก๊าซชีวภาพข้างต้น (ภาพประกอบภาคผนวก ข-3) พบว่า ผลการวิเคราะห์ประกอบด้วยก๊าซมีเทน ไนโตรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ไม่พบในองค์ประกอบก๊าซชีวภาพ และจากภาพประกอบภาคผนวก ข-3 จะเห็นว่าตรง Peak ที่ 1 ไม่มีการระบุชื่อของก๊าซ ซึ่งนั่นคือ ก๊าซออกซิเจน (O_2) ซึ่งอาจเกิดจากการปนเปื้อนตัวอย่างก๊าซชีวภาพกับอากาศ ซึ่งทำให้ผลของร้อยละขององค์ประกอบก๊าซชีวภาพที่ได้คลาดเคลื่อนจากค่าที่เป็นจริง ดังนั้นจึงต้องคำนวณร้อยละขององค์ประกอบก๊าซชีวภาพใหม่โดยหักลบอากาศที่ปนเปื้อนออกจากก๊าซชีวภาพ เพื่อให้ได้ค่าร้อยละขององค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่แท้จริงโดยทั้งนี้จะคิดคำนวณจากพื้นที่ใต้กราฟตรงคอลัมน์ Area [25 uV*s] สามารถแสดงวิธีคำนวณดังนี้

□ ต้องทราบองค์ประกอบของก๊าซในบรรยากาศ โดยที่อากาศจะประกอบไปด้วยก๊าซต่างๆ ดังแสดงในตารางภาคผนวก ข-1

ตารางภาคผนวก ข-3 ร้อยละองค์ประกอบก๊าซต่างๆ ในบรรยากาศ

องค์ประกอบก๊าซในอากาศ	ร้อยละ (%)
ไนโตรเจน (N ₂)	78.09
ออกซิเจน (O ₂)	20.9
อาร์กอน (Ar)	0.93
คาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂)	0.03
อื่นๆ	0.01

ที่มา : AIR-□

เมื่อทราบองค์ประกอบก๊าซต่างๆ ในบรรยากาศแล้วก็นำร้อยละขององค์ประกอบก๊าซในบรรยากาศมาคิดคำนวณห้กลับกับพื้นที่ใต้กราฟขององค์ประกอบของก๊าซชีวภาพจากผลที่ได้จากการวิเคราะห์ GC โดยมีวิธีการคิดดังนี้ ทั้งนี้จะยกตัวอย่างวิธีการคิดจากผลการวิเคราะห์ GC จากภาพประกอบภาคผนวก ข-3

การหาไนโตรเจนในก๊าซชีวภาพ ทำการคำนวณห้กอากาศออกจากก๊าซชีวภาพ

โดยในบรรยากาศมีออกซิเจนร้อยละ 20.9□ มีพื้นที่ใต้กราฟอยู่เท่ากับ 228.30096 [25 uV*s]

แต่มีไนโตรเจนอยู่ร้อยละ 78.09 มีพื้นที่ใต้กราฟอยู่เท่ากับ 851.38596 [25 uV*s]

ดังนั้น จะมีไนโตรเจนในก๊าซชีวภาพ เท่ากับ 1515.2□353-851.38596

เท่ากับ 663.85757 [25 uV*s]

การหาคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ ทำการคำนวณห้กอากาศออกจากก๊าซชีวภาพ

โดยในบรรยากาศมีออกซิเจนร้อยละ 20.9□ มีพื้นที่ใต้กราฟอยู่เท่ากับ 228.30096 [25 uV*s]

แต่มีคาร์บอนไดออกไซด์อยู่ร้อยละ 0.03 มีพื้นที่ใต้กราฟอยู่เท่ากับ 0.32708 [25 uV*s]

ดังนั้น จะมีคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ เท่ากับ □62.□6338-0.32708

เท่ากับ □62.1363 [25 uV*s]

การหาแก๊สมีเทน สามารถใช้ค่าพื้นที่ใต้กราฟจากการวิเคราะห์ GC ได้เลย เนื่องจากมีเทนไม่ได้เป็นองค์ประกอบของบรรยากาศ

โดย มีเทน ในก๊าซชีวภาพ เท่ากับ $2.05 \times 10^{-2} [25 \text{ uV*s}]$

หาพื้นที่ใต้กราฟทั้งหมด (Total Area)

โดยบวกค่าพื้นที่ใต้กราฟที่ได้จากการคำนวณทั้งหมดหลังจากหักลบกับก๊าซในบรรยากาศแล้วมีค่าเท่ากับ (คิดเป็นร้อยละ 100)

$$\begin{aligned} \text{Total Area} &= \text{พื้นที่ใต้กราฟของไนโตรเจน+คาร์บอนไดออกไซด์+มีเทน} \\ &= 663.85757 + 162.1363 + 2.05 \times 10^{-2} \\ &= 25368.19387 [25 \text{ uV*s}] \end{aligned}$$

เมื่อกำหนดหาพื้นที่ใต้กราฟหลังจากหักองค์ประกอบของก๊าซในบรรยากาศแล้ว นำค่าพื้นที่ใต้กราฟดังกล่าวมาคิดคำนวณเป็นร้อยละขององค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ สามารถแสดงวิธีคิดได้ดังนี้

ร้อยละของไนโตรเจน

$$\begin{aligned} \text{โดย พื้นที่ใต้กราฟทั้งหมดมีค่าเท่ากับ } & 25368.19387 [25 \text{ uV*s}] \quad \text{คิดเป็นร้อยละ 100} \\ \text{พื้นที่ใต้กราฟไนโตรเจนมีพื้นที่อยู่ } & 663.85757 [25 \text{ uV*s}] \quad \text{คิดเป็นร้อยละ 2.62} \end{aligned}$$

ร้อยละของคาร์บอนไดออกไซด์

$$\begin{aligned} \text{โดย พื้นที่ใต้กราฟทั้งหมดมีค่าเท่ากับ } & 25368.19387 [25 \text{ uV*s}] \quad \text{คิดเป็นร้อยละ 100} \\ \text{พื้นที่ใต้กราฟคาร์บอนไดออกไซด์มีพื้นที่อยู่ } & 162.1363 [25 \text{ uV*s}] \quad \text{คิดเป็นร้อยละ 16.1} \end{aligned}$$

ร้อยละของมีเทน

$$\begin{aligned} \text{โดย พื้นที่ใต้กราฟทั้งหมดมีค่าเท่ากับ } & 25368.19387 [25 \text{ uV*s}] \quad \text{คิดเป็นร้อยละ 100} \\ \text{พื้นที่ใต้กราฟมีเทนมีพื้นที่อยู่ } & 2.05 \times 10^{-2} [25 \text{ uV*s}] \quad \text{คิดเป็นร้อยละ 80.97} \end{aligned}$$

อย่างไรก็ตามจากการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซชีวภาพไม่สามารถวิเคราะห์ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ แต่หากนำค่าร้อยละของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยวิธี Iodometric Method ของ Mizuno *et al.* (1997) มาคิดคำนวณรวมแบ่งเป็นสัดส่วนร้อยละองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นสามารถคิดได้ดังนี้

โดยสมมติให้มีร้อยละของไฮโดรเจนซัลไฟด์เท่ากับร้อยละ 15 และร้อยละดังกล่าวมาหาสัดส่วนใน 100 จำนวนได้ดังนี้

$$\frac{(100 - H_2S(\%))}{100} \quad (26)$$

$$\frac{(100 - 15)}{100} = 0.85$$

นำค่า 0.85 ไปคูณกับร้อยละประกอบก๊าซชีวภาพต่างๆ คือ มีเทน ไนโตรเจน คาร์บอนไดออกไซด์ และจะได้ค่าร้อยละประกอบก๊าซชีวภาพดังนี้ และเป็นการเสร็จสิ้นการคำนวณ

ไนโตรเจน	มีองค์ประกอบในก๊าซชีวภาพอยู่ร้อยละ	2.62×0.85	= 2.23
คาร์บอนไดออกไซด์	มีองค์ประกอบในก๊าซชีวภาพอยู่ร้อยละ	16.1×0.85	= 13.95
มีเทน	มีองค์ประกอบในก๊าซชีวภาพอยู่ร้อยละ	80.97×0.85	= 68.82
ไฮโดรเจนซัลไฟด์	มีองค์ประกอบในก๊าซชีวภาพอยู่ร้อยละ		= <u>15.00</u>
		รวม	100.00

ภาคผนวก ค

วิธีการคำนวณเปรียบเทียบค่าสารเคมีระหว่าง Ca(OH)_2 และ Ash

การคำนวณเปรียบเทียบราคาค่าสารเคมีระหว่างการใช่ Ca(OH)_2 กับ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียน้ำยางขึ้นต่อปริมาตร 1 ลบ.ม. ให้มีค่า 7.0 ± 0.1 โดยสมมติให้พีเอชน้ำเสียน้ำยางขึ้นเท่ากับ 4.7 □ ทั้งนี้ใช้ผลการศึกษาปริมาณ Ca(OH)_2 และ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียน้ำยางขึ้นด้วยวิธีจาร์เทส (Jar Test) ในการคำนวณค่าใช้จ่าย คือ 1.10 ก./ล. ของปริมาณ Ca(OH)_2 และ 3.6 ก./ล. ของปริมาณ Ash สามารถคิดค่าใช้จ่ายและแจกแจงรายละเอียดได้ดังนี้

1) ค่าใช้จ่ายที่เกิดจากการใช่ Ca(OH)_2

1.1 จำนวนปริมาณและค่าใช้จ่ายการใช่ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชน้ำเสียน้ำยางขึ้น 4.7 □ ให้มีค่า 7.0 ± 0.1 ต่อปริมาตรน้ำเสียน้ำยางขึ้น 1 ลบ.ม. โดยที่

น้ำเสียน้ำยางขึ้น 0.001 ลบ.ม. ใช้ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชให้มีค่า 7.0 ± 0.1	=	1.10	ก.
ถ้าหากน้ำเสียน้ำยางขึ้น 1 ลบ.ม. ใช้ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชให้มีค่า 7.0 ± 0.1	=	1.10	
		0.001	
	=	1,100	ก.
	=	1.10	กก.

ดังนั้นใช้ Ca(OH)_2 1.10 กก./ลบ.ม. ในการปรับพีเอชน้ำเสียน้ำยางขึ้นน้ำยางขึ้น 4.7 □ ให้มีค่า 7.0 ± 0.1

1.2 ค่าใช้จ่ายในการใช่ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชน้ำเสียน้ำยางขึ้นน้ำยางขึ้น 4.7 □ ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ต่อปริมาตร 1 ลบ.ม. ใช้ Ca(OH)_2 1.10 กก. โดยที่มูลค่า Ca(OH)_2 ในท้องตลาดบรรจุขายเป็นถุง โดยในแต่ละถุงมีน้ำหนักเท่ากับ □ กก. ขายในราคา 40 บ. คิดเป็น กก. ละ 8 บ.

คิดเป็นค่าใช้จ่ายในการใช่ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ต่อน้ำเสียน้ำยางขึ้น 1 ลบ.ม.

$$= 1.10 \times 8$$

$$= 8.8 \text{บ./ลบ.ม.}$$

ดังนั้นการใช้ Ca(OH)_2 ในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น 4.7□ ให้มีค่า 7.0 ± 0.1 มีค่าใช้จ่ายเท่ากับ 8.8 บ./ลบ.ม.

2) ค่าใช้จ่ายที่เกิดจากการใช้ Ash

2.1 คำนวณปริมาณและค่าใช้จ่ายการใช้ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียพีเอช 4.7□ ให้มีค่า 7.0 ± 0.1 ต่อปริมาตรน้ำเสีย 1 ลบ.ม. โดยที่

น้ำเสียน้ำยางชั้น 0.001 ลบ.ม. ใช้ Ash ในการปรับพีเอชให้มีค่า 7.0 ± 0.1	=	3.60	ก.
ถ้าหากน้ำเสีย 1 ลบ.ม. ใช้ Ash ในการปรับพีเอชให้มีค่า 7.0 ± 0.1	=	<u>3.60</u>	
		0.001	
	=	3,600	ก.
	=	3.60	กก.

ดังนั้นใช้ Ash 3.60 กก./ลบ.ม. ในการปรับพีเอชน้ำเสียน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น 4.7□ ให้มีค่า 7.0 ± 0.1

2.2 ค่าใช้จ่ายในการใช้ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น 4.7□ ให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ต่อปริมาตร 1 ลบ.ม. ใช้ Ash 3.60 กก. มีค่าใช้จ่ายในการขนส่ง Ash เกิดขึ้นดังนี้

-ค่าจ้างเหมารถบรรทุกเอกชน 6 ล้อ บรรทุกได้ 4 ตัน (4,000 กก.) (ระยะทางไม่เกิน 10 กม.)	=	□00	บ./เที่ยว
---	---	-----	-----------

-ค่าจ้างเหมารถตักเอกชน Ash 800 บ./ชม. จ้างเหมาเพียง ½ ชม. ราคา 400 บาท

รวมเป็นค่าใช้จ่ายในการขน Ash ต่อเที่ยว	=	900	บ.
--	---	-----	----

คิดมูลค่า Ash เป็น กก. ละ	=	<u>900</u>	
		4,000	
	=	0.22□	บ./กก.

คิดเป็นค่าใช้จ่ายในการใช้ Ash ในการปรับพีเอชให้มีค่าเท่ากับ 7.0 ± 0.1 ต่อน้ำเสีย 1 ลบ.ม.

	=	3.60 × 0.22□	
	=	0.81	บ./ลบ.ม.

ดังนั้นการใช้ Ash ในการปรับพีเอชน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น 4.7□ ให้มีค่า 7.0 ± 0.1 มีค่าใช้จ่ายเท่ากับ 0.81 บ./ลบ.ม.

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นายชวริศ เขตอนันต์	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	4777026	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตร์บัณฑิต (เกษตรศาสตร์)	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2547

ทุนการศึกษา (ที่ได้รับในระหว่างการศึกษา)

ทุนวิจัยจากสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) โครงการทุนวิจัยมหาบัณฑิต สกว. สาขาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

การเผยแพร่ในการประชุมวิชาการ

ชวริศ เขตอนันต์, ผศ.ดร. สุเมธ ไชยประพัทธ์ และรศ.ดร. วีระศักดิ์ ทองลิ้มปี. 2549. “ผลของชนิดของต่างในการปรับสภาพน้ำเสียต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำตาลขุ่น”. ใน เอกสารประกอบการประชุมเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาแห่งชาติ ครั้งที่ 7. กลุ่มวิทยาศาสตร์กายภาพและเทคโนโลยี. หน้า 96-104. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ เขตการศึกษาสุราษฎร์ธานี, 4-5 เมษายน 2550.