



รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์

การบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสีกิม
:กรณีศึกษา ของการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ

หัวหน้าโครงการวิจัย รศ.ดร.พรทิพย์ ศรีแดง
ผู้ร่วมวิจัย รศ.ดร.อุดมผล พิชนไพบูลย์
ผู้ร่วมวิจัย ผศ.ดร.สมทิพย์ ด้านธีรวณิชย์

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัย จากเงินรายได้
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ประเภททั่วไป

ประจำปีงบประมาณ 2553

บทคัดย่อ

น้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิม เป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD และ SO_4^{2-} สูงอยู่ในช่วง 21,600-36,092 และ 8,500-11,000 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่า pH ระหว่าง 3.51-5.16 เนื่องจากในกระบวนการผลิตยางสกิมมีการเติมกรดซัลฟูริกเพื่อเก็บเกี่ยวเนื้อยาง จึงทำให้มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ ซึ่งเป็นค่าที่ยากต่อการบำบัดในสภาวะไร้อากาศ งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการกำจัดซัลเฟตจากน้ำเสียของการผลิตยางสกิมเบื้องต้นทางเคมีและผลของซัลเฟตต่อสมรรถนะและประสิทธิภาพการบำบัดโดยระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดรวมกับการบำบัดเบื้องต้นทางเคมี ทำการทดลองโดยดกตะกอนซัลเฟตทางเคมีเบื้องต้น เพื่อควบคุมอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อซัลเฟตในน้ำเสียก่อนเข้าระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ด้วยชุด Jar Test เพื่อหาปริมาณสารเคมีและชนิดที่เหมาะสมสำหรับกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ซึ่งพบว่าเมื่อใช้ BaCl_2 10 20 และ 30 กรัมต่อลิตร ของ Ba^{2+} มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเท่ากับ ร้อยละ 40.2 74.4 และ 83.9 โดยปริมาณที่เหมาะสมที่เลือกใช้ คือ BaCl_2 15 กรัมต่อลิตร ซึ่งได้ค่า $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$

ผลการศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดจำนวน 5 ชุดการทดลองในการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม สำหรับชุดการทดลองที่ 1 และ 2 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 51.00 ± 1.36 และ 48.80 ± 3.15 ขณะที่ผลศึกษาชุดการทดลองที่ 3 และ 4 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ (กำจัดซัลเฟตโดยการเติม BaCl_2) ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 65.28 ± 2.78 และ 54.85 ± 2.92 ตามลำดับ และในชุดการทดลองที่ 5 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ (ผสมน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางชั้น) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD เฉลี่ยร้อยละ 74.63 ± 2.89 โดยระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่รับน้ำเสีย $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ สามารถกำจัดซัลเฟตได้สูงกว่า (ร้อยละ 71.18 ± 2.71 และ 51.78 ± 3.60 ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง) ขณะที่ชุดการทดลองที่ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ มีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตเฉลี่ยร้อยละ 45.15 ± 4.33 และ 32.38 ± 3.63 ตามลำดับ ปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นในชุดการทดลอง $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนเท่ากับร้อยละ 21-22 ขณะที่เมื่อเพิ่มอัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ พบว่ามีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนเท่ากับร้อยละ 52.8-65.2 ดังนั้นความเข้มข้นของซัลเฟตมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดต่อระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด คือ ที่ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ สูง

ทำให้เกิดกระบวนการเมทาโนเจนิคเกิดได้ดีขึ้น ส่งผลให้ปริมาณก๊าซมีเทนและประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Methane production bacteria (MPB) มากกว่า Sulfate reducing bacteria (SRB)

ABSTRACT

Skim rubber processing wastewater contains a high concentration of organic in term of COD, sulfate and pH in range of 21,600-36,092 , 8,500-11,000 mg/L and pH 3.51-5.16 due to sulfuric acid is used for recovering rubber particles in a waste stream. This conventional method affects to the ratio of $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$, which is difficult to treat in anaerobic treatment. The objective of this research was to study sulfate removal from skim rubber wastewater by primary chemical treatment and to investigate the effect of sulfate on the performance and removal efficiency in anaerobic fluidized bed reactor. The experiments were conducted in jar test apparatus for sulfate removal with chemical precipitation before treating skim wastewater in anaerobic fluidized bed reactor. The optimum condition of chemical type and dose for sulfate removal in skim wastewater showed that the efficiency of sulfate removal at the concentrations of BaCl_2 10, 20, and 30 g/L was about 40.2, 74.4, and 83.9 % respectively. The optimum dosage of BaCl_2 15 g/L was selected to control the ratio of $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ in wastewater.

The results of removal efficiency and performance of Anaerobic Fluidized Bed Reactor for 5 experiments treating skim rubber wastewater found that COD removal when operated in the experiments 1 and 2 at HRT 48 and 24 hours, $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$, was an average 51.00 ± 1.36 and 48.80 ± 3.15 %, respectively. While COD removal efficiencies in the experiments 4 and 5 at HRT 48 and 24 hours, $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ (chemical precipitation with BaCl_2), showed an average 65.28 ± 2.78 and 54.85 ± 2.92 %, respectively. In the last experiment (no.5) with $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ (mixing with water from centrifugal rubber processing) at HRT 48 hours allowed the removal efficiency in term of COD 74.63 ± 2.89 %.

The sulfate removal efficiencies in Anaerobic Fluidized Bed Reactor at $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ presented higher sulfate removal , 71.18 ± 2.71 and 51.78 ± 3.60 % at HRT 48 and 24 hours, than the experiment operated at $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ (45.15 ± 4.33 and 32.38 ± 3.63 % at HRT 48 and 24 hours). The biogas production was investigated at $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ and the methane content was analyzed. It was found that the percentage of methane content in biogas was about 21-22. While the increasing of $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ showed the methane content in the range of 52.8-65.2%. These results demonstrated that the concentration of sulfate in wastewater affected

on the removal efficiencies in anaerobic fluidized bed reactor, high ratio of COD/SO₄²⁻, increasing the content of methane and organic removal efficiencies. This was due to higher effective of methane production bacteria (MPB) than Sulfate reducing bacteria (SRB) in the studied system.

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบพระคุณทุนอุดหนุนการวิจัยจากเงินรายได้ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ประเภททั่วไป ประจำปี 2553 สำหรับการดำเนินงาน โครงการวิจัยนี้ ขอขอบคุณ คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ สำหรับการประสานงานวิจัยให้สำเร็จไปได้ ด้วยดี

ขอขอบคุณ บริษัท เฟลเท็กซ์ จำกัด อำเภอรัตภูมิ จังหวัดสงขลา ที่ให้ความอนุเคราะห์ และอำนวยความสะดวกให้คณะผู้วิจัยเข้าไปเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งเพื่องานวิจัย

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ ที่ให้การสนับสนุน ด้านห้องปฏิบัติการ สถานที่ และเวลาของคณะผู้วิจัยสำหรับการดำเนินงานวิจัยจนสำเร็จ

และขอบคุณนางสาวคุณัญญา นพถาวร ผู้ช่วยวิจัย และนักวิทยาศาสตร์ประจำ ห้องปฏิบัติการเคมีภาควิชาวิศวกรรมโยธา ที่ช่วยดำเนินงานวิจัยแล้วเสร็จ

รศ.ดร.พรทิพย์ ศรีแดง

มิถุนายน 2554

สารบัญ

บทที่	หน้า
1. บทนำ	1
1.1 บทนำ	1
1.2 การตรวจเอกสาร	3
1.2.1 อุตสาหกรรมการผลิตน้ำยางข้น	3
1.2.2 ปริมาณและลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้น	7
1.2.3 การบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตปนเปื้อน	10
1.2.4 ระบบบำบัดแบบไร้อากาศที่นิยมใช้ในอุตสาหกรรมฯ	15
1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	38
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	38
2. วิธีการดำเนินงานวิจัย	39
2.1 วิธีการดำเนินงานวิจัย	39
2.2 วัสดุ	47
2.3 อุปกรณ์	47
2.4 แบบจำลองระบบ	48
3. ผล และวิจารณ์ผลการทดลอง	50
3.1 ศึกษาคุณสมบัติน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	50
3.2 ผลการปรับสภาพน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเพื่อกำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมี	52
3.2.1 Ca^{2+} จากปูนขาว	52
3.2.2 เกลือของ Ba^{2+}	53
3.2.3 น้ำทิ้งและสมบัติ-องค์ประกอบของตะกอน	54
3.2.4 ผลการศึกษ้อัตราการชะล้างโลหะหนักจากกากตะกอนแห้งจาก ตกตะกอนด้วย BaCl_2	55
3.2.5 สรุปผลการปรับสภาพน้ำเสียเสี่ยยางสกิมเพื่อกำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมี	57

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
3.3 ผลการปรับสภาพหัวเชื้อจุลินทรีย์สำหรับบำบัดน้ำเสีย	57
3.4 ประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ที่เปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) และ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$	59
3.4.1 สภาวะแวดล้อมในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	60
3.4.2 ผลของการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) และอัตราส่วนของ สารอินทรีย์ต่อซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดในระบบฯ	63
3.4.3 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ	75
3.5 ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิด ชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$	76
3.5.1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ประสิทธิภาพ การบำบัดซัลเฟต และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ	76
3.6 การประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นทางเศรษฐศาสตร์	79
4. บทสรุป และข้อเสนอแนะ	81
4.1 บทสรุป	81
4.2 ข้อเสนอแนะ	82
บรรณานุกรม	84

รายการตาราง

ตารางที่	หน้า
1 ตัวอย่างการใช้ประโยชน์จากน้ำยางข้นและยางสกิม	3
2 ปริมาณการใช้สารเคมีต่อน้ำคอกของเสียที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการจับตัวของเนื้อยางในหางน้ำยาง	7
3 ลักษณะน้ำเสียรวมจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้น	9
4 ลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	10
5 ข้อดี-ข้อจำกัดของระบบบำบัดแบบไร้อากาศ	15
6 ประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพของโรงงานสุราในกลุ่มสุราทิพย์ในช่วงเดือนสิงหาคม 2541	22
7 รูปแบบการใช้ก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทน	26
8 ข้อดี – ข้อจำกัดของระบบ Anaerobic Fluidize Bed Reactor	29
9 การใช้งานและสถานะการเดินระบบแบบไร้อากาศ: ประยุกต์ใช้ในงานอุตสาหกรรม	33
10 การใช้งานระบบชั้นตัวกลางลอยตัวไร้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed Reactor) และสถานะการเดินระบบ	34
11 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์	43
12 สถานะการทดสอบชนิดและปริมาณของสารเคมีที่เหมาะสมในชุดทดสอบ Jar test	44
13 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์: กรณีศึกษาการกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยสารเคมีในชุดทดสอบ Jar test	44
14 สถานะชุดการทดลองที่ศึกษาในระบบ ไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	45
15 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์: กรณีศึกษาประสิทธิภาพและสัณฐานของระบบ ไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ	46
16 จุดเก็บตัวอย่างและพารามิเตอร์วิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ และความถี่การวิเคราะห์ในแต่ละพารามิเตอร์	47
17 ลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมจากโรงงานจำนวน 5 โรงงาน	51

รายการตาราง(ต่อ)

ตารางที่		หน้า
18	ปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักที่คงเหลือในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม หลังจากตกตะกอนด้วย $BaCl_2$	55
19	สภาพต่าง (Aik) กรดไขมันระเหย (VFA) และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหย ต่อสภาพต่าง (VFA : Aik) ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	62
20	ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ของงานวิจัยนี้กับงานวิจัยอื่น	67
21	ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักของระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	74
22	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเฉลี่ยที่เกิดขึ้นของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมใน ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	75
23	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเฉลี่ยที่เกิดขึ้นจากทั้งสองชุดการทดลอง ($COD/SO_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง)	79

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบที่	หน้า	
1	กระบวนการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิม วัตถุและทรัพยากรที่ใช้ในกระบวนการผลิต	6
2	วัฏจักรของซัลเฟอร์	11
3	กลไกการสร้างมีเทน และซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ	12
4	การย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศทั้งสามขั้นตอน	18
5	ระบบการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	42
6	ระบบการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ	48
7	ทดสอบชนิดและปริมาณของสารเคมีที่เหมาะสมในชุดทดสอบ Jar test	53
8	อัตราการชะล้างโลหะหนักจากกากตะกอนของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ณ. เวลาต่างๆ	56
9	ประสิทธิภาพในการบำบัด COD กับเวลาเมื่อใช้หัวเชื้อจากถังบำบัดแบบไร้อากาศจากอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม	58
10	ประสิทธิภาพในการบำบัด COD กับเวลาเมื่อใช้หัวเชื้อจากถังบำบัดแบบไร้อากาศของอุตสาหกรรมน้ำยางข้น	59
11	ปริมาณจุลินทรีย์ในรูป MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	63
12	น้ำเข้าระบบ น้ำทิ้งหลังบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	64
13	ประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_3\text{-N}$ ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	68
14	ประสิทธิภาพการบำบัดสารแขวนลอย (SS) ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	70
15	ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	72

รายการภาพประกอบ

ภาพประกอบที่	หน้า	
16	เปรียบเทียบน้ำเข้าระบบ น้ำทิ้งหลังบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัดการ บำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนใน รูป COD ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง)	77
17	ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง)	78

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ

- AFBR = Anaerobic Fluidized Bed Reactor คือระบบแบบชั้นตัวกลางลอยตัวไร้อากาศ ซึ่งการทำงานของระบบจะทำให้ตัวกลางมีการเคลื่อนที่ตลอดเวลา
- HRT = Hydraulic retention time คือ ระยะเวลาที่น้ำถูกพักอยู่ในระบบ
- OLR = Organic Loading Rate คือ ปริมาณสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบ
- Alk = Alkalinity สภาพต่าง คือความสามารถของน้ำในการรับอนุภาคโปรตอน ส่วนใหญ่เกิดจากองค์ประกอบของสารละลายคาร์บอเนต และไบคาร์บอเนต
- VFA = Volatile Fatty Acid กรดไขมันระเหยง่าย คือ กรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 6 ตัว สามารถละลายน้ำได้ น้ำหนักโมเลกุลต่ำ สามารถกลั่นตัวได้ที่ความดันบรรยากาศ
- COD = Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ด้วยวิธีทางเคมีทั้งในรูปของแข็งและรูปที่ละลายอยู่ในน้ำ
- COD/SO₄²⁻ = อัตราส่วนของสารอินทรีย์ต่อปริมาณซัลเฟต
- BOD₅ = Biochemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ชนิดที่ย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ
- SS = Suspended Solids คือ ของแข็งที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ และสามารถกำจัดได้โดยการกรอง
- TKN = Total kjeldahl nitrogen คือ ปริมาณไนโตรเจนที่ประกอบด้วยอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน
- MLSS = Mix liquor suspended solids คือ ปริมาณหรือความเข้มข้นโดยประมาณของจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ
- MPB = Methane production bacteria คือ กลุ่มจุลินทรีย์ที่ผลิตมีเทนจากการใช้ VFA เป็นอาหาร
- SRB = Sulfate reducing bacteria คือ กลุ่มจุลินทรีย์ที่รีดิวซ์ซัลเฟต โดยสามารถใช้ซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และได้ซัลไฟด์เป็นผลผลิตสุดท้าย

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

กรรมวิธีการผลิตน้ำยางข้นของอุตสาหกรรมน้ำยางข้นจะใช้วิธีการเซนตริฟิวจ์ โดยการผลิตจะเริ่มจากการรวบรวมน้ำยาง โดยโรงงานน้ำยางข้นจะรับน้ำยางดิบจากสวนเองและจากสวนข้างอื่น ในบางโรงงานจะมีการรับซื้อน้ำยางสดจากสวนข้างในต่างจังหวัด อาจรับซื้อโดยตรงหรือรับซื้อจากพ่อค้าคนกลาง ในการรวบรวมน้ำยางสดเพื่อส่งให้โรงงานจะมีการเติมสารละลายแอมโมเนียความเข้มข้น 10% ลงไปในน้ำยางดิบเพื่อรักษาคุณภาพน้ำยางไม่ให้บูดเน่าหรือจับตัวกันเป็นก้อน โดยเติมให้มีความเข้มข้นในช่วง 0.25-0.4% ของน้ำยางสด เมื่อน้ำยางสดส่งถึงโรงงานผลิตน้ำยางข้นจะผ่านการกรองด้วยตะแกรงขนาด 80 เมชลงสู่ถังรวบรวม จากนั้นจะมีการผ่านแก๊สแอมโมเนียสู่น้ำยาง โดยให้มีความเข้มข้นเกินกว่า 0.4% ของน้ำยาง หลังจากนั้นจะมีการตรวจสอบปริมาณแมกนีเซียมในน้ำยางแล้วเติมสารเคมี (diamonium hydrogen phosphate : DAP) เพื่อให้เกิดการตกตะกอนของสารประกอบแมกนีเซียมและสิ่งสกปรกต่าง ๆ จากนั้นจะเข้าสู่เครื่องปั่นน้ำยางความเร็วสูงหรือเครื่องเซนตริฟิวจ์ เพื่อแยกน้ำและสารอื่นที่อยู่ในน้ำยางออกไปบางส่วน น้ำยางที่ได้มาจากต้นยางพาราประกอบด้วย 2 ส่วน ได้แก่ อนุภาคเนื้อยางที่เป็นสารแขวนลอย (dispersed phase) กับส่วนที่เป็นน้ำซีรัมซึ่งเป็นเนื้อของเหลวที่ต่อเนื่อง (continuous phase) หน้าทีของเครื่องเซนตริฟิวจ์ คือ การแยกเนื้อทั้งสองของน้ำยางออกจากกัน โดยพยายามแยกเอาอนุภาคยางออกไปจากซีรัมให้ได้มากที่สุด ผลที่ได้จากการเซนตริฟิวจ์แล้ว คือ น้ำยางข้นและหางน้ำยาง ซึ่งหางน้ำยาง (skim latex) ก็จะถูกนำไปใช้ในการผลิตยางสกินต่อไป

ดังนั้นยางสกินเป็นยางธรรมชาติซึ่งเป็นผลพลอยได้จากการเซนตริฟิวจน์้ำยางสดให้กลายเป็นน้ำยางข้น โดยหางน้ำยางซึ่งเป็นวัตถุดิบของการทำยางสกินนั้นปกติจะมีเนื้อยางอยู่ราว 4-8% DRC. (dry rubber content) หางน้ำยางที่ได้อาจมีการไล่แอมโมเนียออกไปก่อนที่จะมีการเติมกรดซัลฟูริกในบ่อพักหางน้ำยางแล้วปล่อยให้เกิดการจับตัวของเนื้อยาง หลังจากนั้นจะทำการเก็บเกี่ยวเนื้อยางและนำเนื้อยางมารีดเพื่อกำจัดน้ำในเนื้อยางออกก่อน น้ำเสียจากการแยกเนื้อยาง การล้างบ่อพักหางน้ำยาง และการรีดยาง จะถูกส่งไประบบบำบัดน้ำเสียรวมเพื่อบำบัดร่วมกับน้ำเสียจากการปั่นน้ำยางข้นต่อไป (สมทิพย์ ด้านธีรวิชัย และคณะ, 2545)

จากการดำเนินการดังกล่าวสามารถสรุปได้ว่าของเหลว/น้ำเสีย ที่ได้จากการผลิตยางสกินนั้นจะประกอบด้วยส่วนที่เป็นซีรัมจำนวนมากและจากรายงานผลการศึกษาคณสมบัติของ

น้ำชีรั่มของน้ำยาง พบว่าในน้ำชีรั่มมีส่วนประกอบของสารอาหารหลายประเภทด้วยกัน เช่น สารประเภทคาร์โบไฮเดรต โปรตีนและกรดอะมิโน ซึ่งสารเหล่านี้สามารถเป็นอาหารที่สำคัญของการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ได้เป็นอย่างดี นอกจากนี้ น้ำชีรั่มยังมีสารอื่น ๆ ที่มีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของพืช ตัวอย่างเช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โซเดียม แมกนีเซียม เป็นต้น (สมทิพย์ ด้านธีรวณิชย์ และคณะ, 2545)

อนึ่งด้วยน้ำเสียดังกล่าวมีสารประกอบต่าง ๆ อยู่ทั้งในรูปสารละลายและไม่ละลาย แนวทางการ *recovery* น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม นอกจากแนวความคิดการใช้เทคโนโลยีเพื่อนำกลับสารอาหารที่มีประโยชน์ไปใช้เพื่อการเกษตรแล้ว ยังน่าจะสามารถใช้หลักการของ *bioconversion* ได้ด้วย เนื่องจากน้ำเสียมีค่าสารอินทรีย์สูงมาก และในปัจจุบันได้มีองค์ความรู้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นโดยใช้เทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ (*biogas*) มากขึ้น ประกอบกับในปัจจุบันความต้องการพลังงานทดแทนกำลังเป็นประเด็นสำคัญในทุกภาคส่วน ดังนั้นการใช้พลังงานจาก *biogas* จากน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูงๆ จึงเป็นประเด็นที่ควรพัฒนา รวมทั้งในกรณีของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม น้ำเสียจากการกระบวนการผลิตยางสกิมมีค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง จึงมีศักยภาพสูงในการนำไปผลิต *biogas* ได้ และหากใช้เทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ นอกจากได้ก๊าซชีวภาพแล้ว ในขณะเดียวกันยังเกิดการบำบัดน้ำเสียที่สามารถช่วยลดค่ามลพิษในเทอมของสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ด้วย แต่ด้วยน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมยังประกอบด้วยซัลเฟตที่มีความเข้มข้นสูงด้วย ดังนั้นจำเป็นต้องมีการศึกษาเพิ่มเติมถึงการนำเฉพาะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิมมาบำบัดด้วยเทคโนโลยีชีวภาพ การดำเนินการภายใต้แนวคิดนี้ย่อมจะทำให้เกิดระบบบำบัดด้วยเทคโนโลยีชีวภาพที่มีน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และซัลเฟตสูงแต่ในเทอมของปริมาณไม่มากเหมือนการบำบัดน้ำเสียรวมจากกระบวนการบ่มยางน้ำชั้นและยางสกิม จากแนวความคิดการดำเนินการดังกล่าวจึงมีความจำเป็นที่ต้องทำการศึกษาวิจัยเพื่อหาคำตอบถึงกลไกและวิธีการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมดังกล่าวเพิ่มเติม ฉะนั้น ในโครงการวิจัยนี้จึงมีเป้าหมายในการศึกษาถึงวิธีการบำบัดน้ำเสียและการนำน้ำเสียจากยางสกิมมาใช้ใหม่ภายใต้การประยุกต์ใช้ของเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ ซึ่งจำเป็นต้องคำนึงถึงระบบ *pretreatment* ทางกายภาพและเคมีที่อาจต้องดำเนินการสำหรับลดค่าซัลเฟตในน้ำเสียก่อนการบำบัดทางชีววิธี เนื่องจากน้ำเสียนี้นี้มีค่าซัลเฟตที่สูงมากทั้งนี้ เพื่อเป็นการหาคำตอบของความเป็นไปได้และทางเลือกของเทคโนโลยีสำหรับกลุ่มอุตสาหกรรมยาง

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 อุตสาหกรรมการผลิตน้ำยางข้น

น้ำยางสดที่ได้จากการกรีดยางพารา มีลักษณะเป็นของเหลวข้นคล้ายน้ำมัน มีอนุภาคขนาด 0.05-0.5 ไมครอน ในน้ำยางสดมีปริมาณเนื้อยางแห้งประมาณ 25-45% ขึ้นอยู่กับสายพันธุ์ อายุ ฤดูกาล และกรรมวิธีกรีดยาง โดยทั่วไปน้ำยางสดประกอบด้วยสารที่เป็นของแข็งทั้งหมด 36% เนื้อยางแห้ง 33% โปรตีนและไขมัน 1.0-1.2% คาร์โบไฮเดรตและเถ้า 1.0% ความหนาแน่นประมาณ 0.975-0.980 กรัมต่อมิลลิลิตรและมีค่า pH 6.5-7.0 ซึ่งต้องนำมาแปรรูปให้อยู่ในรูปของน้ำยางข้น เพื่อนำไปใช้เป็นตัวเติมในการผลิตผลิตภัณฑ์ยาง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) เช่น ถุงมือ ถุงยางอนามัย เป็นต้น โดยแสดงตัวอย่างการใช้ประโยชน์จากน้ำยางข้นและยางสกิมดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ตัวอย่างการใช้ประโยชน์จากน้ำยางข้นและยางสกิม

ชนิดของยาง	ลักษณะ	การใช้งาน
น้ำยางข้น	เป็นของเหลว สามารถเติมสารเคมีเพื่อให้เหนียวและแข็งแรงมากขึ้น โดยไม่ต้องเติมสารเสริมความแข็งแรง (reinforcing filler)	ผลิตภัณฑ์จุ่มแบบ เช่น ถุงมือ ลูกโป่ง ถุงยางอนามัย หัวนม สำหรับทารก ผลิตภัณฑ์ตีฟอง เช่น ที่นอน หมอน ตุ๊กตาฟองน้ำ เป็นต้น ผลิตภัณฑ์หล่อแบบ เช่น ตุ๊กตายาง หุ่นการศึกษา เป็นต้น ผลิตภัณฑ์เส้นด้ายยืด (latex thread) เช่น ท่อยาง เป็นต้น
ยางสกิม	เป็นยางสกิมในรูปบล็อคหรือเครพ มีสีหลากหลาย ขึ้นอยู่กับกระบวนการผลิต ถ้าผลิตจากหางน้ำยางใหม่จะได้ยางสกิมสีจาง ถ้าผลิตจากหางน้ำยางที่เก่าจะได้ยางสกิมสีคล้ำ เนื่องจากยางสกิมมีส่วนของ non-rubber สูงจึงสามารถทำให้ยางคงรูปได้เร็ว	ใช้ผสมกับยางคุณภาพสูงเพื่อลดต้นทุน เนื่องจากยางสกิม มีสีอ่อน(ยางสกิมที่คุณภาพดี) สามารถใช้ทำผลิตภัณฑ์ยาง สีจาง หรือ ยางที่ต้องการเติมสี มักใช้ผลิตผลิตภัณฑ์ คุณภาพต่ำ เช่น ยางปูพื้น ยางล้อรถเข็น ยางกันกระแทก เป็นต้น

ที่มา: ดัดแปลงจากกรมโรงงานอุตสาหกรรมและDANCED, 2544

1.2.1.1 กระบวนการผลิตน้ำยางข้น

น้ำยางข้น คือ น้ำยางที่มีเนื้อยางแห้ง (Dry Rubber Content : DRC) ไม่ต่ำกว่า 60% การผลิตน้ำยางข้นสามารถทำได้ 4 วิธี คือ (1) วิธีระเหยด้วยน้ำ (Evaporation) (2) วิธีทำให้เกิดครีม (Creaming) (3) วิธีปั่นแยก (Centrifuging) และ (4) วิธีแยกด้วยไฟฟ้า (Electrodecantation) ซึ่งวิธีที่ใช้ในการผลิตน้ำยางข้นในประเทศไทย ใช้วิธีการปั่นแยกด้วยเครื่องปั่นความเร็วสูง

การปั่นแยก อาศัยหลักการ คือ น้ำยางธรรมชาติเป็นสารละลายคอลลอยด์ที่ประกอบด้วยส่วนอนุภาคของยางแขวนลอยกระจัดกระจายอยู่ในซีรัม และเนื่องจากอนุภาคยางเหล่านี้มากกว่าซีรัมจึงลอยตัวสู่ผิวหน้าน้ำยาง และมีการเคลื่อนไหวแบบบราวเนียน ซึ่งอัตราการเคลื่อนไหวขึ้นอยู่กับแรงดึงดูดของโลก ดังนั้น การปั่นจะช่วยเพิ่มแรงดึงดูด และเร่งการเคลื่อนที่ของอนุภาคยาง ซึ่งช่วยแยกส่วนที่เป็นเนื้อยางออกจากส่วนซีรัม ในการปั่นแยกน้ำยางสดจะได้ น้ำยาง 2 ส่วน คือ หางน้ำยาง และน้ำยางข้น โดยน้ำยางข้นจะมีเนื้อยางแห้งประมาณ 60% เครื่องปั่นยางขนาดเล็ก สามารถปั่นน้ำยางสดได้ประมาณ 150 ลิตรต่อชั่วโมง ส่วนเครื่องขนาดใหญ่ สามารถปั่นน้ำยางสดได้ 400-600 ลิตรต่อชั่วโมง และในการปั่นแยกยางจะมีการล้างเครื่องปั่นยาง ทุกๆ 2 หรือ 3 ชั่วโมง เนื่องจากการอุดตันของยางและกากซีรัมบริเวณหัวโบว์ของเครื่องปั่นยาง โดยในการล้างแต่ละครั้งจะใช้เวลาในการล้างนานประมาณ 10-15 นาที ส่วนหางน้ำยางที่ยังมีปริมาณเนื้อยางอยู่ประมาณไม่เกิน 8% (ขึ้นอยู่กับประสิทธิภาพ และการปรับเครื่องปั่นแยก) จะถูกนำไปแปรรูปเป็นสกิมบล็อก หรือสกิมเครพต่อไป โดยมีรายละเอียดการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิมดังภาพประกอบที่ 1

1.2.1.2 กระบวนการผลิตยางสกิม

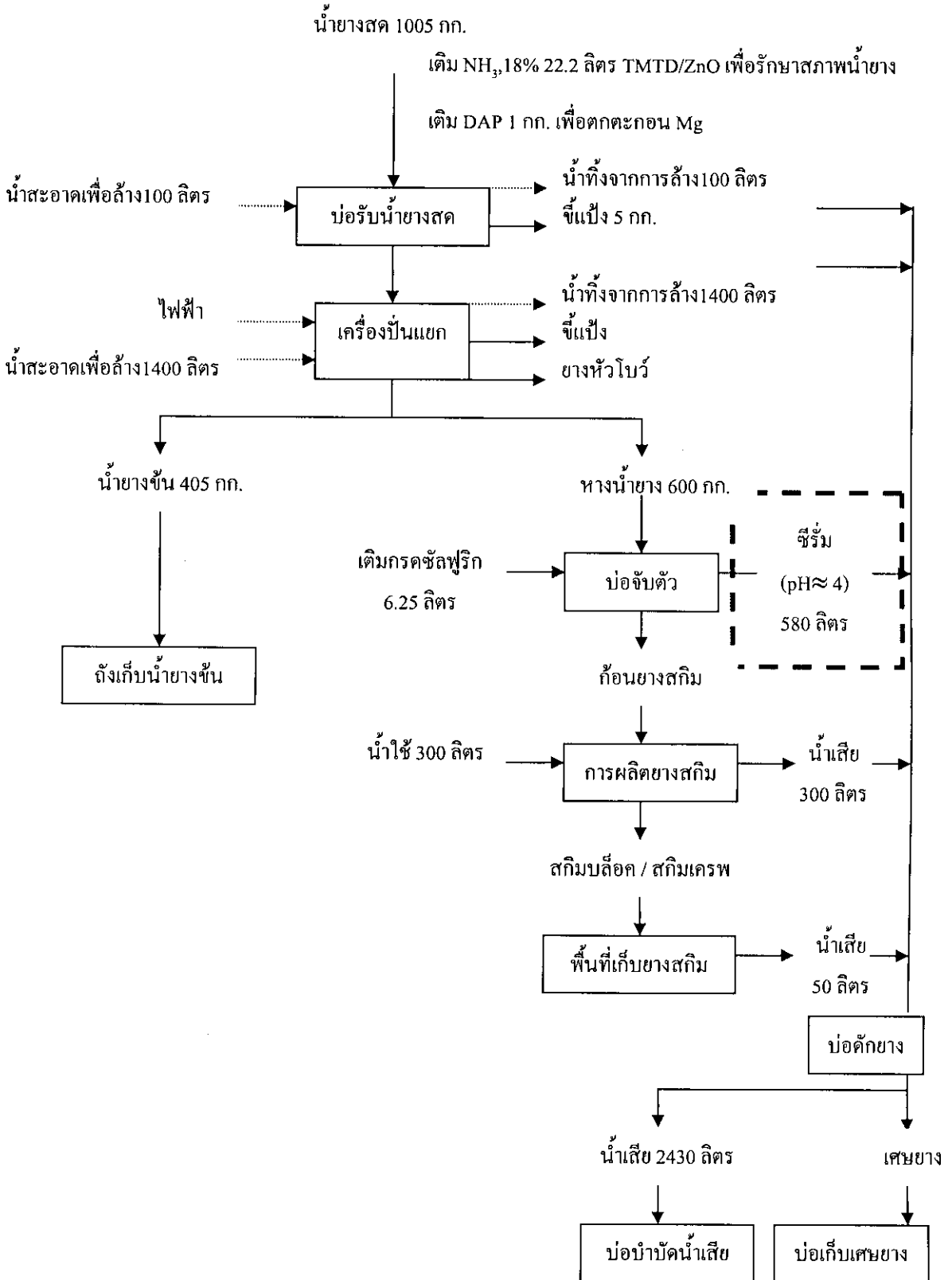
การผลิตยางสกิมจากหางน้ำยางนั้น หางน้ำยางที่ออกจากเครื่องปั่นจะทำการจับเนื้อยางจากหางน้ำยางด้วยกรดซัลฟูริก ในบางโรงงานที่มีการจัดการที่ดี ก็จะมีการไล่แอมโมเนีย เพราะถ้าแอมโมเนียมากจะทำให้เปลืองกรดซัลฟูริก การไล่แอมโมเนียอาจจะใช้วิธีการปล่อยให้หางน้ำยางไหลผ่านรางซึ่งมีอากาศถ่ายเท หางน้ำยางควรเหลือแอมโมเนียเพียงประมาณ 0.2% ต่อน้ำหนักหางน้ำยางหลังจากการไล่แอมโมเนีย หลังจากนั้นค่อยผ่านหางน้ำยางเข้าสู่บ่อจับตัว เติมกรดซัลฟูริก ถ้าหางน้ำยางมีปริมาณเนื้อยางอยู่ต่ำมากอาจจะมีปัญหาเรื่องการจับตัว วิธีการที่สามารถแก้ปัญหานี้ได้คือการผสมน้ำยางสด (อาจใช้น้ำยางสดก้นบ่อพักก่อนจะปั่นน้ำยางข้น หรือน้ำยางสดที่คุณภาพไม่เหมาะสมที่จะนำไปปั่น) เมื่อได้ก้อนยางสกิมจับตัวแล้ว จะทำวิธีการใด ขึ้นกับแต่ละโรงงาน ซึ่งมี 3 ตัวอย่างดังนี้

1) ผลิตสгимเครพ นำก้อนยางจับตัวไปผ่านเครื่องตัดเพื่อตัดให้ยางเป็นก้อน ต่อจากนั้นโรงงานส่วนใหญ่จะล้างกรดออกจากก้อนยางเหล่านี้ด้วยการผ่านลงในบ่อหรือรางน้ำ ก้อนยางจะผ่านการรีดให้เป็นแผ่น นำเข้าเตาอบ แล้วหีบห่อ ก็จะได้ยางสгимเครพ

2) ผลิตสгимบล็อก นำก้อนยางจับตัวไปผ่านเครื่องตัดเพื่อให้ตัดยางเป็นก้อน จากนั้นโรงงานส่วนใหญ่จะล้างกรดออกจากก้อนยางเหล่านี้ด้วยการผ่านลงในบ่อหรือรางน้ำ ก้อนยางจะผ่านการรีดให้เป็นแผ่น ผ่านเครื่องตัดย่อย นำเข้าเตาอบ เมื่อออกจากเตาอบก็นำมาอัดแท่ง แล้วหีบห่อก็จะได้ยางสгимบล็อก

3) โรงงานน้ำยางชั้นบางแห่งไม่ผลิตสгимบล็อกหรือสгимเครพ ก็จะขายก้อนยางสгимที่จับตัวได้เท่านั้น โดยการยกก้อนยางที่จับตัวได้ขึ้นจากบ่อจับตัวแล้วทำการกองไว้เพื่อซ้งขายต่อไป (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550)

จากกระบวนการผลิตน้ำยางชั้นและยางสгим สามารถสรุปปริมาณการใช้สารเคมี และน้ำในกระบวนการผลิตในขั้นตอนการเติมกรดซัลฟูริกในบ่อพักน้ำยางเพื่อให้เกิดการจับตัวของเนื้อยางดังแสดงในตารางที่ 2



ภาพประกอบที่ 1 กระบวนการผลิตน้ำยางข้นและยางสกิม

วัตถุดิบและทรัพยากรที่ใช้ในกระบวนการผลิต

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2548

ตารางที่ 2 ปริมาณการใช้สารเคมีต่อน้ำต่อของเสียที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการจับตัวของเนื้อยางในทาง
น้ำยาง

รายการ	ปริมาณการใช้ต่อการเกิด (ลิตรต่อตันทางน้ำยาง)
กรดซัลฟูริก	10.42
ซีรัม	966.67
น้ำใช้	500.00
น้ำเสีย	500.00

ที่มา : ดัดแปลงจากภาพประกอบที่ 1 กรมควบคุมมลพิษ, 2548

1.2.2 ปริมาณและลักษณะน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น

1.2.2.1 น้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นเกิดจากหลายขั้นตอนการผลิต ได้แก่ เกิดจาก การล้างบ่อรับน้ำยางสด การล้างเครื่องปั้นแยก กระบวนการสกิม และถังน้ำยางชั้นดังนี้

1) บ่อรับน้ำยางสด

- น้ำล้างทำความสะอาดรถบรรทุกทุกน้ำยางสดของชาวสวน
- น้ำล้างทำความสะอาดบ่อรับน้ำยาง
- น้ำเสียจากการล้างทำความสะอาดน้ำยางสดที่หกขณะถ่าน้ำยางสดลงบ่อรับน้ำ

ยางสด

2) การปั้นยาง

- น้ำล้างหัวปั่นน้ำยาง ต้องล้างทุก 2-3 ชั่วโมง เนื่องจากการอุดตันของหัวปั่นน้ำยางและการอุดตันของซี่ยางที่ท่อย้ำน้ำยาง

- น้ำเสียจากการล้างน้ำยาง ที่ล้นจากเครื่องปั่นน้ำยาง ระหว่างกระบวนการปั้นยาง

3) กระบวนการสกิม

- น้ำซีรัม ซึ่งมีปริมาณเนื้อยาง DRC 4-6% ส่วนประกอบที่เหลือเป็นน้ำหลังจาก ตกตะกอนยางสกิมแล้ว น้ำซีรัมจะถูกปล่อยลงสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย

- น้ำจากเครื่องรีดยาง เป็นน้ำที่ฉีดพ่นในการรีดยางเพื่อล้างกรดซัลฟูริกที่ติดอยู่ที่ ยางสกิมเพื่อให้ยางสกิมที่ได้มีคุณภาพดี

- น้ำล้างจากการทำฟอย เป็นน้ำที่ฉีดสู่ถาดรับยางฟอยเพื่อรักษาสภาพยางฟอยให้ เหมาะก่อนเข้าถาดอบแห้ง

4) ถังน้ำยางข้น

- น้ำจากการล้างทำความสะอาดถัง เพื่อลดการปนเปื้อนของน้ำยางข้น

จากรายงานการใช้น้ำในขั้นตอนย่อยของการผลิตน้ำยางข้น พบว่าปริมาณการใช้ น้ำในส่วนของการปั่นน้ำยางข้นมีมากที่สุด การล้างเครื่องปั่น 58% รองลงมาคือ น้ำซีรัม (จากการผลิตยางสกิม) 24% ปริมาณน้ำล้างพื้นและอื่นๆ 18% (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) ตามลำดับ โดยน้ำใช้ทั้งหมดมีการไหลมารวมกันที่บ่อคักยาง เพื่อเก็บเกี่ยวเนื้อยางข้นสุดท้าย ซึ่งรูปแบบการเก็บเกี่ยว ส่วนที่เป็นเนื้อยางในหางน้ำยางทำให้น้ำซีรัมถูกทิ้งเป็นน้ำเสียที่มีค่า pH ต่ำ และน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดยังคงมีเนื้อยางส่วนที่หลงเหลือจากการเก็บเกี่ยวไม่หมด ซึ่งส่งผลให้น้ำเสียนี้อาจมีความสกปรก ในรูปสารอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนสูง จากนั้นน้ำเสยรวมจะไหลเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปได้แก่ ระบบบำบัดไร้อากาศ ระบบแอกทิเวเต็ด-สลัดจ์ ดังนั้นลักษณะน้ำเสยรวมของอุตสาหกรรมน้ำยางข้นจากรายงานการวิจัยต่างๆ ดังตารางที่ 3 ส่วน ลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ดังตารางที่ 4

จากการศึกษาลักษณะทางกายภาพ เคมี ของน้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำยางข้น จะเห็นได้ว่ามีช่วงของลักษณะน้ำเสียที่กว้างในรูปของ COD SS SO_2^{-4} ที่มีค่าสูงกว่าน้ำเสยรวมประมาณ 2-3 เท่า ซึ่งทำให้ยากต่อการบำบัด โดยข้อมูลผลศึกษาลักษณะน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิมมีค่า BOD₅ โดยเฉลี่ย 10,489 มิลลิกรัมต่อลิตร COD ประมาณ 25,000-35,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (จรรยา อินทมณี, 2540 อังนิน พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544) เนื่องจากในกระบวนการผลิตยางสกิมมีการเติมกรดซัลฟูริก ทำให้น้ำเสียจากยางสกิมมี pH ที่ต่ำ (pH = 2-4) และมีปริมาณซัลเฟตสูงโดยมีค่า COD/ SO_2^{-4} น้อยกว่าหรือเท่ากับ 5 ดังนั้นถ้าจัดการแยกส่วนน้ำเสียที่มีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ที่สูงๆ ออกจากน้ำเสียที่มาจากกระบวนการอื่นที่สกปรกน้อย แต่มีปริมาณมากสามารถนำบำบัดได้ง่ายและบางครั้งอาจจะนำกลับมาใช้ในโรงงานได้ ซึ่งในปัจจุบันสรุประบบบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมน้ำยางข้นภาคใต้ที่นิยมใช้ทั่วไปมี 3 รูปแบบคือ

1) แบบที่มีการใช้ระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) โดยมีบ่อไร้อากาศ บ่อมีอากาศ- ไร้อากาศ และบ่อมีอากาศ

2) กลุ่มที่มีการใช้ระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) ร่วมกับบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoon)

3) กลุ่มที่มีการใช้ระบบบำบัดที่มีเทคโนโลยีสูงขึ้น ซึ่งได้แก่ระบบแอกติเวเต็ด-สลัดจ์ (Activated Sludge) หรือปฏิกรณ์ชั้นสลัดจ์แอนแอโรบิกแบบไหลขึ้น (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) UASB หรือ การใช้วิธีการประยุกต์โดยใช้ดิน (Land Application) (สมทิพย์ คำนธีรวิชัย และคณะ, 2545)

ตารางที่ 3 ลักษณะน้ำเสียรวมจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้น

ตัวแปรวิเคราะห์	ช่วงที่ศึกษาได้
ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตน้ำยางข้น (ลูกบาศก์เมตรต่อตันน้ำยางข้น)	2.30-9.14
ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตยางสกิม (ลูกบาศก์เมตรต่อตันยางสกิม)	4.0-50.0
pH	2.33-7.23
Temp (องศาเซลเซียส)	30.0
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	571-13,463
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	672-64,210
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	54-2,300
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	70-2,290
TP (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2.2-20.5
SO ₂ ⁻⁴ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	51-1,118
Mg (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4.8-136
H ₂ S (มิลลิกรัมต่อลิตร)	< 1

ที่มา: ดัดแปลงจาก แกมกาญจน์ รักษาพรหมณ์, 2539. สุพัตร เฉลียววงศ์, 2540. อาภรณ์ รักเกิด, 2541. พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544. อังไฉน กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2546 และสมทิพย์ ด้านธีรนิษฐ์ และคณะ, 2545

ตารางที่ 4 ลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม

ตัวแปรวิเคราะห์	ช่วงที่ศึกษาได้
ปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการผลิตยางสกิม (ลูกบาศก์เมตรต่อตันยางสกิม)	4.0-50.0
pH	2-4.1
Temp (องศาเซลเซียส)	27.8
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,000-12,510
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	25,000-35,000
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	787-2,000
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	350-500
SO ₂ ⁻⁴ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,500-5,000
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	30,690
NH ₃ -N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	406-2,834
TP (มิลลิกรัมต่อลิตร)	15
Mg (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,147

ที่มา : คัดแปลงจาก เกลิมพงษ์ และคณะ, 2549 และสมทิพย์ ด้านธีรวิชัย และคณะ, 2545

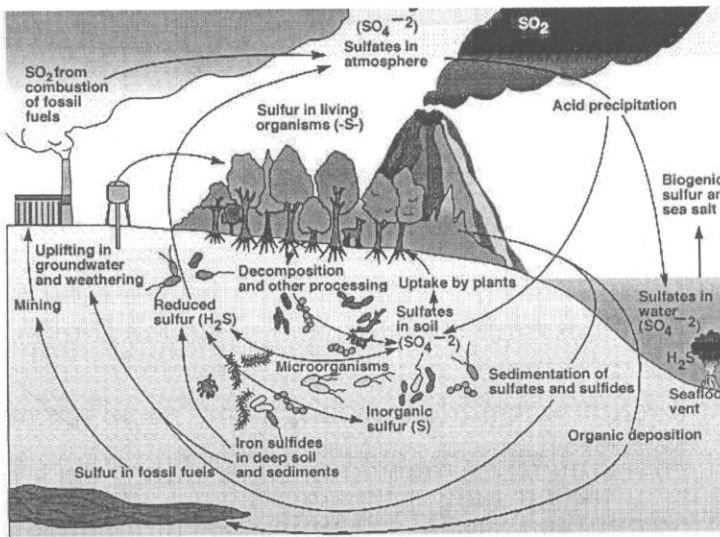
วิธีการบำบัดน้ำเสียดังกล่าวข้างต้นทั้ง ระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond)

ระบบบ่อเติมอากาศ และระบบแอกติเวจเต็ดสลัดจ์ มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงแต่พบว่าต้องใช้พื้นที่ขนาดใหญ่ และก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นซึ่งในปัจจุบันมีการพัฒนาการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ระบบการบำบัดแบบไร้อากาศแบบปิด ซึ่งจะทำให้ลดปัญหาเรื่องกลิ่นและทำให้ได้ก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นสามารถนำไปใช้เป็นพลังงานทดแทนได้ (Aumpai, 2008) ดังนั้นปัจจุบันระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดจึงได้มีการพัฒนาและประยุกต์ใช้มากขึ้นในประเทศไทย

1.2.3 การบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตปนเปื้อน

ซัลเฟอร์เป็นธาตุที่พบทั่วไปในธรรมชาติ ซึ่งอยู่ในรูปอิสระและสารประกอบ เช่น ในรูปของซัลเฟต หรือซัลไฟด์ ซึ่งจะมีการหมุนเวียนเปลี่ยนแปลงตลอดเวลาเป็นวัฏจักร ดังภาพประกอบที่ 2 แหล่งที่มาของกำมะถันได้มาจากการย่อยของอินทรีย์วัตถุ เช่น ซากของพืชและสัตว์โดยแบคทีเรียและราบางชนิด และสะสมเป็นดินหรือมีการตกตะกอนในน้ำทับถมเป็นถ่านหินและน้ำมันปิโตรเลียม ส่วนในบรรยากาศมีอยู่น้อยและมักจะได้จากการเผาไหม้ของเชื้อเพลิงซึ่งได้ซัลเฟอร์ไดออกไซด์ ก๊าซนี้เมื่ออยู่ในบรรยากาศจะรวมตัวกับละอองน้ำและตกลงมาเป็นเม็ดฝนของกรดกำมะถัน (H₂SO₄) ซึ่งจะกัดและทำให้สิ่งก่อสร้างต่างๆ สึกกร่อนและเป็นอันตรายต่อการหายใจ

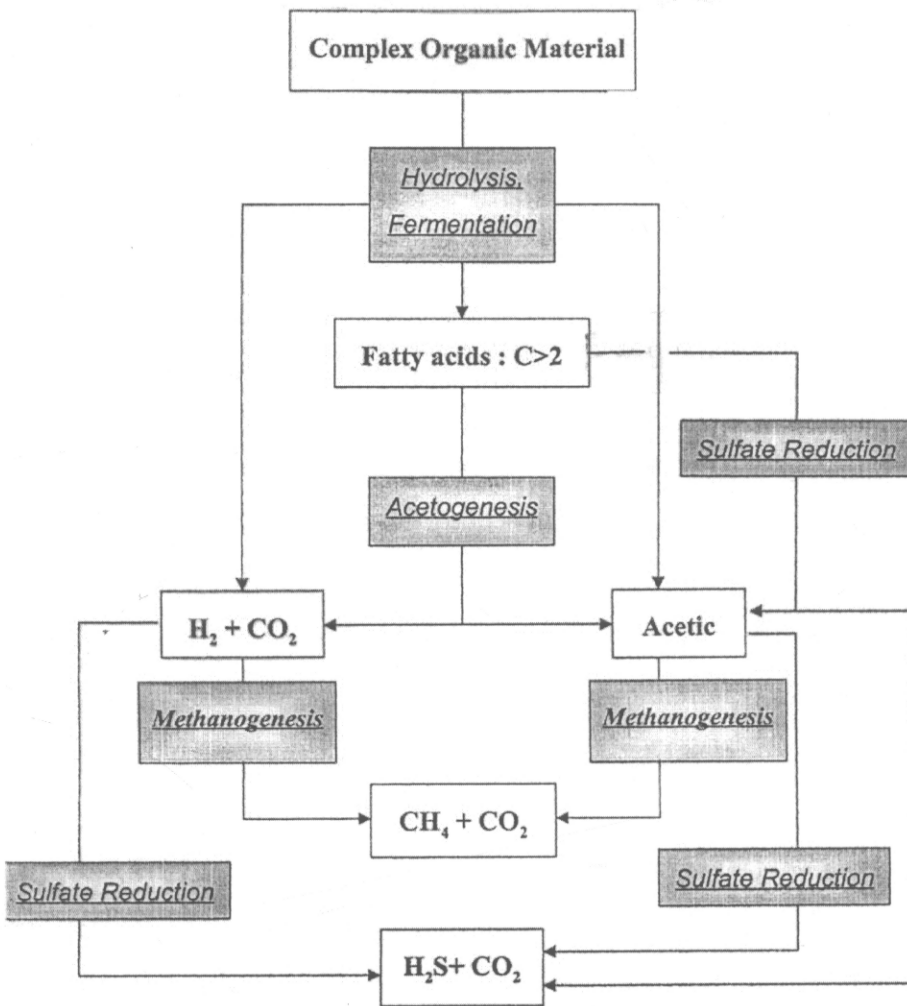
ของคน ปริมาณซัลเฟอร์ไดออกไซด์นี้จะถูกฝนชะล้างให้น้อยลงจากบรรยากาศ และเมื่อตกลงสู่พื้นดิน สิ่งมีชีวิตในดินจะเปลี่ยนเป็นซัลเฟต ซึ่งพืชจะนำไปใช้เป็นอาหารโดยตรง อย่างไรก็ตาม ซัลเฟตนี้อาจถูกเปลี่ยนกลับเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ใหม่เมื่ออยู่ในสภาพที่ไม่มีออกซิเจนโดย Sulfur Fixing Bacteria และไฮโดรเจนซัลไฟด์จะถูกเปลี่ยนเป็นซัลเฟตได้ใหม่โดยปฏิกิริยาของ Photosynthetic และ Chemosynthesis Sulfur Bacteria



ภาพประกอบที่ 2 วัฏจักรของซัลเฟอร์

ที่มา: (ศูนย์ส่งเสริมประสิทธิภาพการเรียนรู้, 2552)

โดยน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของซัลเฟตสูง มีการบำบัดหลายรูปแบบ เช่น การใช้โลหะหนักตกตะกอน การไล่อากาศ และการบำบัดแบบไร้อากาศ เป็นต้น ซึ่งการบำบัดแบบไร้อากาศในน้ำเสียที่มีซัลเฟตปนเปื้อน จะมีผลกระทบต่อการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ เนื่องจากซัลเฟตสามารถถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ที่จะไปยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ปลดปล่อยออกมา ทำให้ผลผลิตก๊าซมีเทนลดลง เกิดปัญหาการกัดกร่อนและมีกลิ่นที่รุนแรง ดังภาพประกอบที่ 3



ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศเมื่อมีซัลเฟตในน้ำเสีย
ภาพประกอบที่ 3 กลไกการสร้างมีเทน และซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ

ที่มา กรมควบคุมมลพิษ, 2548

จากภาพประกอบที่ 3 หากน้ำเสียมีซัลเฟต ซัลไฟด์ หรือ Oxidized Sulfur Compounds แบคทีเรียกลุ่ม Sulfate Reducing Bacteria (SRB) จะแข่งขันกับ Methanogens ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยใช้สารประกอบซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนปฏิกิริยานี้เรียก Sulfate Reduction แม้ว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศจะมุ่งผลิตมีเทนแต่ถ้ามีน้ำเสียมีซัลเฟตหรือซัลไฟด์ จะทำให้เกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชัน โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Sulfate Reducing Bacteria (SRB) ซึ่ง SRB แบ่งเป็น 3 พวก คือ SRB ที่กำจัดไฮโดรเจน SRB ที่กำจัดอะซิเตท และ SRB ที่กำจัดกรดอินทรีย์ระเหยโมเลกุลใหญ่ การเกิดปฏิกิริยารีดักชันซัลเฟต และสร้างซัลไฟด์ ก่อให้เกิดปัญหาต่าง ๆ ดังนี้

1) ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ลดลง เนื่องจากมีซัลไฟด์เกิดขึ้นในน้ำทิ้ง ซึ่งไฮโดรเจนซัลไฟด์ 1 กรัม สามารถวัดเป็น COD ได้ 2 กรัม

2) ซัลไฟด์บางส่วนกลายเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ หากนำก๊าซชีวภาพไปใช้จะต้องกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ออก หากนำก๊าซชีวภาพไปเผาจะทำให้เกิดก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ซึ่งก่อให้เกิดมลพิษทางอากาศ

3) การเกิดซัลเฟตริกซันต้องใช้อินทรีย์จากน้ำเสีย มีผลทำให้แหล่งคาร์บอนสำหรับสร้างมีเทนลดลง ผลผลิตก๊าซมีเทนลดลงด้วย

4) การเกิดซัลไฟด์ในน้ำทิ้งและในก๊าซชีวภาพ สร้างปัญหากรดกร่อนโลหะและสร้างกลิ่นเหม็น

5) ซัลไฟด์เป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ ทั้งแบคทีเรียสร้างมีเทน และแบคทีเรียรีดิวซ์ซัลเฟต ถ้ามีความเข้มข้นของซัลไฟด์สูง

ดังนั้นสำหรับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางสกิมที่มีซัลเฟตสูง ควรกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นก่อนการเข้าสู่กระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ โดยน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของซัลเฟตสูงมีการบำบัดหลายรูปแบบ เช่น การบำบัดทางเคมี การไล่อากาศ และการบำบัดแบบไร้อากาศ โดยงานวิจัยนี้เลือกใช้การตกตะกอนทางเคมี เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง

การตกตะกอนทางเคมี (Chemical Precipitation)

เป็นกระบวนการทางฟิสิกส์-เคมีที่เปลี่ยนสารที่อยู่ในรูปของสารละลายให้อยู่ในรูปตะกอน ซึ่งจะแยกออกจากสารละลายนั้นได้ การตกตะกอนทางเคมีขึ้นอยู่กับสถานะสมดุลทางเคมีที่มีผลต่อการละลายในน้ำของสารนั้นๆ ซึ่งการตกตะกอนทางเคมีเกิดขึ้นได้หลายวิธี โดยมีกระบวนการเป็นไปตามขั้นตอนใดขั้นตอนหนึ่งหรือหลายขั้นตอนรวมกัน ดังต่อไปนี้ (อุบลวรรณ กมลศิริประเสริฐ, 2536 อ้างใน วีระชาติ อินทร์ทอง, 2551)

1) ใส่สารเคมีซึ่งสามารถทำปฏิกิริยาโดยตรงกับสารที่ละลายในน้ำ เพื่อเปลี่ยนเป็นสารประกอบใหม่ซึ่งมีคุณสมบัติที่ละลายน้ำได้น้อย

2) ใส่สารซึ่งทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสถานะสมดุลของการละลายน้ำ (Solubility equilibrium) ให้เลื่อนมาถึงจุดที่สารละลายในน้ำไม่สามารถละลายได้อีกต่อไป จึงเกิดการรวมตัวและตกตะกอน

3) เปลี่ยนอุณหภูมิของสารละลายอิมตัว หรือเกือบอิมตัวไปในทิศทางที่ทำให้ค่าการละลายลดลงจนเปลี่ยนไปอยู่ในสถานะของแข็ง เนื่องจากค่าการละลายน้ำขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ

ในปัจจุบันสารเคมีที่นิยมใช้ในการกำจัดซัลเฟตมีหลายชนิดได้แก่

1) Ferric chloride (FeCl_3) ส่วนใหญ่นำมาใช้ในรูปของสารละลายเจือจาง ซึ่งตะกอนที่ได้มีขนาดใหญ่ และตะกอนมีสีน้ำตาลแดง

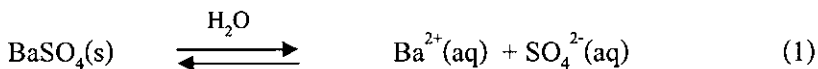
2) Barium chloride (BaCl_2) เป็นสารที่ใช้ตกตะกอนซัลเฟตไอออน (SO_4^{2-}) ในรูปของแบเรียมซัลเฟต ซึ่งมีประสิทธิภาพสูง (ร้อยละ 90)

3) Calcium Oxide (CaO) เป็นสารที่ราคาถูก สร้างตะกอนได้ดี

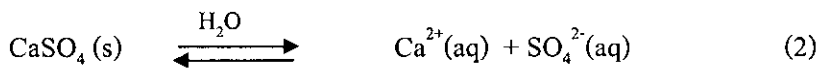
4) เถ้าลอย (fly ash) เป็นของเสียที่เกิดจากเตาเผาขยะ ซึ่งมีปริมาณ CaO ร้อยละ 57.73 แต่พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตต่ำ (ร้อยละ 2.4)

5) เถ้าจากไม้ยางพารา เป็นของเสียที่เกิดจากการเผาไม้ยางพารา ซึ่งมีปริมาณ CaO ร้อยละ 59.92 แต่พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตต่ำ (ร้อยละ 5.32)

จากข้อมูลดังกล่าวข้างต้นจะเห็นได้ว่ากระบวนการตกตะกอนทางเคมี (Precipitation) โดยการเติมเกลือแบเรียมหรือ แคลเซียมจากปูนขาวลงไป เป็นวิธีทางเลือกหนึ่งที่สามารถลดความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียได้ (Silva, *et al.*, 2001) โดยงานวิจัยครั้งนี้เลือกใช้แคลเซียมจากปูนขาว (CaO) เนื่องจากเป็นสารเคมีที่ราคาถูก และเกลือแบเรียม (BaCl_2) เนื่องจากมีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตสูง ซึ่งสารประกอบซัลเฟตส่วนใหญ่ละลายได้ ซึ่งค่าการละลาย (Solubility) ของแบเรียมซัลเฟต (BaSO_4) มีค่าน้อยมาก (1.14×10^{-5} โมลต่อลิตรหรือ 2.66 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ 25 องศาเซลเซียส) โดยการละลายของ แบเรียมซัลเฟต (BaSO_4) ในน้ำเกิดขึ้นดังสมการ (1)



สารประกอบแคลเซียมซัลเฟต (CaSO_4) มีค่าการละลาย (Solubility) ปานกลาง (5.10×10^{-3} โมลต่อลิตรหรือ 694 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ 25 องศาเซลเซียส) (Benatti, *et al.*, 2009) โดยการละลายของ แคลเซียมซัลเฟต (CaSO_4) ในน้ำเกิดขึ้นดังสมการ (2)



ซึ่งค่าการละลายของสารประกอบทำให้ทราบค่าคงที่ผลคูณสภาพละลายได้ (K_{sp}) สามารถใช้คำนวณความเข้มข้นที่มากที่สุดของไอออนที่ละลายได้ในสารละลาย ถ้าความเข้มข้นของสารประกอบซัลเฟตมากเกินไปจะทำให้เกิดการตกตะกอนสามารถแยกของแข็งออกจากของเหลวได้ ซึ่งจะทำให้กำจัดซัลเฟตในน้ำเสียได้ โดยสารอินทรีย์คาร์บอนจะนำไปบำบัดแบบไร้อากาศในระบบปิดต่อไป

1.2.4 ระบบบำบัดแบบไร้อากาศที่นิยมใช้ในอุตสาหกรรมฯ

1.2.4.1 การบำบัดแบบไร้อากาศ: ทฤษฎี ประสิทธิภาพ และข้อพิจารณาในการเลือกใช้

การบำบัดแบบไร้อากาศ นิยมใช้กันแพร่หลายมากขึ้น เนื่องจากสามารถประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ และได้พลังงานได้แก่ ก๊าซมีเทน ซึ่งเป็นก๊าซที่ใช้หุงต้ม และใช้ในการผลิตไฟฟ้าได้ โดยข้อดี-ข้อจำกัดของระบบบำบัดแบบไร้อากาศแสดงดังตารางที่ 5

ตารางที่ 5 ข้อดี-ข้อจำกัดของระบบบำบัดแบบไร้อากาศ

ข้อดี	ข้อจำกัด
<ol style="list-style-type: none"> 1. มีสลัดจ์ที่ต้องนำไปกำจัดและบำบัดน้อย 2. สลัดจ์ที่นำไปจัดการสามารถรีดน้ำออกได้ง่าย 3. ไม่ต้องการธาตุอาหารมากนัก 4. เกิดก๊าซมีเทนหรือก๊าซหุงต้มไปใช้เป็นพลังงานเชื้อเพลิงได้ดี 5. สามารถรับภาระอินทรีย์ได้มากมาย 6. ไม่ใช้พลังงานไฟฟ้า 	<ol style="list-style-type: none"> 1. ต้องควบคุม pH ในระบบให้ดี คือ ควบคุมระดับปริมาณต่างให้มีเพียงพอ (Alkalinity) 2. ใช้เวลาในการเริ่มเดินระบบค่อนข้างมาก 3. หลังจากน้ำเสียผ่านระบบบำบัดแบบไร้อากาศแล้ว ควรมีการบำบัดสุดท้ายด้วยระบบอื่น อาจเป็นระบบใช้อากาศ ระบบบำบัดธรรมชาติ ระบบกรอง หรือระบบทางเคมี

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543

1) กระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production Process)

ก๊าซชีวภาพเป็นก๊าซที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายอินทรีย์สารโดยแบคทีเรียในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน องค์ประกอบส่วนใหญ่ของก๊าซชีวภาพ คือ ก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในระหว่างการเกิดปฏิกิริยาซึ่งอินทรีย์สารจะถูกย่อยสลายและบางส่วนจะถูกนำไปใช้เพื่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย สำหรับการเกิดกระบวนการนี้ค่อนข้างซับซ้อนเพราะต้องอาศัยแบคทีเรียหลายชนิดและขึ้นอยู่กับองค์ประกอบทางเคมีของวัตถุดิบที่นำมาใช้(รณ ไชยศรี, 2550) ผลผลิตที่สำคัญของกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไร้อากาศ คือ ก๊าซมีเทนซึ่งในกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนจะอาศัยแบคทีเรียที่สำคัญอยู่ 2 กลุ่ม คือ กลุ่มที่ไม่สร้างมีเทน (Non-Methanogenic Bacteria) และกลุ่มที่สร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria) ซึ่งแบ่งได้เป็น 3 ขั้นตอนและสรุปดังภาพประกอบที่ 4 ดังต่อไปนี้

ก) การย่อยสลาย (Hydrolysis)

สำหรับระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียสร้างกรดจะทำหน้าที่ย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ เช่น ไขมัน โปรตีน และคาร์โบไฮเดรต เป็นต้น ให้มีขนาดเล็กลง โดยการผลิตเอนไซม์ขึ้นภายในเซลล์และปล่อยเอนไซม์ออกมานอกเซลล์ เอนไซม์ที่ออกมาจะช่วยลดพลังงานกระตุ้นของปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของสารอินทรีย์และช่วยเร่งอัตราการเกิดปฏิกิริยาให้เร็วขึ้น แต่เอนไซม์เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและตัวทำปฏิกิริยา ดังนั้นแบคทีเรียต้องสร้างเอนไซม์ที่ใช้ได้เฉพาะกับสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เช่น ต้องใช้อะไมเลส (Amylase) ย่อยสลายแป้งและไกลโคเจนให้เป็นน้ำตาล หรือใช้เอนไซม์ไลเปส (Lipase) และเอสเตอเรส (Esterases) ย่อยสลายไขมันและไลปิดให้เป็นกลีเซอรอล และกรดไขมัน หรือต้องใช้เอนไซม์โปรติส ย่อยสลายโปรตีนให้กลายเป็นกรดอะมิโน (กรมควบคุมมลพิษ, 2546)

ข) การสร้างกรด (Acid Formation)

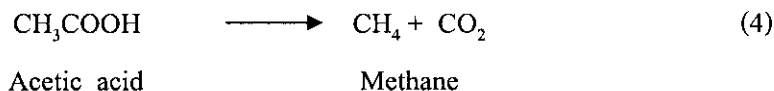
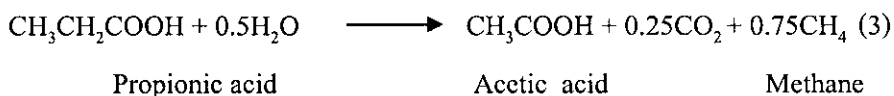
ขั้นตอนนี้แบคทีเรียจะย่อยสลายสารโมเลกุลที่เล็กลงซึ่งเกิดจากการแตกตัวของสารโมเลกุลใหญ่จากขั้นตอนแรกเปลี่ยนเป็นกรดอินทรีย์ (Organic acid) ได้แก่ กรดอะซิติก น้ำ และคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น โดยอาศัยกลุ่มของแบคทีเรีย ที่อยู่ได้ทั้งในสภาพที่มีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน หรืออาจเรียกว่าเป็น พวก Acid former bacteria ขั้นตอนนี้จะอาศัยแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรด เช่น *Bacillus sp.*, *Micrococcus sp.*, *Clostridium spp.*, *Pseudomonas sp.* เป็นต้น โดยส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียชนิดที่ไม่ต้องการอากาศ 99 % และพบแบคทีเรียพวกนี้ต้องการอากาศเพียง 1% เท่านั้น แบคทีเรียเหล่านี้จัดอยู่ในกลุ่มพวกที่ไม่สร้างมีเทน ซึ่งจะใช้สารประกอบเคมีโมเลกุลขนาดเล็ก ได้แก่ โมโนแซคคาไรด์ ไดแซคคาไรด์ กรดไขมันกลีเซอไรด์ กรดอะมิโน และเปปไทด์ ที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนแรกเป็นแหล่งคาร์บอนในการเจริญเติบโต โดยผลผลิตหลักที่สำคัญจากกระบวนการนี้คือ กรดไขมันระเหยง่าย คาร์บอนไดออกไซด์ และแอมโมเนีย (รณชัย ไชยศรี, 2550)

ค) การสร้างมีเทน (Methane Formation, Methanogenesis)

ในขั้นตอนนี้แบคทีเรียอีกกลุ่มหนึ่งที่เรียกว่า Methanogens หรือ Methane Forming Bacteria สามารถเปลี่ยนกรดอะซิติกและก๊าซไฮโดรเจนไปเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้จะขึ้นอยู่กับปริมาณของกรดอะซิติก โดยแบคทีเรียกลุ่มนี้เป็นชนิดที่ต้องอยู่ในสภาวะไร้อากาศเท่านั้น ซึ่งมีการสร้างก๊าซมีเทนได้ 2 ทางคือ

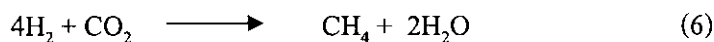
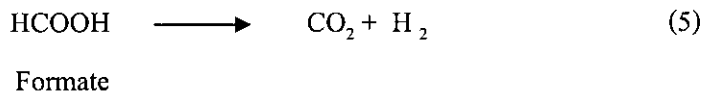
-การสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก

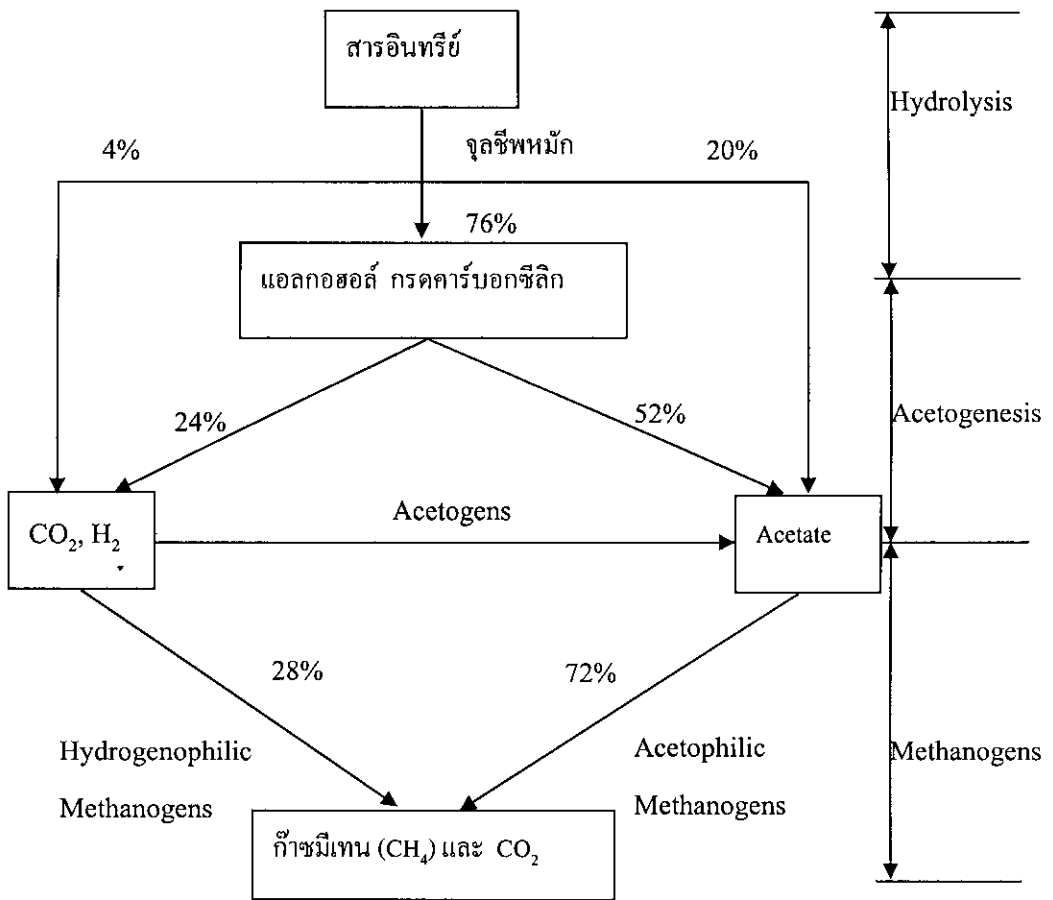
กรดโพรพิโอนิกจะถูกเปลี่ยนเป็นกรดอะซิติก โดยที่กรดอะซิติกสามารถเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทนได้ประมาณ 72% ของก๊าซมีเทนทั้งระบบ ดังสมการที่ (3) และ (4)



-การสร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน

ฟอร์มेटจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน โดยที่ก๊าซทั้งสองชนิดสามารถเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทนได้ประมาณ 28% ของก๊าซมีเทนทั้งระบบ ดังสมการที่ (5) และ (6)





ภาพประกอบที่ 4 การย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศทั้งสามขั้นตอน

2) สถานะการเดินระบบบำบัดแบบไร้อากาศ : ปัจจัยต่างๆที่ต้องควบคุมซึ่งสรุปปัจจัยที่สำคัญ ดังนี้

ก) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการผลิตก๊าซมีเทนแบ่งได้เป็น 2 ช่วง คือ อุณหภูมิปานกลาง (30-40 องศาเซลเซียส) และอุณหภูมิสูง (50-60 องศาเซลเซียส) โดยระบบต้องการอุณหภูมิในระบบอย่างน้อยต้องสูงกว่า 20 องศาเซลเซียสในการผลิตก๊าซมีเทน และพบว่าถ้าระบบอยู่ในช่วงอุณหภูมิ 15-40 องศาเซลเซียส (Mesophilic) การผลิตก๊าซมีเทนในระบบบำบัดแบบไร้อากาศจะเพิ่มขึ้นเกือบ 2 เท่าเมื่อเพิ่มอุณหภูมิเพิ่มขึ้น 10 องศาเซลเซียส ในช่วง Mesophilic

ข) พีเอช (pH)

ระบบบำบัดแบบไร้อากาศต้องการ pH ประมาณ 7-8 ซึ่งบ่อยครั้งพบว่า pH ในระบบบำบัดน้ำเสียมีค่า 3-4 ซึ่งไม่เป็นผลดีต่อระบบ ดังนั้นอาจใช้ปูนขาวหรือด่างชนิดอื่นๆ ใส่ลงไปเพื่อให้ pH ในระบบมีค่าสูงขึ้น โดย pH ของระบบที่เหมาะสมกับแบคทีเรียสร้างมีเทนพบว่าอยู่ในช่วง 6.5-7.5 ส่วน pH ที่เหมาะสมกับแบคทีเรียสร้างกรดพบว่าอยู่ในช่วง 3.5-7.5 ดังนั้นในระบบบำบัดแบบไร้อากาศทั่วไปควรมีการควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 6.5-8 เพื่อให้แบคทีเรียแต่ละกลุ่มสามารถเจริญเติบโตได้

ค) ค่าความเป็นกรดต่าง

ค่าความเป็นกรดต่างในระบบใช้ค่า Alkalinity สำหรับแสดงค่าความเป็นกรดและ กรดไขมันระเหยง่ายสำหรับแสดงความเป็นกรด โดยค่าที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 2,000-3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร as CaCO_3 และค่ากรดไขมันระเหยง่ายควรอยู่ในช่วง 50-500 มิลลิกรัมต่อลิตรของ Acetic ซึ่งค่า Alkalinity ต้องมีเพียงพอเพื่อรักษา pH ในระบบบำบัด

ง) ความต้องการสารอาหาร

ความต้องการสารอาหารในระบบบำบัดแบบไร้อากาศจะน้อยกว่าการบำบัดแบบใช้อากาศ โดยอัตราส่วนของค่า BOD:N:P ที่เหมาะสมต่อการผลิตมีเทนควรมีอัตราส่วนเท่ากับ 100:0.5:0.1 หรือ COD:N:P ควรอยู่ในช่วง 42-150 : 0.7 : 0.1 ซึ่งการควบคุมให้ระบบมีอัตราส่วนของสารอาหารที่เหมาะสมมีผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด

จ) การกวน (Mixing)

การกวนในระบบบำบัดมีความจำเป็นในการบำบัดน้ำเสีย เพื่อให้จุลชีพกับน้ำเสียสัมผัสกันทั่วถึงตลอดเวลา ถ้าการกวนไม่ทั่วถึงอาจทำให้จุลชีพส่วนหนึ่งตกตะกอนอยู่ในถัง ทำให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง นอกจากนี้การกวนที่พอเพียงสามารถควบคุม pH ได้ และทำให้ขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาการเกิดก๊าซมีเทนเป็นไปได้ด้วยดี

ฉ) โลหะหนัก

โลหะหนักที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศโดยไปยับยั้งกิจกรรมของแบคทีเรีย คือ โครเมียม ทองแดง นิกเกิล แคดเมียม และสังกะสี โดยความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้โดยการเติมซัลไฟด์ลงไปเพื่อตกตะกอน ทำให้สามารถแยกออกมาน้ำเสียได้

ช) ซัลไฟด์

ซัลเฟตในระบบบำบัดเป็นตัวรีบิเล็กตรอน ณ สภาพไร้อากาศ ซึ่งส่งผลให้เกิดพวกซัลไฟด์เกิดขึ้นในระบบ โดยซัลไฟด์เป็นตัวยับยั้งปฏิกิริยาผลิตก๊าซมีเทนในระบบ ดังนั้นจึงควรควบคุมไม่ให้มีซัลเฟตในระบบสูงเกินไป ซึ่งอาจใช้โลหะหนักในการตกตะกอนผลิตภัณฑ์

สำนักทรัพยากรการเรียนรู้คุณหญิงหลงฯ อนุรักษ์วิสุทธร

ซัลไฟด์ โดยอาจใช้เหล็กเติมผสมลงไปเพื่อกำจัดความเป็นพิษของซัลไฟด์หรืออาจใช้การไล่อากาศ (Stripping) เพื่อกำจัดซัลไฟด์ ซึ่งการยับยั้งการเกิดก๊าซมีเทนในระบบมีสองขั้นตอนคือ มีแบคทีเรียลดออกซิเจนจากซัลเฟต (Sulfate-Reducing Bacteria) เกิดขึ้นในระบบบำบัด ทำให้แบคทีเรียผลิตมีเทนลดลง และแบคทีเรียผลิตมีเทนจะลดลงเมื่อมีพวกซัลไฟด์ในระบบมากกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

1.2.4.2 ภาพรวมการประยุกต์ใช้สำหรับน้ำเสียอุตสาหกรรม

การบำบัดแบบไร้อากาศเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพที่ใช้อย่างแพร่หลายนั้นมีหลายรูปแบบด้วยกัน ขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของน้ำเสีย/ของเสีย โดยสรุปรูปแบบเทคโนโลยีที่ใช้ในประเทศไทย ตามแหล่งที่มาของของเสียได้ดังต่อไปนี้

1) ระบบก๊าซชีวภาพของอุตสาหกรรมทางการเกษตร

ปัจจุบัน ประเทศไทยมีโรงงานอุตสาหกรรมทางการเกษตร มากกว่า 5,000 โรงงาน ทั้งขนาดใหญ่และขนาดกลางกระจายทั่วประเทศ ซึ่งส่วนใหญ่เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียยังคงใช้ระบบบ่อเปิด (Open pond) แต่มีแนวโน้มว่าเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศได้รับความสนใจเพิ่มมากขึ้น ได้แก่ โรงงานอุตสาหกรรมอาหาร โรงงานน้ำตาล โรงงานแป้งมันสำปะหลัง โรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม โรงฆ่าสัตว์ เป็นต้น

2) ระบบก๊าซชีวภาพของฟาร์มเลี้ยงสัตว์

สำหรับประเทศไทย ฟาร์มเลี้ยงสัตว์ที่มีการใช้เทคโนโลยีระบบก๊าซชีวภาพมากที่สุด คือ ฟาร์มสุกร โดยแบ่งกลุ่มฟาร์มสุกรออกเป็น 3 กลุ่ม ดังนี้

- ฟาร์มขนาดใหญ่ หรือ ฟาร์มเลี้ยงสุกรประเภท ก (เทียบเท่าจำนวนสุกรขุนมากกว่า 5,000 ตัว หรือ มากกว่า 600 หน่วยปศุสัตว์ เมื่อ หนึ่งหน่วยปศุสัตว์ = 500 กิโลกรัม) เทคโนโลยีระบบก๊าซชีวภาพที่ใช้ ได้แก่ (UASB), High Suspension Solids - Upflow Anaerobic Sludge Blanket (HSS-UASB) และ Covered Lagoon

- ฟาร์มขนาดกลาง หรือ ฟาร์มเลี้ยงสุกรประเภท ข (เทียบเท่าจำนวนสุกรขุนตั้งแต่ 500 - 5,000 ตัว หรือ 60 - 600 หน่วยปศุสัตว์) เทคโนโลยีระบบก๊าซชีวภาพที่ใช้ ได้แก่ Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB), Medium Farms Channel-Upflow Anaerobic Sludge Blanket -1 (MC-UASB-1) และ Covered Lagoon

- ฟาร์มขนาดเล็ก ฟาร์มเลี้ยงสุกรประเภท ค (เทียบเท่าจำนวนสุกรขุน 50 - 500 ตัว หรือ 6 - 60 หน่วยปศุสัตว์) เทคโนโลยีระบบก๊าซชีวภาพที่ใช้ ได้แก่ Fixed Dome และ Covered Lagoon

3) ระบบผลิตก๊าซชีวภาพกับน้ำเสียอุตสาหกรรม

การประยุกต์ใช้ระบบหมักผลิตก๊าซชีวภาพกับน้ำเสียอุตสาหกรรมของประเทศไทย ในช่วงแรกมีวัตถุประสงค์เพื่อลดค่าใช้จ่ายการบำบัด รูปแบบระบบส่วนใหญ่เป็นบ่อหมัก โดยก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะถูกปล่อยทิ้งสู่บรรยากาศ นอกจากสูญเสียก๊าซชีวภาพแล้ว ยังมีปัญหากลิ่นเหม็นรบกวนจากบ่อหมัก และระบบที่ใช้ช่วงแรกๆต้องการพื้นที่มากในการสร้างบ่อหมัก ดังนั้นปัจจุบันการใช้ระบบบ่อหมักจึงน้อยลง ระบบ Anaerobic Filter (AF) มักนิยมใช้กับน้ำเสียปริมาณน้อย ๆ เช่น น้ำเสียจากโรงงานผลิตถั่วเขียว เป็นต้น ก๊าซชีวภาพยังคงไม่ถูกนำไปใช้ประโยชน์ ทั้งนี้เนื่องจากมีปริมาณน้อย และจุดประสงค์หลักเพื่อการบำบัดน้ำเสีย โดยการนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมาใช้ประโยชน์นั้น มีเพียงไม่กี่โรงงานที่มีปริมาณก๊าซชีวภาพผลิตได้สูง และสามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้

โรงงานกลุ่มสุรา เป็นอุตสาหกรรมกลุ่มแรกที่มีการนำเทคโนโลยีผลิตก๊าซชีวภาพเข้ามาใช้อย่างเป็นทางการข้อมูลดังตารางที่ 6 โดยน้ำเสียของโรงงานสุรา ซึ่งเรียกว่าน้ำกากสำมี ความเข้มข้นสารอินทรีย์สูงมาก โดยวัดในรูป BOD เท่ากับ 30,000 – 50,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และ COD เท่ากับ 100,000 – 120,000 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังมีสีน้ำตาลเข้ม โดยอดีตโรงงานไม่มีระบบบำบัดน้ำเสีย จึงก่อปัญหาอย่างมากต่อชุมชนที่อาศัยอยู่ใกล้เคียง ดังนั้นทางโรงงานจึงถูกบังคับให้แก้ไขปัญหาดังกล่าวโดยเร่งด่วนจึงได้นำเทคโนโลยีการเผามาใช้และยังคงใช้อยู่ที่โรงงานสุราบางยี่ขัน ถึงแม้ว่าวิธีการเผาจะสามารถกำจัดน้ำเสียได้หมดสิ้น แต่พบว่ามีค่าใช้จ่ายสูงมาก ดังนั้นต่อมาโรงงานสุราทุกแห่งจึงหันมาใช้เทคโนโลยีผลิตก๊าซชีวภาพแทน โดยค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำกากสำแปรผันอยู่ในช่วง 55,000-150,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งขึ้นกับคุณสมบัติกากน้ำตาลที่ใช้ในการผลิตอัตราป้อนสารอินทรีย์เหมาะสมอยู่ในช่วง 3-5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ประมาณ 60% ที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 4.5 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ระบบหมักสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ประมาณ 3,200 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งสามารถช่วยลดการใช้ น้ำมันเตาในการผลิตไอน้ำประมาณ 30% คิดเป็นเงินประมาณ 1.5 ล้านบาทต่อปี (กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน, 2551)

ตารางที่ 6 ประสิทธิภาพระบบผลิตก๊าซชีวภาพของโรงงานสุราในกลุ่มสุราทิพย์ในช่วงเดือน
สิงหาคม 2541

จังหวัด	อัตราน้ำเสีย (m ³ /d)	ซีโอดี (mg/l)	อัตราค่าภาระ บรรทุกสารอินทรีย์ (kgCOD/m ³ /d)	ประสิทธิภาพ การกำจัด COD (%)	ประสิทธิภาพการผลิต ก๊าซชีวภาพ (m ³ /d)
ปราจีนบุรี	90	136,000	4.20	77	2,394
บุรีรัมย์	90	155,000	4.62	58	3,967
อุบลราชธานี	157	86,000	4.64	57	3,673
ขอนแก่น	24	69,000	0.55	39	-
หนองคาย	137	55,000	2.53	63	2,949
เชียงใหม่	65	135,000	2.94	54	3,224
อุดรดิตถ์	138	75,000	3.41	66	3,410
นครสวรรค์	96	106,000	3.38	41	2,632
กาญจนบุรี	104	90,000	3.16	63	2,798
สุราษฎร์ธานี	66	127,000	7.18	61	4,059

ที่มา : ศูนย์ประสานงาน โครงการส่งเสริมเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ, 2551

สำหรับอุตสาหกรรมภาคใต้กลุ่มอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม ได้มีการนำระบบบำบัดแบบไร้อากาศมาประยุกต์ใช้ เช่น บริษัทเอเชียน้ำมันปาล์ม จำกัด เป็นโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มดิบ ในจังหวัดกระบี่ มีกำลังการผลิตน้ำมันปาล์มดิบ 41,000 ตันน้ำมันดิบต่อปี จากจำนวนของผลปาล์มสด 216,000 ตัน เคยประสบปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นและน้ำทิ้งจากกระบวนการผลิต เพราะไม่มีระบบการบำบัดที่ดี จนถูกชาวบ้านในพื้นที่ใกล้เคียงร้องเรียน และเกือบถูกกรมโรงงานอุตสาหกรรมสั่งปิดโรงงาน แต่เมื่อโรงงานนำระบบบำบัดแบบไร้อากาศสำหรับระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบสัมผัส โดยใช้ถังกวนผสม (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) มาประยุกต์ใช้ทำให้สามารถแก้ปัญหาดังกล่าวได้ ในปัจจุบันบริษัทฯ ได้นำก๊าซชีวภาพมาใช้เป็นเชื้อเพลิงทดแทนในการผลิตกระแสไฟฟ้าได้ประมาณ 2 ล้านหน่วยต่อปี สำหรับใช้ภายในโรงงานเอง และยังมีส่วนที่เหลือใช้ได้ส่งจำหน่ายให้การไฟฟ้าส่วนภูมิภาค คิดเป็นรายได้จากการขายไฟฟ้าสูงกว่า 4.9 ล้านบาทต่อปี

(ศูนย์ประสานงานโครงการส่งเสริมเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ, 2551) และอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์มในจังหวัดชุมพร เลือกใช้เทคโนโลยีระบบการบำบัดน้ำเสียไร้อากาศ โดยใช้แบบถังกวนผสมแบบ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) ขนาด 6,000 ลูกบาศก์เมตร และแบบระบบไร้อากาศแบบไหลขึ้น (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB) ขนาด 400 ลูกบาศก์เมตร เพื่อบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตน้ำมันปาล์มดิบ 500-700 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน และน้ำเสียจากกระบวนการผลิตน้ำมันปาล์ม (Refinery Oil) 300 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยระบบก๊าซชีวภาพเริ่มเปิดใช้ในปี 2550 นี้ และสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างดี มีความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพได้ 15,000-22,000 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยได้ป้อนเข้าหม้อต้มไอน้ำ เพื่อผลิตไฟฟ้า และผลิตไอน้ำใช้ในกระบวนการผลิตภายในโรงงาน การใช้ก๊าซชีวภาพได้ไปทดแทนเชื้อเพลิงชีวมวล เช่น กะลา และทะลายปาล์ม ซึ่งเป็นเชื้อเพลิงดั้งเดิม ทั้งระบบ 40,000-60,000 กิโลกรัมต่อวัน มีมูลค่าการประหยัดโดยไม่ต้องซื้อ เท่ากับ 100,000-150,000 บาทต่อวัน นอกจากนี้ระบบยังผลิตปุ๋ยอินทรีย์แห้งได้ 5,000 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน มูลค่าเท่ากับ 5,000 บาทต่อวัน และนำน้ำปุ๋ยจากระบบกลับไปหมუნเวียนมาใช้ในสวนปาล์มได้ 600 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน เท่ากับ 1,200 บาทต่อวัน (สำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน, 2551)

โรงงานกลุ่มแป้งมันสำปะหลังได้นำเทคโนโลยี ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ไร้อากาศประสิทธิภาพสูงนำไปประยุกต์ใช้ในโรงงานแป้งมันสำปะหลัง 4 โรงงานคือ โรงงานชลเจริญ โรงงานชัยภูมิพืชผล โรงงานแป้งมันตะวันออก และ โรงงานสิมาอินเตอร์โปรดักส์ ทั้ง 4 โรงงานจะผลิตก๊าซชีวภาพได้รวมกัน ไม่ต่ำกว่า 15.36 ล้านลูกบาศก์เมตรต่อปี หรือ 230.4 ล้านลูกบาศก์เมตร ตลอดอายุใช้งานของระบบ 15 ปี ซึ่งนำมาทดแทนน้ำมันเตาในกระบวนการผลิตของโรงงาน ทำให้เกิดการอนุรักษ์พลังงานเทียบเท่าน้ำมันเตา 7.2 ล้านลิตรต่อปี หรือ 108 ล้านลิตร ตลอดอายุใช้งานของระบบ 15 ปี คิดเป็นมูลค่าถึง 1,512 ล้านบาท (ราคาน้ำมันเตา 14 บาทต่อลิตร) ซึ่งจากการทดลองเดินระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพที่โรงงานชลเจริญในปัจจุบันพบว่า สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทดแทนการใช้ น้ำมันเตาได้ 100% ของกระบวนการผลิต ช่วยให้โรงงานประหยัดค่าเชื้อเพลิงได้ประมาณ 24 ล้านบาทต่อปี (คิดจากราคาน้ำมันเตา 14 บาทต่อลิตร) นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ไร้อากาศ และผลิตก๊าซชีวภาพนี้ได้ถูกนำไปใช้งานจริงในระดับโรงงานอุตสาหกรรม โดยโรงงานผลิตแป้งข้าว จังหวัดนครปฐม ได้ก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียขนาด 5,200 ลูกบาศก์เมตร ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ 80-90% ลดพื้นที่ในการก่อสร้างระบบได้ประมาณ 1 ใน 3 ลดปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็น และการร้องเรียนจากชุมชนข้างเคียง รวมทั้งลดปริมาณการใช้สารเคมีได้มากกว่า 80% เมื่อเทียบกับระบบเดิมที่เป็นบ่อเปิด ระบบนี้ดำเนินการมาตั้งแต่ปี 2543 และยังมีเสถียรภาพที่ดีผลิตก๊าซชีวภาพได้ประมาณ 2,500

ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ในขณะที่การบำบัดน้ำเสียที่โรงงานอุตสาหกรรมเป็งม้นโดยทั่วไปนิยมใช้ระบบบำบัดแบบบ่อเปิด ซึ่งใช้พื้นที่ไม่ต่ำกว่า 100 ไร่ มีปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นรบกวนชาวบ้าน บริเวณใกล้เคียง และระบบมีประสิทธิภาพต่ำในการบำบัดน้ำเสีย ทำให้โรงงานแต่ละโรงเสียค่าใช้จ่ายสารเคมีในการบำบัดไม่ต่ำกว่าเดือนละสองแสนบาท ที่สำคัญที่สุดคือ การปลดปล่อยมลพิษสู่สิ่งแวดล้อม เช่น กรณีของก๊าซเรือนกระจก ซึ่งถูกนำมาเป็นข้อกีดกันทางการค้าที่ประเทศผู้ส่งออกต้องถือปฏิบัติให้เป็นไปตามมาตรฐานที่เข้มงวด ดังนั้น การส่งเสริมการนำน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารมาใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพ นอกจากจะสามารถใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทนสำหรับใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมเองแล้ว ยังช่วยแก้ปัญหาเรื่องสิ่งแวดล้อม และลดต้นทุนการบำบัดน้ำเสียได้อีกทางหนึ่ง การบำบัดน้ำเสียเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพจึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่สำคัญในสถานะที่การใช้พลังงานของประเทศไทยและราคาน้ำมันในตลาดโลกเพิ่มขึ้น (ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีชีวภาพแห่งชาติ, 2550)

สำหรับการนำระบบบำบัดแบบไร้อากาศมาประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรมน้ำยางขึ้นพบว่าในประเทศไทยมีจำนวน 1 รายเท่านั้น คือ บริษัท ฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางขึ้น จำกัด โดยได้นำระบบไร้อากาศแบบ UASB มาใช้บำบัดน้ำเสีย ซึ่งมีกำลังการผลิตในสัดส่วนของน้ำยางขึ้น 60% หรือประมาณ 12,000 ตันต่อปี และขางแท่ง 40% หรือประมาณ 9,500 ตันต่อปี ขณะที่กำลังการผลิตสูงสุดสำหรับการผลิตน้ำยางขึ้นได้ถึง 30,000 ตันต่อปี และขางแท่ง 12,000-15,000 ตันต่อปี ซึ่งในกระบวนการผลิตน้ำยางฯ โดยเฉลี่ยจะมีน้ำเสียเกิดขึ้นประมาณ 300-800 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยมีแนวโน้มว่าในอนาคตจะมีการนำระบบบำบัดแบบไร้อากาศมาประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรมน้ำยางขึ้นเพิ่มขึ้น

จากข้อมูลดังกล่าวข้างต้นแสดงให้เห็นว่า เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรมที่มีน้ำเสียค่าการระบรทุกสูงๆ ได้อย่างดี ในอนาคตการส่งเสริมการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทน จึงเป็นแนวทางเลือกหนึ่งที่สำคัญสำหรับโรงงานอุตสาหกรรมที่มีส่วนช่วยให้ประเทศไทยลดการนำเข้าพลังงานที่นับวันจะมีมูลค่าสูงขึ้น รวมทั้งเป็นการเพิ่มฐานะการแข่งขันของประเทศในระยะยาว ทั้งในด้านการรักษาความสามารถในการแข่งขันการส่งออกผลิตภัณฑ์แปรรูปการเกษตรในตลาดต่างประเทศ และลดมูลค่าการนำเข้าน้ำมัน เนื่องจากช่วยลดการกีดกันทางการค้า และการขาดดุลการค้าไม่ต้องสูญเสียเงินตราต่างประเทศ ควบคู่กับการรักษาสิ่งแวดล้อม และการเร่งพัฒนาแหล่งพลังงานทดแทนในประเทศให้กลายเป็นแหล่งพลังงานที่ยั่งยืนต่อไป

4) คุณสมบัติของก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพเป็นแหล่งพลังงานที่สามารถผลิตขึ้นใช้เองได้อย่างต่อเนื่องสม่ำเสมอ ซึ่งสามารถชดเชยหรือทดแทนการใช้เชื้อเพลิงต่าง ๆ กับอุปกรณ์ที่ต้องการความร้อนจากเชื้อเพลิงได้เป็นอย่างดี เช่น ทดแทนการใช้ก๊าซหุงต้มในครัวเรือน เครื่องอบแห้ง หม้อต้มไอน้ำ ระบบทำความเย็นแบบดูดซึม รวมถึงการใช้ในรูปของแสงสว่างกับตะเกียง หรือใช้กับเครื่องยนต์สำหรับสูบน้ำหรือผลิตพลังงานไฟฟ้าเพื่อใช้กับอุปกรณ์ไฟฟ้าต่างๆภายในโรงงาน ในการทดแทนทางด้านพลังงานดังตารางที่ 7 โดยเทียบจากปริมาณก๊าซชีวภาพ 1 ลูกบาศก์เมตร สามารถทดแทนพลังงานจากเชื้อเพลิงชนิดต่างๆ ดังสรุปต่อไปนี้

ก๊าซหุงต้ม	0.46 ลิตร
น้ำมันเตา	0.55 ลิตร
น้ำมันดีเซล	0.60 ลิตร
น้ำมันเบนซิน	0.60 ลิตร
ฟืนไม้	1.50 กิโลกรัม
พลังงานไฟฟ้า	1.20 กิโลวัตต์ชั่วโมง

ทั้งนี้ปริมาณความร้อนที่ได้จะขึ้นอยู่กับปริมาณของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพ ซึ่งโดยทั่วไปในการหมักน้ำเสียโดยใช้ระบบบำบัดแบบไร้อากาศจะมีปริมาณของก๊าซมีเทนขั้นต่ำอยู่ที่ประมาณ 60 - 65% (สำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน, 2551)

ตารางที่ 7 รูปแบบการใช้ก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทน

ประเภทโรงงาน อุตสาหกรรม	จำนวน (ราย)	ทดแทนการใช้เชื้อเพลิง				ผลิตไฟฟ้า		
		ชนิดเชื้อเพลิง	ปริมาณที่ทดแทน	หน่วย	มูลค่าเชื้อเพลิงที่ ทดแทน (บาทต่อปี)	กำลังการผลิต (กิโลวัตต์)	ปริมาณไฟฟ้าที่ผลิตได้ (กิโลวัตต์ต่อปี)	มูลค่าไฟฟ้าที่ผลิต ได้(บาทต่อปี)
1.อุตสาหกรรมแป้ง	8	น้ำมันเตา	21,698,885	ลิตรต่อปี	309,410,096	13,424	86,732,654	230,819,080
2.น้ำมันปาล์ม	13	ชีวมวล	2,989	ตันต่อปี	5,978,477	17,156	86,490,326	273,142,332
3.โรงงานเอทานอล	6	ถ่านหิน	18,764	ตันต่อปี	44,095,218	4,600	47,677,745	137,528,975
		ชานอ้อย	30,000	ตันต่อปี	10,497,600	-	-	-
		น้ำมันเตา	27,577,500	ลิตรต่อปี	201,396,206	-	-	-
4.อุตสาหกรรมยาง	1	น้ำมันดีเซล	186,900	ลิตรต่อปี	5,482,484	-	-	-
5.อุตสาหกรรมอาหาร	3	น้ำมันเตา	1,051,380	ลิตรต่อปี	18,099,840	-	-	-
		ไม้ฟืน	5,288	ตันต่อปี	4,825,665	-	-	-
รวม	31							

ที่มา : สำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน, 2551

1.2.4.3 รูปแบบของถังปฏิกรณ์ที่นำมาประยุกต์ใช้ในอุตสาหกรรม

ชนิดของถังปฏิกรณ์ที่นำมาประยุกต์ใช้สำหรับบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมในปัจจุบันซึ่งมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ซึ่งสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ภายใต้สภาวะไร้อากาศ สำหรับระบบผลิตก๊าซชีวภาพที่มีความสำคัญ ได้แก่ Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), Anaerobic Fixed Film , Anaerobic Fluidize Bed Reactor (AFBR), Anaerobic Baffled Reactor (ABR) โดยเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเป็นกระบวนการที่ไม่ต้องการอากาศและสามารถให้ผลผลิตที่สำคัญ คือมีเทน ซึ่งสามารถเปลี่ยนเป็นพลังงานได้ มีรายละเอียดพอสังเขปดังนี้

1) Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

ระบบชั้นตะกอนจุลินทรีย์ไร้อากาศแบบไหลขึ้น (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB) เป็นระบบหนึ่งของระบบบำบัดทางชีววิทยาที่ได้รับความนิยมและมีการพัฒนาประสิทธิภาพให้สูงขึ้น โดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์แขวนลอยซึ่งมีการพัฒนาให้เกาะตัวกันในลักษณะเป็นเม็ดตะกอน (Granule) ระบบนี้อาศัยการกวนผสมที่เกิดจากการไหลของน้ำเสียที่ป้อนเข้าถังปฏิกรณ์จากด้านล่างไหลขึ้นสู่ด้านบน และการกวนผสมที่เกิดจากการเคลื่อนที่ของฟองก๊าซที่เกิดขึ้นจริงจากกิจกรรมการย่อยสลายเป็นสำคัญ โดยตะกอนจุลินทรีย์เหล่านี้จะถูกแยกออกจากน้ำเสียด้วยอุปกรณ์แยกของแข็ง-ของเหลว-ก๊าซ (Gas-Liquid-Solid Separator หรือ 3 Phase Separator) ทำให้สามารถรักษาจุลินทรีย์ประสิทธิภาพสูงไว้ในระบบได้

2) Anaerobic Fixed Film (AF)

ถังปฏิกรณ์แบบตรึงฟิล์มมีลักษณะเด่นที่มีการบรรจุวัสดุตัวกลางอย่างเป็นระเบียบ มีระยะห่าง (Orderly Pack) มีการไหลของน้ำเสียสม่ำเสมอ โดยวัสดุตัวกลางที่ใช้เช่น เชือกไนลอน ตาข่าย เป็นต้น โดยการบรรจุวัสดุตัวกลางลักษณะนี้ทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตแบบยึดเกาะบนผิววัสดุตัวกลาง โดยทั่วไปจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ไร้อากาศมีทั้งที่เจริญเติบโตแบบยึดเกาะบนผิววัสดุตัวกลาง แต่ส่วนใหญ่เจริญเติบโตแบบแขวนลอยอยู่ในสารละลายระหว่างช่องว่างของวัสดุตัวกลาง ดังนั้นเมื่อป้อนน้ำเสียเข้าระบบ น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นจุลินทรีย์คล้ายการกรองจึงเรียกถังแบบนี้ว่า ถังกรองไร้อากาศ นอกจากนี้การจัดเรียงวัสดุที่แตกต่างกันยังส่งผลถึงการทำงานและเสถียรภาพของระบบในระยะยาวด้วย ระบบนี้อาจมีการป้อนน้ำเสียจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ (Upflow Anaerobic Fixed Film) หรือป้อนจากด้านบน (Downflow Anaerobic Fixed Film) โดยระบบที่เป็นที่นิยมในปัจจุบันนี้คือระบบที่ป้อนน้ำเสียจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ เนื่องจากลดปัญหาการอุดตันลงได้มาก

3) Anaerobic Baffled Reactor (ABR)

ระบบน้ำเสียแบบนี้มีลักษณะเป็นถัง หรือบ่อดินที่มีแผ่นกั้นขวางหลายแผ่นติดตั้งไว้ การไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบจะมีลักษณะไหลขึ้นลงสลับกันหลายครั้ง โดยมีความเร็วในการไหลขึ้นลงประมาณ 0.2-0.4 เมตรต่อชั่วโมง ขั้นตอนการเกิดก๊าซชีวภาพจะคล้ายกับระบบ UASB ระบบนี้สามารถใช้กับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูง แต่ระบบมีขนาดใหญ่ทำให้ต้องใช้พื้นที่มากกว่าระบบ UASB

4) Anaerobic Fluidize Bed Reactor (AFBR)

ระบบนี้เป็นระบบที่ได้พัฒนามาจากระบบถังกรองไร้ออกซิเจน (Anaerobic Filter) มีการดัดแปลงระบบ โดยเปลี่ยนตัวกลางที่เป็นชนิดติดอยู่กับที่ มาใช้ตัวกลางที่สามารถเคลื่อนไหวได้และมีพื้นที่ผิวมาก ซึ่งตัวกลางดังกล่าวอาจจะเป็นทราย หรือวัสดุอื่นๆ ที่มีขนาดใกล้เคียงเม็ดทราย การทำงานของระบบจะให้ตัวกลางมีการเคลื่อนที่ตลอดเวลาจึงไม่เกิดการอุดตัน และระบบยังมีพื้นที่ผิวของฟิล์มจุลินทรีย์ต่อหน่วยปริมาตรมากกว่าถังกรองไร้ออกซิเจนอีกด้วย ซึ่งทำให้ระบบสามารถรับภาระบำบัดทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่า แต่ข้อเสียของระบบนี้คือ ต้องสิ้นเปลืองพลังงานจำนวนมากในการที่จะทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นตัวกลาง

จากข้อมูลดังกล่าวข้างต้นซึ่งปัจจุบันระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดที่นิยมใช้มีหลายรูปแบบ มีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบการเติมอากาศ คือ ต้องการพลังงานน้อย ต้องการสารอาหารน้อย มีปริมาณสลัดจ์เกิดขึ้นน้อย และมีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้น (Arnaiz, *et al.*, 2005) แต่อย่างไรก็ตาม ระบบบำบัดแบบไร้อากาศมีปัญหาใหญ่ที่สำคัญคือ เชื้อจุลินทรีย์ในระบบมีการเจริญเติบโตน้อย และต้องใช้ระยะเวลาในการกักเก็บน้ำนาน ซึ่งปัญหาเหล่านี้สามารถแก้ไขได้โดยการออกแบบให้ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดมีตัวกลางเพื่อให้จุลินทรีย์เกาะติดซึ่งจะทำให้ใช้ระยะเวลาในการกักเก็บน้ำน้อยลงอีกทั้งสามารถรองรับปริมาณภาระบำบัดทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น (Fernandez, *et al.*, 2008) ซึ่งระบบบำบัดที่ได้มีการพัฒนาขึ้นเพื่อแก้ไขปัญหาเหล่านี้คือ ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด

ตัวกลางที่นิยมในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด

การเลือกตัวกลางที่ใช้ในระบบเพื่อให้จุลินทรีย์เกาะติด (Arnaiz, *et al.*, 2005) ทั้งนี้การเลือกตัวกลางที่ใช้ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบดมีความสำคัญสำหรับการเชื้อจุลินทรีย์ (Emily, *et al.*, 1996) มี 2 ประการสำคัญ คือ เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะติดและเพื่อป้องกันเชื้อจุลินทรีย์จากสารพิษต่างๆ เช่น โลหะหนัก ได้แก่

1. Sand เม็ดทราย (ขนาด 0.5×10^{-3} เมตร) ราคาถูก แต่พื้นที่ผิวน้อย

2. Sepiolite เป็นดินเหนียวที่มีความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์สูง (ขนาด 0.53×10^{-3} เมตร)
 3. Granular Activated Carbon เป็นถ่านกัมมันต์ชนิดเม็ด ที่มีความสามารถในการดูดซับสารพิษ (ขนาด 0.6×10^{-3} เมตร) ซึ่งมีพื้นที่ผิวมาก
 4. Perlite เป็นหินชนิดหนึ่ง ที่เกิดจากการระเบิดของภูเขาไฟ (ขนาด $0.3-0.5 \times 10^{-3}$ เมตร)
 5. Zeolite เม็ดทรายสังเคราะห์ (ขนาด 0.5×10^{-3} เมตร) พื้นที่ผิวน้อย
- โดยมีรายงานวิจัยว่าการใช้ Sepiolite มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งหมดสูงกว่า Perlite (Armaiz , *et al.*, 2005) และการใช้ Granular Activated Carbon เป็นตัวกลาง จะทำให้สามารถดูดซับสารพิษต่างๆ ได้ (Metcalf&Eddy, 2004) อีกทั้ง Granular Activated Carbon เหมาะสำหรับให้แบคทีเรียสร้างมีเทนเกาะติด (Rangasamy, *et al.*, 2007) ทำให้มีปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น โดยมีข้อดีและข้อจำกัดของระบบดังตารางที่ 8

ตารางที่ 8 ข้อดี – ข้อจำกัดของระบบ Anaerobic Fluidize Bed Reactor

ข้อดี	ข้อจำกัด
1.สามารถปรับสภาพและรองรับความแปรเปลี่ยนของน้ำเสียและภาระ COD เข้าระบบได้ดี	1. มีจุลินทรีย์ประเภทว่ายน้ำอิสระลอยออกมากับน้ำทิ้งบ้าง ซึ่งจะมีค่า TSS ของน้ำทิ้งในบางครั้งสูง
2.ไม่มีการอุดตันเกิดขึ้นในระบบ	2.ระบบนี้ต้องใช้ระบบสูบน้ำไหลเวียนกลับตลอดเวลา
3.มีลักษณะการไหลในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ มีโอกาสเกิดการไหลลัดวงจรน้อย	3.ใช้เวลาในการเดินระบบพอสมควร เพราะจุลินทรีย์แบบไร้อากาศยังมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำ
4.มีการสูญเสียความดันน้อย	4.ระบบนี้ใช้พลังงานมากในการสูบน้ำไหลเวียนกลับเข้าระบบเพื่อให้มีแรงดันน้ำเพียงพอให้เกิดฟลูอิดไดซ์เกิดขึ้นในระบบ
5.ปรับเปลี่ยนตัวกลางและจุลินทรีย์ในระบบได้ง่าย	
6.สามารถรับภาระสารอินทรีย์ได้สูง และมีถึงขนาดเล็ก เพราะใช้เวลากักเก็บน้อย	
7.มีประสิทธิภาพบำบัดน้ำเสียสูง	
8.สามารถรับปริมาณ shock Load และสารพิษได้ดี	

ที่มา : เกரியงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543

1.2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูง และการบำบัดน้ำเสียแบบไร้

อากาศ

น้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีซัลเฟตปนเปื้อนสูง เช่น อุตสาหกรรมน้ำตาล อุตสาหกรรมฟอกหนัง อุตสาหกรรมอาหารทะเล อุตสาหกรรมผลิตกระดาษ อุตสาหกรรมสิ่งทอ อุตสาหกรรมเหมืองแร่ อุตสาหกรรมผลิตไวน์ และอุตสาหกรรมยา (Sabumon, 2008 และ Chao-hai, *et al.*, 2006) โดยน้ำเสียจะถูกบำบัดด้วยระบบบำบัดที่มีหลายรูปแบบทั้งทางกายภาพ เคมีและชีวภาพ เช่น การใช้โลหะหนักตกตะกอน การไล่อากาศ และการบำบัดแบบไร้อากาศ เป็นต้น ซึ่งกระบวนการตกตะกอนทางเคมี (precipitation) โดยการเติมเกลือแบเรียมหรือ แคลเซียมลงไป เป็นวิธีทางเลือกหนึ่งที่สามารถลดความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเสียได้ (Silva, *et al.*, 2001) จากรายงานการวิจัยเรื่องการกำจัดซัลเฟตออกจากน้ำเสียโดยใช้ปูนขาวตกตะกอนร่วมกับเกลือแบเรียม พบว่าการใช้ปูนขาวตกตะกอนเพียงอย่างเดียว ประสิทธิภาพของการตกตะกอนจะเกิดขึ้นกับความเข้มข้นของซัลเฟตที่เข้าสู่ระบบ และปริมาณแคลเซียมในระบบ การตกตะกอนโดยการใช้ปูนขาวร่วมกับเกลือแบเรียมได้ผลดีกว่า แต่ค่าใช้จ่ายสูงและต้องอาศัยเวลาสำหรับการตกตะกอนอย่างสมบูรณ์ และเมื่อศึกษาการกำจัดซัลเฟตออกจากน้ำเสียโดยใช้เกลือแบเรียมอย่างเดียว พบว่ามีประสิทธิภาพที่ดีเมื่อความเข้มข้นของซัลเฟตน้อย (Kabdasli และ Tunay, 1995 และ Slingsby และ Pohl, 1996) ซึ่งการตกตะกอนทางเคมีโดยใช้เกลือแบเรียมและที่ความเข้มข้น 80 กรัมต่อลิตรมีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตสูงถึง 99% (Benatti, *et al.*, 2009) ขณะที่ชนิดของสารเคมี ที่ใช้ในการปรับ pH น้ำเสียที่มีคุณสมบัติเป็นตัวตกตะกอนซัลเฟต จากนั้นนำไปบำบัดต่อด้วยระบบบำบัดแบบไร้อากาศ พบว่าการปรับ pH โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ให้ปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพต่ำกว่าการใช้แคลเซียมไฮดรอกไซด์ และพบว่า pH มีผลต่อการลดปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพ โดยที่ pH 6.0 จะให้ปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ในก๊าซชีวภาพที่สูงกว่าที่ pH 7.0 และ 8.0 แต่การเพิ่มระยะเวลาในการตกตะกอนของน้ำก่อนเข้าระบบมีผลในการลดปริมาณไฮโดรเจนในก๊าซชีวภาพเพียงเล็กน้อย (ปิยะรัตน์ บุญแสวง, 2549)

จากการศึกษาของ ยศวริศ เขตอนันต์ (2551) ในน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลที่มีความเข้มข้นของซัลเฟตประมาณ 2,167 มิลลิกรัมต่อลิตรพบว่า เมื่อปรับ pH โดยใช้ Ca(OH)_2 ทำให้ความเข้มข้นของซัลเฟตลดลงเพียงเล็กน้อยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1,884.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ขณะที่เมื่อใช้ Ash จะทำให้ความเข้มข้นของซัลเฟตมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นจากน้ำเสีย โดยมีปริมาณเท่ากับ 2,668.6 มิลลิกรัมต่อลิตร และ วีระชาติ อินทร์ทอง (2551) ทำการทดลองการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลที่มีความเข้มข้นเริ่มต้น 8,364 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้ปูนขาว พบว่าสามารถกำจัดซัลเฟตได้ร้อยละ 3.21 และเมื่อใช้ถ่านไม้ย่างพารากำจัดได้ร้อยละ 5.32

จากรายงานการศึกษา พบว่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ที่เข้าระบบมีผลต่อการเพิ่มขึ้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ โดยที่อัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ที่ 2.5 สามารถบำบัดซัลเฟตได้ร้อยละ 94 ซึ่งผลของความเข้มข้นซัลเฟต และอัตราส่วนของ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ มีผลต่อการย่อยสลายแบบไร้อากาศ โดยที่ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ มากกว่า 6 จะเกิดการสร้างมีเทนประมาณ 80% ซึ่ง Methane Production Bacteria (MPB) ทำงานได้ดี และที่อัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ 1.5 Sulfate Reducing Bacteria (SRB) จะทำงานได้มากกว่า 50% (Mizuno, *et al.*, 1994 อ้างใน พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544) จะเห็นได้ว่าการบำบัดแบบไร้อากาศในน้ำเสียที่มีซัลเฟตปนเปื้อน จะมีผลกระทบต่อการทำงานของสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน เนื่องจากซัลเฟตสามารถถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ที่จะไปยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ปลดปล่อยออกมา ทำให้เกิดปัญหาการกัดกร่อนและมิกัลที่รุนแรง (พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544) สำหรับน้ำเสียจากการผลิตยางสีกมีมีซัลเฟตสูงการใช้วิธีการทางเคมีด้วยการตกตะกอนเป็นวิธีการเบื้องต้นที่ทำให้ซัลเฟตลดลง โดยสารอินทรีย์คาร์บอนจะนำไปบำบัดต่อด้วยระบบบำบัดแบบไร้อากาศต่อไป

กระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศได้มีการพัฒนาเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูง ซึ่งมีการเสนอวิธีการที่ประกอบด้วยขั้น anaerobic, stripping และขั้นการสร้างซัลเฟอร์ โดยในขั้นตอนแรกซัลเฟตจะถูกเปลี่ยนเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสภาวะไร้อากาศ ส่วนขั้นที่สองไฮโดรเจนซัลไฟด์จะถูกทำให้หลุดออกจากน้ำและในขั้นสุดท้ายไฮโดรเจนซัลไฟด์จะถูกเปลี่ยนให้เป็นธาตุซัลเฟอร์ (Maree และ Wilma, 1987) นอกจากนี้ การกำจัดซัลเฟตโดยใช้ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด ซึ่งทำการทดลองในระดับ pilot-scale ซึ่งมีค่าความเข้มข้นของซัลเฟตที่เข้าระบบอยู่ในช่วง 12,000-35,000 มิลลิกรัมซัลเฟตต่อลิตร พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟต 97% (Silva, *et al.*, 2001) และมีรายงานการวิจัยว่าของบ่อไร้อากาศที่ใช้พลาสติกปิดคลุมปากบ่อสำหรับบำบัดน้ำเสยรวมจากโรงงานน้ำยางข้น พบว่าในภาวะ HRT 20 วัน ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในเทอมของ SCOD และซัลเฟตมีค่าเฉลี่ย 24% และ 54% ตามลำดับ และในภาวะ HRT 40 วัน ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในเทอมของ SCOD และซัลเฟตมีค่าเฉลี่ย 33% และ 94% ตามลำดับ และพบว่าผลจากการทดลองในระบบแบบเป็นช่วง (batch) ของชุดการทดลองที่มีน้ำเสียในอัตราส่วนของ $\text{SCOD}:\text{SO}_4^{2-}$ ที่ 6.9:1 และ 14:1 เพื่อหาค่าคงที่ทางจลศาสตร์สำหรับการย่อยสลายของสาร SCOD และซัลเฟต ให้ค่าเท่ากับ 0.0121 วัน^{-1} และ 0.2411 วัน^{-1} และ 0.0207 วัน^{-1} และ 0.1999 วัน^{-1} ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์และซัลเฟตของน้ำเสยรวมจากโรงงานน้ำยางข้นภายใต้ภาวะไร้อากาศสามารถเกิดได้พร้อมๆกันในลักษณะ competition (พัฒนวรรณ วิทยกุล, 2544) และจากรายงานการศึกษาผลของซัลเฟตต่อประสิทธิภาพในการผลิตมีเทนของถังปฏิกรณ์แบบลูกผสม พบว่า การผลิตมีเทน

แปรผกผันกับความเข้มข้นของซัลเฟต เมื่อป้อนซัลเฟตที่ความเข้มข้น 1.1, 2.6 และ 8 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีขึ้นกับปริมาณซัลเฟตที่ป้อนเข้าระบบ พบว่าเมื่อป้อนซัลเฟตเท่ากับ 1.1 และ 2.6 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ระบบกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 80 ส่วนที่อัตราการป้อนซัลเฟต 8 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ระบบล้มเหลวภายใน 10 วัน (พรพรรณ พาณิชย์นำสิน, 2550) ซึ่งจากข้อมูลดังกล่าวข้างต้นจะเห็นได้ว่าในปัจจุบันมีการใช้งานระบบบำบัดแบบไร้อากาศอย่างแพร่หลายโดยมีรายงานวิจัยที่เกี่ยวข้องสำหรับการประยุกต์ใช้ในงานอุตสาหกรรมดังตารางที่ 9 และตารางที่ 10

ตารางที่ 9 การใช้งานและสภาวะการเดินระบบแบบไร้อากาศ: ประยุกต์ใช้ในงานอุตสาหกรรม

ประเภทน้ำเสีย	สภาวะการเดินระบบ				อ้างอิง
	รูปแบบระบบที่ใช้	ค่า pH (สารเคมีที่ใช้)	Influent Concentration/OLR/HRT	ประสิทธิภาพ/ สมรรถนะ	
น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการปนเปื้อนของซัลเฟต	Anaerobic Two-phase anaerobic -Jet-loop Anaerobic fluidized bed -Anaerobic fluidized bed	pH= 6.7-8.5 (NaHCO ₃)	5,000mgCOD/l HRT= 6 hr และ 13 hr ในถังที่ 1 และ 2 ตามลำดับ	จากการทดลองพบว่าอัตราส่วน COD/SO ₄ ²⁻ มากกว่าหรือเท่ากับ 3 มีประสิทธิภาพการกำจัด Sulfate 90% และ COD 94%	Chao-hai, <i>et al.</i> , 2007
น้ำเสียจากฟาร์มหมูที่มีการเติมซัลเฟต	Anaerobic bioreactor with biomass recycling	pH= 7	2,730 mg SO ₄ ²⁻ /l 3,150 mgCOD/l HRT = 1.7-10 d	จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด SO ₄ ²⁻ และ COD มีค่าเท่ากับ 98% และ 88 % ตามลำดับ ซึ่งการ recycle เชื้อตลอดเวลาทำให้เชื้อปรับตัวได้ในระยะเวลาอันสั้น	Kosinska, <i>et al.</i> , 2009
น้ำเสียจากสารเคมีที่ใช้ในอุตสาหกรรมภาพถ่ายและการย้อมสี	upflow anaerobic sludge blanket (UASB)	pH=6.8 (Sodium bicarbonate)	10.52 kg COD/m ³ /d HRT= 8 hr	จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD มีค่าเท่ากับ 95 % และมีปริมาณ biogas เกิดขึ้นเท่ากับ 4 m ³ /m ³ /d	Revanuru, <i>et al.</i> , 2008
น้ำเสียที่มีสารอินทรีย์สูง	Inverse anaerobic fluidized bed reactor	pH=7 (NaOH)	35 kg COD/m ³ /d HRT= 0.6-2 d	จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD มีค่าเท่ากับ 84% และมีปริมาณ biogas เกิดขึ้นเท่ากับ 13.22 l/d.	Sowmeyan, <i>et al.</i> , 2008

ตารางที่ 10 การใช้งานระบบชั้นตัวกลางลอยตัวไร้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed Reactor) และสภาวะการเดินระบบ

ประเภทน้ำเสีย	สภาวะการเดินระบบ				อ้างอิง
	ตัวกลางที่ใช้ (media type)	ค่า pH (สารเคมีที่ใช้)	Influent Concentration/ OLR/HRT	ประสิทธิภาพ/ สมรรถนะ	
น้ำเสียสังเคราะห์	Granular Activated Carbon	pH=6.8-7.2 (Sodium bicarbonate)	1-85.44 kg/m ³ /d HRT=1.97-26.74 hr	จากการทดลองพบว่าการใช้ GAC เป็น media ทำให้แบคทีเรียสร้างมีเทนเกาะติดได้มากขึ้น โดยประสิทธิภาพการกำจัด COD มีค่า 92 % และมีปริมาณ biogas เกิดขึ้นเฉลี่ย 25.38 m ³ /m ³ /d	Rangasamy, <i>et al.</i> , 2007
น้ำเสียสังเคราะห์	-Perlite -Sepiolite	-	1,000 TOCmg/l	จากการทดลองพบว่าในวันที่ 12 เมื่อใช้ Perlite และ Sepiolite เป็น media พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัด TOC เท่ากับ 89.7 และ 96.3% ตามลำดับ	Arnaiz, <i>et al.</i> , 2006
น้ำเสียจากโรงกลั่นเหล้า	Zeolite	pH=4.7±0.3 (ไม่เติมสารเคมี)	3-20gCOD/l/d HRT = 11 hr	จากการทดลองพบว่าเมื่อลด OLR จาก 3 gCOD/l/d เป็น 5 gCOD/l/d จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD เพิ่มขึ้นจาก 60% เป็น 80% และที่ OLR เท่ากับ 20 gCOD/l/d ไม่เกิดก๊าซมีเทน	Fernandez, <i>et al.</i> , 2008

ตารางที่ 10 การใช้งานระบบชั้นตัวกลางลอยตัวไร้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed Reactor) และสภาวะการเดินระบบ (ต่อ)

ประเภทน้ำเสีย	สภาวะการเดินระบบ				อ้างอิง
	ตัวกลางที่ใช้ (media type)	ค่า pH (สารเคมีที่ใช้)	Influent Concentration/ OLR/HRT	ประสิทธิภาพ/ สมรรถนะ	
น้ำเสียจากฟาร์มหมู	Ceramic rasching rings	pH=3.8	1.5-1.9 kg/m ³ /d 3.0-3.4 kg/m ³ /d HRT=1.25-5.0 d	จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับ 60% และที่ระยะเวลาพัก 5 วันจะทำให้เกิดปริมาณก๊าซชีวภาพมากที่สุดมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 11.8 l/d โดยมีสัดส่วนของก๊าซมีเทน 72.8% และแม้ว่าปริมาณของ SS ที่เข้าระบบมีค่าสูง ก็ไม่เกิดการอุดตันนอกจากนี้จากการทดลองยังพบว่าระบบ AFBR สามารถรองรับการเกิด Shock Loading ได้ดี	Sanchez, <i>et al.</i> , 2002
น้ำเสียที่มีซัลเฟตสูง	Sand	pH=7 (NaOH, H ₂ SO ₄)	12,000-35,000 mgSO ₄ ²⁻ /l 15,000-40,000 mgCOD/l	จากการทดลองเมื่อทำการเดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่องโดยมีการเติมเอทานอลร่วมด้วย พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตสูงถึง 97% ซึ่งเหมาะสมสำหรับประยุกต์ใช้ถึงเดี่ยวหรือร่วมกับกระบวนการบำบัดทางเคมีนอกจากนี้ยังพบว่า pH ในถังปฏิกรณ์มีค่าอยู่ในช่วง 7.9-9.2 ซึ่งทำให้ขัดขวางการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน เนื่องจากภายในถังมีปริมาณความเข้มข้นของ HS ⁻ สูง	Silva, <i>et al.</i> , 2001

ตารางที่ 10 การใช้งานระบบชั้นตัวกลางลอยตัวไร้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed Reactor) และสภาวะการเดินระบบ (ต่อ)

ประเภทน้ำเสีย	สภาวะการเดินระบบ				อ้างอิง
	ตัวกลางที่ใช้ (media type)	ค่า pH (สารเคมีที่ใช้)	Influent Concentration/ OLR/HRT	ประสิทธิภาพ/ สมรรถนะ	
น้ำเสียจากการใช้ เครื่องมือที่มีน้ำมัน ปนเปื้อน	Glass bed (SIRAN)	pH=6.9-8.3	11.9-51.3 kg/m ³ /d HRT=2-12 hr	จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับ 95.9% ที่ OLR เท่ากับ 13 kg/m ³ /d เมื่อ HRT เท่ากับ 11 hr นอกจากนี้พบว่าเมื่อ OLR เท่ากับ 51.3 kg/m ³ /d จะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD 67% เมื่อ HRT เท่ากับ 2 hr จากการทดลองแม้ว่าปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพไม่สูงมาก แต่คุณภาพน้ำออกจากระบบมีคุณภาพดีมาก (สารอินทรีย์ต่ำ) ซึ่งมีความเป็นไปได้ที่จะนำกลับมาใช้ใหม่ (Reuse) ในโรงงาน เช่น รดน้ำต้นไม้	Perez <i>et al.</i> , 2006
ของเสียจากโรงผลิตนม	- tyre rubber and Zeolite - tyre rubber	pH=7.8	4-24 gCOD/l/d HRT = 1-5.5 d	จากการทดลองเมื่อทำการเดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง โดยใช้ tyre rubber และ Zeolite เป็นตัวกลางร่วมกันจะมีประสิทธิภาพการบำบัด COD, BOD ₅ มากกว่าใช้ tyre rubber เป็นตัวกลางเพียงอย่างเดียว อีกทั้งยังพบว่ามีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนที่สูงกว่าด้วย เท่ากับ 0.07-0.181 CH ₄ /gCOD และ 0.05-0.161 CH ₄ /gCOD ตามลำดับ ซึ่งในระหว่างการทดลองไม่มีการอุดตันเกิดขึ้น	Umana, <i>et al.</i> , 2008

ตารางที่ 10 การใช้งานระบบชั้นตัวกลางลอยตัวไร้อากาศ (Anaerobic Fluidized Bed Reactor) และสถานะการเดินระบบ (ต่อ)

ประเภทน้ำเสีย	สถานะการเดินระบบ				อ้างอิง
	ตัวกลางที่ใช้ (media type)	ค่า pH (สารเคมีที่ใช้)	Influent Concentration/ OLR/HRT	ประสิทธิภาพ/ สมรรถนะ	
น้ำเสียสังเคราะห์ที่ ปนเปื้อนกลูโคส	Granular Activated Carbon	pH = 4 (2 MNaOH และ 2 M HCl)	10 g-glucose HRT=0.5-4 hr	จากการทดลองพบว่าเมื่อ pH ต่ำทำให้ ไม่มีก๊าซมีเทนเกิดขึ้นและเมื่อ HRT ลดลงจาก 4 hr เป็น 0.5 hr พบว่ามี ปริมาณ VSS เพิ่มขึ้นจาก 8.1 g-VSS เป็น 21.5 g-VSS	Zhen-Peng Zhang, <i>et al.</i> , 2007
น้ำเสียสังเคราะห์ที่ ปนเปื้อนกลูโคส	Expanded clay	pH= 3.7-4.1 (ไม่เติมสารเคมี)	15.7-116.6 kgCOD/ m ³ /d	จากการทดลองพบว่าเมื่อ HRT และ pH ต่ำจะทำให้ไม่มีแบคทีเรียสร้างมีเทน เกิดขึ้นและพบว่า Expanded Clay เหมาะ ที่จะนำมาใช้ในระบบ AFBR เนื่องจาก สามารถดูดซับสารอินทรีย์ได้ดี	Eduardo, <i>et al.</i> , 2009

1.3 วัตถุประสงค์ของโครงการ

การประเมินศักยภาพการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์ในการศึกษาดังนี้

1. ศึกษาอัตราการเกิดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม และคุณลักษณะทางกายภาพ และเคมี ของน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิม
2. ศึกษาถึงผลของการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม โดยใช้เทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ และข้อจำกัดจากอินทรีย์สารและซัลเฟตที่มีค่าสูง
3. ศึกษาถึงผลของการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเบื้องต้นด้วยวิธีทางเคมีเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดต่อด้วยระบบเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ เพื่อช่วยลดค่าซัลเฟต

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้เทคโนโลยีก๊าซชีวภาพสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมของโรงงานน้ำยางขึ้น เพื่อใช้ประโยชน์ในด้านการนำพลังงานจากน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ เพื่อใช้เป็นทางเลือกในการจัดการน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพของอุตสาหกรรมน้ำยางขึ้น
2. ได้เทคโนโลยีการบำบัดเบื้องต้นเพื่อลดค่าซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ก่อนการบำบัดต่อด้วยระบบเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ ซึ่งส่งผลให้เกิดการมีควมเสถียรของปฏิกิริยาทางชีวภาพในระบบbiogas ให้มากขึ้น
3. ผลสำเร็จของโครงการวิจัยนี้ จะเป็นแนวทางของการพัฒนาอย่างยั่งยืนภายใต้แนวคิดหลักของการเปลี่ยนของเสียเป็นพลังงานชีวภาพเพื่อนำมาใช้ประโยชน์เป็นพลังงาน (waste to energy)
4. การผลิตบัณฑิตระดับปริญญาโท 1 คน
5. จำนวนผลงานตีพิมพ์ระดับชาติ จำนวน 1 ชิ้น หรือ จำนวนผลงานเสนอในที่ประชุมระดับนานาชาติและระดับชาติรวมจำนวน 2 ชิ้น

บทที่ 2

วิธีการดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยมีขั้นตอนการดำเนินงานที่สำคัญ ได้แก่ การออกแบบและสร้างระบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ดังภาพประกอบที่ 5 ในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ (lab-scale) และทดลองเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสม สำหรับบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ที่ผ่านการปรับและไม่ปรับสภาพด้วยสารเคมีเพื่อกำจัดซัลเฟตซึ่งเมื่อได้สภาวะการปรับสภาพจากการทดสอบชนิดและปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมในชุดทดสอบ Jar Test ใช้เพื่อกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมก่อนบำบัดแบบไร้อากาศต่อไป ซึ่งน่าจะให้ผลดีต่อการผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างต่อเนื่อง

2.1 วิธีดำเนินงานวิจัย

1) การศึกษาคุณลักษณะและประเมินอัตราการเกิดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมของโรงงานน้ำยางชั้น เพื่อใช้ประเมินถึงข้อมูลทางวิศวกรรมศาสตร์ในการบำบัดและการวิเคราะห์ความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์

ศึกษาคุณลักษณะทางกายภาพ เคมี ของน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิม โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากยางสกิมแบบ grab sample จากโรงงานน้ำยางชั้นที่ตั้งอยู่ในจังหวัดสงขลา จำนวน 5 โรงงาน เพื่อนำไปวิเคราะห์หาตัวแปรต่างๆ คือ pH, temperature, TS, TDS, SS, COD, BOD, TKN, $\text{NH}_3\text{-N}$, TP, SO_4^{2-} , Zn^{2+} , Ba^{2+} และ Mg^{2+} ซึ่งระบุไว้ในตารางที่ 11, 12, 13 และ 14 ตามลำดับ โดยตัวอย่างน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมจะมีการตรวจหาค่า pH และอุณหภูมิในภาคสนาม และตัวแปรคุณภาพน้ำทางกายภาพและเคมี ได้มีการวิเคราะห์ ณ ห้องปฏิบัติการของคณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ โดยมีการวิเคราะห์อันเป็นไปตามวิธีของ Standard Method for the Examination of Water and Wastewater

2) การบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเบื้องต้นเพื่อลดค่าซัลเฟตโดยวิธีทางเคมี ชนิดและปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมที่ใช้ปรับสภาพกำจัดซัลเฟตมี 2 ชนิด คือ Ca^{2+} จากปูนขาวและเกลือของ Ba^{2+} เพื่อให้เกิดการรวมตัวกับซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม (โดยทำการทดสอบเปรียบเทียบปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมที่ใช้ในน้ำสังเคราะห์ซัลเฟตเพื่อนำไปใช้ในน้ำเสียจริง) และควบคุมค่า pH ด้วยการใส่ NaOH และ HCl ให้มีค่าอยู่ในช่วง 5-6 ที่ซัลเฟตตกตะกอนได้ดี (Claudia, et al., 2009) และทดสอบเวลาสัมผัสของสารเคมีที่เติมเพื่อกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียและวิเคราะห์ตะกอนที่เกิดขึ้นในชุดทดสอบ Jar test ซึ่งกำหนดวิธีการ

วิเคราะห์ สภาวะในการทดสอบ และพารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ ดังแสดงในตารางที่ 11,12 และตารางที่ 13 การทดลองในขั้นตอนนี้จะทำให้ได้ชนิด ปริมาณสารเคมี pH และเวลาสัมผัสที่เหมาะสมสำหรับกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยสารเคมี

นอกจากนี้ทำการประเมินคุณลักษณะกากตะกอนที่เกิดขึ้นและศึกษาลักษณะทางกายภาพและเคมี โดยวิเคราะห์หาค่า Zn^{2+} Ba^{2+} และ Mg^{2+} รวมถึงนำตัวอย่างแห้งไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง ICP เพื่อศึกษาถึงสารประกอบภายในกากตะกอน โดยส่งตัวอย่างวิเคราะห์ที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ และทดสอบด้วยการสกัดด้วยน้ำ โดยนำตัวอย่างกากตะกอนแห้งตัวอย่างละ 2 กรัมเติมน้ำกลั่นจำนวน 100 ml นำไปเขย่าในเครื่องเขย่าสารที่อุณหภูมิห้องนาน 0, 2, 4, และ 6 ชั่วโมง จากนั้นนำมากรองด้วยกระดาษกรอง GF/C ของเหลวที่สกัดได้นำไปวิเคราะห์หาค่า pH, Zn^{2+} Ba^{2+} และ Mg^{2+} ข้อมูลที่ได้นำมาศึกษาถึงอัตราการชะล้างออกของธาตุต่าง ๆ จากกากตะกอน อนึ่งวิธีการวิเคราะห์ตัวแปรต่างๆ จะใช้ตามวิธีของ Official Methods of The Association of Official Analytical Chemists (AOAC, 1990) และ Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA. and WFF, 2005)

3) หัวเชื้อจุลินทรีย์

ทำการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นเพื่อเดินระบบบำบัดน้ำเสีย โดยจะใช้หัวเชื้อจากถังไร้อากาศแบบปิดจากโรงงานยวที่ร่วมวิจัย โดยจุลินทรีย์ก่อนที่จะนำมาใช้ทดลองจะต้องทำการปรับสภาพให้เหมาะสมต่อการใช้งานโดยทำการลดอัตราส่วนของน้ำเสียจากโรงงานยวที่นำเชื้อมาต่อน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในอัตราส่วน 9:1 8:2 7:3 6:4 5:5 4:6 3:7 2:8 1:9 และน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมทั้งหมด เพื่อจะทำให้จุลินทรีย์คุ้นเคยและสามารถใช้น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเป็นแหล่งอาหารได้

4) ออกแบบและสร้างระบบจำลอง

ออกแบบและสร้างระบบจำลองของระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ซึ่งจะมีปริมาตรการทำงาน 15 ลิตร ทำด้วยอะคริลิก ภายในถังประกอบด้วยวัสดุตัวกลางซึ่งใช้สำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ วัสดุตัวกลางที่ใช้เป็นแบบผสมคือ Sepiolite และ Granular Activated Carbon ซึ่งบรรจุ 1/5 ของความสูงถังปฏิกรณ์ และหมุนเวียนก๊าซเพื่อให้สลัดจ์เคลื่อนที่ โดยทดลองในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ (lab-scale)

5) ศึกษาสภาวะการเดินระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่เหมาะสม

ศึกษาสภาวะการเดินระบบที่เหมาะสมคือการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) ที่ 2 ช่วงเวลา (24 และ 48 ชั่วโมง) และอัตราส่วนที่เหมาะสมของสารอินทรีย์ต่อซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$) ในน้ำเสียเข้าระบบบำบัดแบบ ไร้อากาศที่ได้จากการศึกษาในข้อ 2 เพื่อให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างต่อเนื่อง และจะเปรียบเทียบผลการศึกษากับน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเข้าสู่ระบบบำบัด ไร้อากาศแบบปิดซึ่งไม่ผ่านกระบวนการเติมสารเคมีเพื่อกำจัดซัลเฟต นอกจากนี้ทำการทดลองโดย ป้อนน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมและปรับค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{SO}_4^{2-}$ โดยผสมกับน้ำเสียจากการล้าง เครื่องปั่นยางชั้น (น้ำเสียจากการปั่นยางมีค่า COD สูงแต่ค่าซัลเฟตต่ำกว่าน้ำเสียจากการผลิตยาง สกิม) โดยกำหนดสภาวะการทดสอบทั้งหมดแสดงในตารางที่ 14

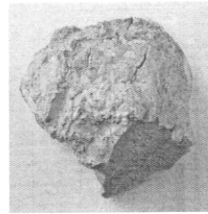
6) ศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบฯ

ศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิด ไดซ์เบด โดยจะวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียก่อน น้ำทิ้งหลังบำบัดที่ออกจากระบบและตัวอย่างน้ำในถัง ปฏิกรณ์ ดังแสดงวิธีการ พารามิเตอร์ และความถี่การวิเคราะห์แต่ละตัวอย่างในตารางที่ 11, 15 และ ตารางที่ 16 ตามลำดับ โดยจะศึกษาปริมาณและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ ปริมาณของก๊าซ ชีวภาพทั้งหมดที่เกิดขึ้นในแต่ละวันสามารถวัดได้โดยใช้หลักการแทนที่น้ำ และทำการวัด องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพโดยทำการเก็บตัวอย่างก๊าซจากจุดเก็บตัวอย่างที่อยู่ด้านบนของถัง บำบัดแบบไร้อากาศโดยทำการวิเคราะห์องค์ประกอบที่เกิดขึ้น โดยใช้เครื่องก๊าซ โครมาโตกราฟฟี (Gas Chromatograph, GC)

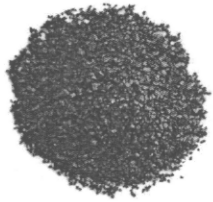
7) การประเมินทางเศรษฐศาสตร์

ค่าใช้จ่ายที่เกิดขึ้นจากการดำเนินการข้างต้น(ข้อมูลจากการทดลองในระดับ ห้องปฏิบัติการและมูลค่าของก๊าซชีวภาพที่คาดว่าจะได้รับ โดยประเมินจากการใช้เป็นพลังงาน ไฟฟ้าและวิเคราะห์ข้อมูลเบื้องต้นด้านเทคนิคกับความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ โดยอิงข้อมูลที่ได้ จากการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อสรุปผลการประเมินความเป็นไปได้ในการนำระบบบำบัด แบบไร้อากาศเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพเป็นทางเลือกสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมใน ระดับอุตสาหกรรม

ตัวกลางที่ใช้ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด



Sepiolite

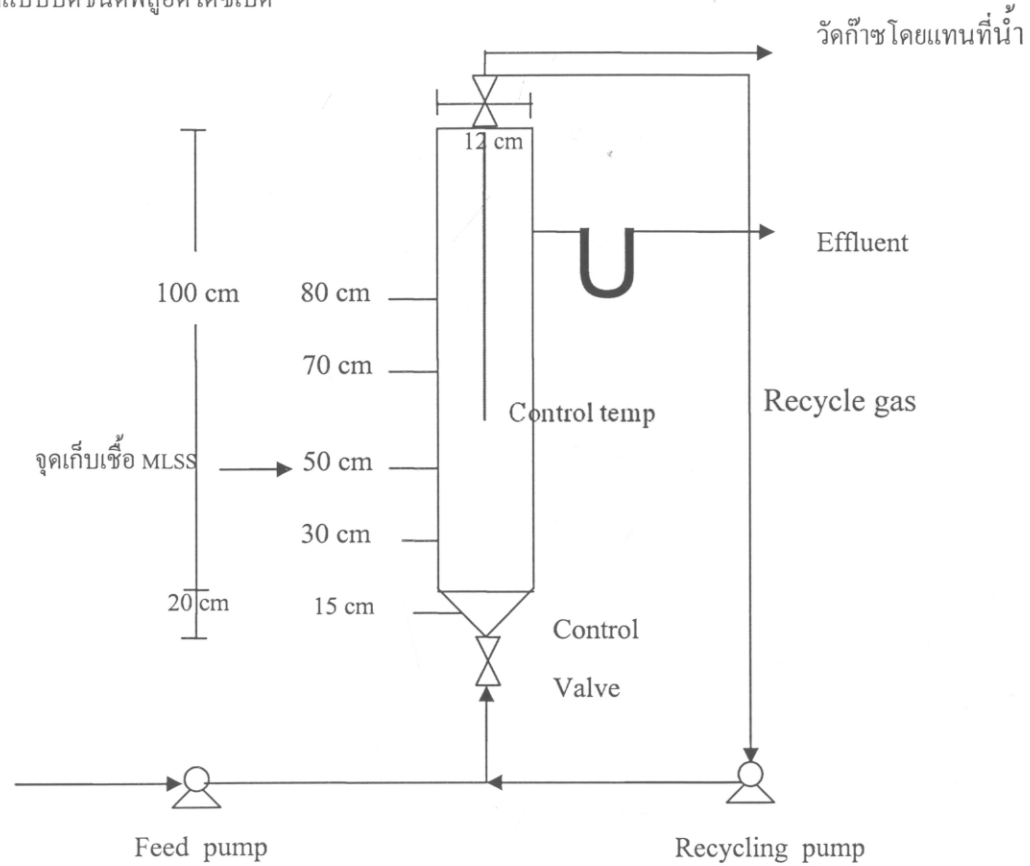


Granular Activated Carbon



Pretreatm

Influent



ภาพประกอบที่ 5 ระบบการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

ตารางที่ 11 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์

พารามิเตอร์	วิธีการวิเคราะห์
Temperature	Thermometer
pH	Electrometric Method
TKN	Macro - Kjeldahl Method
NH ₃ -N	Titrimetric Method
BOD ₅	Azide Modification Method
COD	Open Reflux Method
SCOD	Filter/Open Reflux Method
SS	Gravimetric Method
TS	Gravimetric Method
TDS	Gravimetric Method
HS-	Iodometric Method
TP	Persulfate Digestion
Alkalinity (as CaCO ₃)	Direct Titration Method
VSS	Gravimetric Method and Combustion
VFA	Direct Titration Method
SO ₄ ²⁻	Gravimetric Method
โลหะหนัก เช่น Zn ²⁺ Ba ²⁺ และ Mg ²⁺	ICP
Biogas composition	GC
Zn ²⁺ Ba ²⁺ Mg ²⁺ ในตัวอย่างตะกอน	ICP

ที่มา: APHA, AWWA. and WEF, 2005

ตารางที่ 12 สภาวะการทดสอบชนิดและปริมาณของสารเคมีที่เหมาะสมในชุดทดสอบ Jar test

สารป้อน	สภาวะที่กำหนดในการทดสอบ			
	พีเอช	ความเข้มข้น (กรัมต่อลิตร)	ความเร็วรอบกวน เร็ว (รอบต่อนาที)/ เวลาสัมผัส	ความเร็วรอบกวน ช้า (รอบต่อนาที)/ เวลาสัมผัส
1. น้ำเสียจากการผลิต ยางสกิม + เหลือของ แบเรียม	5-6	2-30	150 1 นาที	40 60-90 นาที
2. น้ำเสียจากการผลิต ยางสกิม + แคลเซียมจาก ปูนขาว	5-6	2-50	150 1 นาที	40 60-90 นาที

ตารางที่ 13 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์: กรณีศึกษาการกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยสารเคมีในชุด
ทดสอบ Jar test

พารามิเตอร์	น้ำเสียจากการผลิต ยางสกิมก่อนทดสอบ	น้ำหลังทดสอบ
pH	✓	✓
SO ₄ ²⁻	✓	✓
COD	✓	✓
โลหะหนัก เช่น Zn ²⁺ Ba ²⁺ และ Mg ²⁺	✓	✓
Zn ²⁺ Ba ²⁺ และ Mg ²⁺	ในตัวอย่างตะกอน	

✓ = พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์

ตารางที่ 14 สภาวะชุดการทดลองที่ศึกษาในระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิด ไคซ์เบด

ชุดการทดลองที่	สภาวะการทดลอง					
	น้ำเสียเข้าระบบ	ตัวแปรคงที่			ตัวแปรที่ศึกษา	
		อัตราการไหล (ลิตรต่อวัน)	พีเอช	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) (กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน)	ระยะเวลาพัก (ชั่วโมง)
1	น้ำเสียจากการผลิต ยางสกิม	5	7-7.5	35±2	16.2 *	48
2		10	7-7.5	35±2	24.8	24
3	น้ำเสียจากการผลิตยาง สกิม + สารเคมีชนิดและ ปริมาณที่เหมาะสม จากการทำ Jar test เพื่อ กำจัดซัลเฟต	5	7-7.5	35±2	12.5	48
4		10	7-7.5	35±2	24.0	24
5	น้ำเสียจากการผลิต ยางสกิม + น้ำล้างเครื่อง ปั่นน้ำยางชั้น	5	7-7.5	35±2	12.0	48

*OLR สูง เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบสูง

ตารางที่ 15 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์: กรณีศึกษาประสิทธิภาพและสรรถนะของระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบดในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ

พารามิเตอร์	น้ำเสียยางสกิมก่อนบำบัดฯ	น้ำเสียภายในถังบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด	น้ำทิ้งหลังบำบัดฯ	ก๊าซชีวภาพ
Temperature	✓	✓	✓	✗
pH	✓	✗	✓	✗
TKN	✓	✗	✓	✗
NH ₃ -N	✓	✗	✓	✗
BOD ₅	✓	✗	✓	✗
COD	✓	✗	✓	✗
SS	✓	✗	✓	✗
Alkalinity (asCaCO ₃)	✓	✓	✗	✗
VSS	✗	✓	✗	✗
VFA	✗	✓	✗	✗
SO ₄ ²⁻	✓	✗	✓	✗
HS-	✗	✗	✓	✗
CH ₄	✗	✗	✗	✓
CO ₂	✗	✗	✗	✓
Zn ²⁺ Ba ²⁺ Mg ²⁺	✓	✗	✓	✗

✓ = พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์

✗ = พารามิเตอร์ที่ไม่วิเคราะห์

ตารางที่ 16 จุดเก็บตัวอย่างและพารามิเตอร์วิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ และความถี่การวิเคราะห์ในแต่ละพารามิเตอร์

จุดเก็บ	พารามิเตอร์	ความถี่
1. ถังน้ำเสียป้อนเข้าระบบ	- pH, Temp - COD, SS, SO_4^{2-} , Alkalinity (as $CaCO_3$) - BOD_5 , TKN, NH_3-N	ทุกวัน 3 ครั้ง/สัปดาห์ 1 ครั้ง/สัปดาห์
2. ถังไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด	VSS, VFA , Alkalinity (as $CaCO_3$), HS-	1 ครั้ง/สัปดาห์
3. ถังน้ำออกจากระบบ	- pH, Temp - COD, SS, SO_4^{2-} - BOD_5 , TKN, NH_3-N	ทุกวัน 3 ครั้ง/สัปดาห์ 1 ครั้ง/สัปดาห์
3. ถังเก็บก๊าซ	- CH_4 , CO_2	3 ครั้ง/เดือน

2.2 วัสดุ

วัสดุที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ประกอบด้วย

2.2.1 ตัวอย่างน้ำเสียจากการผลิตยางสกินและน้ำเสียจากการปั่นน้ำยางชั้นที่ใช้ในการทดลอง มาจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นในจังหวัดสงขลาที่ร่วมวิจัย โดยทำการเก็บรักษาไว้ในห้องเย็นที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส

2.2.2 สารเคมี เครื่องแก้ว และวัสดุสิ้นเปลืองที่ใช้ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ดังระบุไว้ในตารางที่ 11

2.3 อุปกรณ์

2.3.1 อุปกรณ์ที่ใช้ในการเก็บตัวอย่าง

- 1) ขวดเก็บตัวอย่างพลาสติกขนาด 250 มิลลิลิตร
- 2) แกลลอนพลาสติกขนาด 30 ลิตร สำหรับใส่น้ำเสียมาทดลองในห้องปฏิบัติการ
- 3) หลอดเก็บแก๊สขนาด 9 มิลลิลิตร

2.3.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ

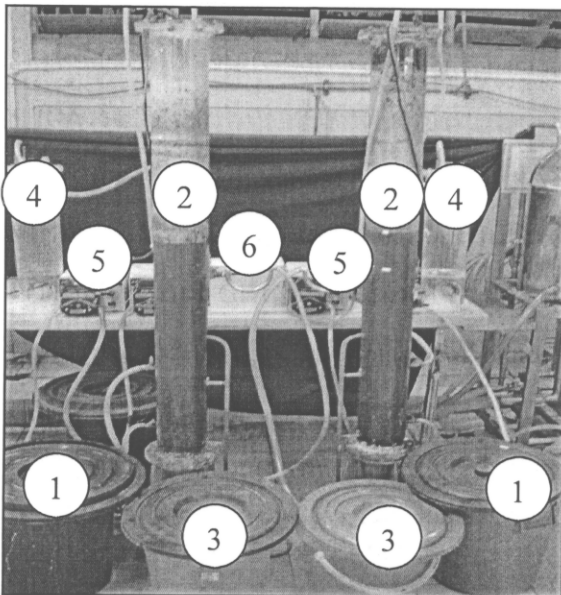
- 1) เครื่องกวน Jar test ผลิตภัณฑ์ PHIPPS & BIRD
- 2) เครื่องชั่ง 2 ตำแหน่ง Chyo รุ่น JK-200
- 3) เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ผลิตภัณฑ์ HACH รุ่น sension 1

- 4) ตู้อบความร้อนแห้ง (hot air oven) ผลิตภัณท์ Memmert
- 5) เครื่องกวนชนิดใช้แม่เหล็ก (magnetic stirrer) และ เตาไฟฟ้า (Hot pate)
- 6) ชุดกรองบุคเนอร์ (Buchner filter)
- 7) ชุดกลั่นแอมโมเนีย (ammonia distillation apparatus) ผลิตภัณท์ VELP SCIENTIFICA รุ่น UDK126A
- 8) ชุดย่อยไนโตรเจน (nitrogen digestor apparatus) ผลิตภัณท์ VELP SCIENTIFICA รุ่น DK20
- 9) ตู้ดูดความชื้น (desiccators) ผลิตภัณท์ DURAN
- 10) เตาย่อยสลายตัวอย่างสำหรับซีโอดีแบบปิด (COD reactor) ผลิตภัณท์ HACH
- 11) กระดาษกรอง GF/C ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 47 มิลลิเมตร และ 40 มิลลิเมตร
- 12) เครื่องทำระเหยแบบหมุน (rotary evaporator) ผลิตภัณท์ Buchi
- 13) ตู้บ่มบีโอดี
- 14) เครื่องวัดอุณหภูมิ (thermometer)

2.4 แบบจำลองระบบ

แบบจำลองระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ศึกษาในครั้งนี้ดัง

ภาพประกอบที่ 6



ภาพประกอบที่ 6 ระบบการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ

จากภาพประกอบที่ 6 ระบบการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในห้องปฏิบัติการมีรายละเอียดเกี่ยวกับระบบฯ ดังต่อไปนี้

- 1) ถังน้ำเสียป้อนเข้าระบบ (Feed tank) คือถังพลาสติกขนาด 20 ลิตร จำนวน 2 ใบ
- 2) ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ทำด้วยอะคริลิกใสที่มีปริมาตรการทำงาน 15 ลิตร
- 3) ถังเก็บน้ำทิ้ง (Effluent tank) คือถังพลาสติกขนาด 20 ลิตร จำนวน 2 ใบ
- 4) ระบบเก็บก๊าซแบบแทนที่น้ำที่มีความจุ 2 ลิตร
- 5) เครื่องสูบบิวรีด (Peristaltic pump) 4 เครื่อง
 เครื่องที่ 1,2 ทำหน้าที่สูบน้ำเสียจากถังป้อนน้ำเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด
 เครื่องที่ 3,4 ทำหน้าที่สูบก๊าซเพื่อหมุนเวียนภายในระบบฯ
- 6) เครื่องควบคุมอุณหภูมิ ทำหน้าที่ควบคุมอุณหภูมิภายในระบบให้มีความคงที่ค่า 35 ± 2 องศาเซลเซียส

บทที่ 3

ผล และวิจารณ์ผลการทดลอง

การดำเนินงานวิจัยในครั้งนี้ เพื่อศึกษาการนำน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมและน้ำเสียจากการปั่นน้ำยางข้นใช้ใหม่ภายใต้การประยุกต์ใช้ของเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ โดยศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียเมื่อทำการเดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง ซึ่งผลการศึกษาได้นำเสนอประกอบด้วยหัวข้อต่างๆดังนี้

- 3.1 คุณสมบัติ น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมจำนวน 5 โรงงาน
- 3.2 ผลการปรับสภาพน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเพื่อกำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมี
- 3.3 ผลการปรับสภาพหัวเชื้อจุลินทรีย์สำหรับบำบัดน้ำเสีย
- 3.4 ประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ที่เปลี่ยนแปลงค่าเวลาดักพัก (HRT) และ COD/SO_4^{2-}
- 3.5 ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ $COD/SO_4^{2-} = 5$

3.1 ศึกษาคุณสมบัติ น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม

การศึกษาวิจัยในครั้งนี้ใช้น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นในจังหวัดสงขลาที่ร่วมวิจัย โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียแบบฉับพลัน (Grab sampling) และทำการวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียทั้งทางกายภาพและเคมี ได้แก่ค่า Temperature, pH, COD, BOD₅, TKN, NH₃-N, TP, SO₄²⁻, TS, TDS, SS และ โลหะหนัก เช่น Zn²⁺ Ba²⁺ และ Mg²⁺ เป็นต้น พารามิเตอร์ดังกล่าววิเคราะห์ตามวิธีการ Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA and WEF, 2005) ซึ่งได้สรุปข้อมูลลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมดังตารางที่ 17 น้ำเสียที่ยังไม่ได้นำมาใช้ นำไปเก็บรักษาไว้ในห้องเย็นอุณหภูมิประมาณ 4 องศาเซลเซียส เพื่อชะลอปฏิกิริยาทางชีวภาพและรักษาสภาพน้ำเสีย

ตารางที่ 17 ลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมจากโรงงานจำนวน 5 โรงงาน

พารามิเตอร์	โรงงาน 1	โรงงาน 2	โรงงาน 3	โรงงาน 4	โรงงาน 5
pH	4.01	3.36	4.60	3.50	5.19
Temperature (องศาเซลเซียส)	32	32	31	32	31
COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	24,000	25,200	18,000	26,200	5,440
TKN (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,490	2,380	1,456	2,492	420
NH ₃ - N (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,652	1,560	924	1,812	224
TP (มิลลิกรัมต่อลิตร)	30.81	50.99	30.95	60.00	20.31
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,960	2,550	1,650	3,060	650
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	32,062	40,198	14,396	35,688	4,004
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	29,427	36,400	13,926	29,892	2,930
SO ₄ ²⁻ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	7,732	11,628	7,468	10,008	2,169
BOD ₅ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	10,800	14,440	7,350	13,500	1,545
Zn ²⁺ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	120.10	193.20	24.80	197.70	15.10
Ba ²⁺ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	0.06	0.06	0.12	0.95	0.02
Mg ²⁺ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	63.60	24.40	444.60	12.64	4.56

หมายเหตุ น้ำเสียจากโรงงาน 5 เป็นตัวอย่างน้ำเสียที่ทางโรงงานเก็บให้

จากการศึกษาอัตราการเกิดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมของโรงงานจำนวน 5 โรง พบว่ามีค่าอยู่ในช่วง 50-200 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน และจากตารางที่ 17 พบว่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีค่า pH อยู่ในช่วง 3.36-5.19 ซึ่งมีค่าเป็นกรด COD อยู่ในช่วง 5,440-25,200 มิลลิกรัมต่อลิตร BOD₅ อยู่ในช่วง 1,545-13,500 มิลลิกรัมต่อลิตร และ SO₄²⁻ อยู่ในช่วง 2,169-11,628 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเห็นได้ว่าช่วงของคุณลักษณะน้ำเสียมีค่าที่กว้างในรูปของ COD BOD₅ และ SO₄²⁻ เนื่องจากกำลังการผลิตน้ำยางข้นของโรงงานในแต่ละเดือนไม่เท่ากัน ส่งผลให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์และซัลเฟตในแต่ละครั้งของการเก็บตัวอย่างไม่สม่ำเสมอและมีค่าแปรปรวน เมื่อพิจารณาปริมาณของแข็งทั้งหมดในรูป TS พบว่ามีค่าอยู่ในช่วง 4,004-40,198 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูง ทั้งนี้เนื่องจากการเก็บเกี่ยวเยื่อใยในกระบวนการผลิตยางสกิมไม่หมดจึงทำให้มีอนุภาคของแข็งแขวนลอยขนาดเล็กคงเหลือคั่งในน้ำเสียเป็นจำนวนมาก และเมื่อพิจารณาปริมาณโลหะหนัก พบว่ามี Zn²⁺ Ba²⁺ Mg²⁺ อยู่ในช่วง 15.10-197.7 0.12-0.95 และ 4.56-444.60 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เนื่องจากในกระบวนการผลิตมีการรักษาสภาพน้ำยางสดไม่ให้จับตัวด้วยแอมโมเนียหรือร่วมกับสารช่วย TMTD/ZnO (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550) จึงส่งผลให้น้ำเสียจากการ

ผลิตยางสกิมมีปริมาณโลหะหนักสูง อีกทั้งในกระบวนการผลิตยางสกิมมีการเติมกรดซัลฟูริกเพื่อเก็บเกี่ยวเนื้อยาง ทำให้น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมี pH ที่ต่ำ และมีปริมาณซัลเฟต สูงโดยมีค่าอัตราส่วน COD/SO₄²⁻ น้อยกว่าหรือเท่ากับ 3 ซึ่งเป็นค่าที่ยากต่อการบำบัดและก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศ เนื่องจากซัลเฟต ถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ที่จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทนและไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ปลดปล่อยออกมา ทำให้เกิดปัญหาการกัดกร่อนและมีกลิ่นที่รุนแรง (Silva, et al., 2001)

3.2 ผลการปรับสภาพน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเพื่อกำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมี

ชนิดและปริมาณสารเคมีที่เหมาะสมที่ใช้กำจัดซัลเฟตมี 2 ชนิด คือ Ca²⁺ จากปูนขาวและเกลือของ Ba²⁺ เพื่อให้เกิดการรวมตัวกับซัลเฟตและควบคุมค่า pH ด้วยการใช้นาOH และ HCl ให้มีค่าอยู่ในช่วง 5-6 และทดสอบเวลาสัมผัสของสารเคมีที่เติมเพื่อกำจัดซัลเฟตในน้ำเสีย รวมถึงดำเนินการวิเคราะห์ตะกอนที่เกิดขึ้นในชุดทดสอบ Jar test โดยกำหนดวิธีการวิเคราะห์สถานะในการทดสอบ และพารามิเตอร์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ ดังแสดงในตารางที่ 11, 12 และตารางที่ 13 ซึ่งการทดลองในขั้นตอนนี้ทำให้ได้ชนิด ปริมาณสารเคมี pH และเวลาสัมผัสที่เหมาะสมสำหรับกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยสารเคมี

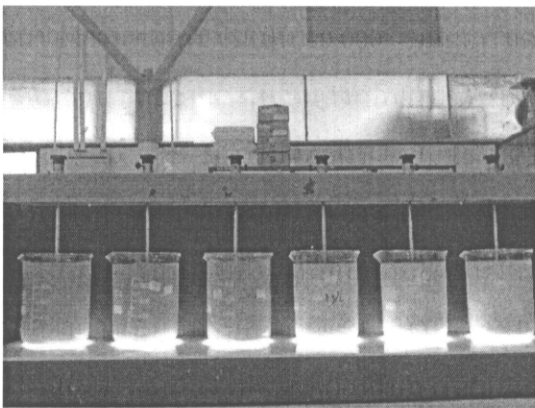
เมื่อเริ่มต้นการทดลองได้ทดลองใช้ระยะเวลาสัมผัสของสารเคมี คือ กวนเร็ว 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และกวนช้า 40 รอบต่อนาที โดยปรับเวลาสัมผัสช่วงกวนช้าที่ 2 ค่าเวลาสัมผัส คือ 60 นาทีและ 90 นาที ที่ pH เท่ากับ 5-6 ซึ่งจากการทดลองพบว่า กวนเร็ว 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และกวนช้า 40 รอบต่อนาที เป็นเวลา 90 นาทีที่ pH เท่ากับ 5-6 ส่งผลให้ซัลเฟตตกตะกอนได้ดีที่สุด ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Claudia และคณะ (2009)

3.2.1 Ca²⁺ จากปูนขาว

ผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเมื่อเติม Ca²⁺ จากปูนขาว เมื่อ กวนเร็ว 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที และกวนช้า 40 รอบต่อนาที เป็นเวลา 90 นาที ที่ pH 5-6 พบว่ามีการแยกชั้นออกเป็นสองชั้นคือส่วนของน้ำใสและตะกอนอย่างชัดเจนซึ่งพบว่าปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นมีปริมาตร 0.3 ลิตรต่อลิตร โดยพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเมื่อใช้ปริมาณ CaO เท่ากับ 30, 40 และ 50 กรัมต่อลิตร เท่ากับร้อยละ 1.4 2.8 และ 1.7 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ด้วยการเติม CaO ได้น้อยมาก ซึ่งค่า pH น้ำออกอยู่ในช่วง 10-12.7

3.2.2 เกลือของ Ba^{2+}

ผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเมื่อเติมเกลือของ $Ba^{2+}(BaCl_2 \cdot 2H_2O)$ กวนเร็ว 150 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 1 นาที และกวนช้า 40 รอบต่อนาที เป็นเวลา 90 นาที ที่ pH = 5-6 พบว่ามีการแยกชั้นออกเป็นสองชั้นคือส่วนของน้ำใสและตะกอนอย่างชัดเจน ซึ่งพบว่าปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นมีปริมาณน้อยกว่า Ca^{2+} จากปูนขาว โดยพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเมื่อใช้ปริมาณเกลือของ Ba^{2+} ช่วงความเข้มข้น 2-30 กรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมที่มีซัลเฟต 8,500 มิลลิกรัมต่อลิตร (ช่วงความเข้มข้น 2-14 กรัมต่อลิตร) พบว่า เมื่อใช้ $BaCl_2$ เท่ากับ 14 กรัมต่อลิตรมีประสิทธิภาพการกำจัดที่ดีที่สุดร้อยละ 51.1 และเมื่อความเข้มข้นของซัลเฟตเพิ่มขึ้นเป็น 10,000 มิลลิกรัมต่อลิตร เกลือของ Ba^{2+} มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเท่ากับร้อยละ 40.2, 74.4, และ 83.9 โดยใช้ปริมาณ $BaCl_2$ เท่ากับ 10, 20, และ 30 กรัมต่อลิตร โดยมีปริมาตรตะกอนเกิดขึ้น 0.1, 0.14, 0.19 ลิตรต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งค่า pH น้ำออกอยู่ในช่วง 6-6.2 ซึ่ง $BaCl_2$ ที่ใช้มีปริมาณค่อนข้างสูง เนื่องจากน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม มีอนุภาคคอลลอยด์ขนาดเล็กจำนวนมาก อีกทั้งในกระบวนการผลิตมีการเติมสารต่างๆเพื่อปรับสภาพ เช่น ZnO , NH_3 , H_2SO_4 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550) ทำให้ Ba^{2+} ที่เติมลงไปอาจจะจับกับสารตัวอื่นนอกจากซัลเฟต เช่น BaO , $Ba(OH)_2$, $Ba(NO_3)_2$ จึงทำให้ปริมาณ $BaCl_2$ ที่ใช้ค่อนข้างสูง และจะเห็นได้ว่า เกลือของ Ba^{2+} ตกตะกอนซัลเฟตไอออนในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมที่มีองค์ประกอบที่ซับซ้อนของคอลลอยด์ของอนุภาคยางที่มีประจุผิวเป็นลบได้ดีกว่าแคลเซียมจากปูนขาว

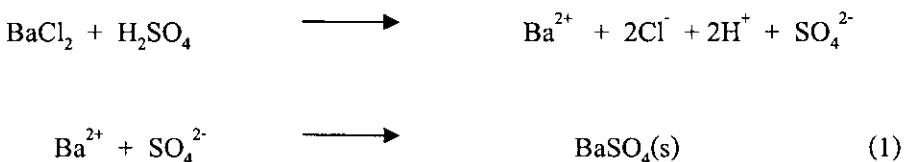


1) ขณะทำ Jar test ในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม

ภาพประกอบที่ 7 ทดสอบชนิดและปริมาณของสารเคมีที่เหมาะสมในชุดทดสอบ Jar test

3.2.3 น้ำทิ้งและสมบัติ-องค์ประกอบของตะกอน

เมื่อนำน้ำเสียจากการผลิตยางสกีหมักหลังตกตะกอนด้วย BaCl_2 10, 20 และ 30 กรัมต่อลิตร วิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักคงเหลือในน้ำหลังแยกตะกอนออก พบว่ามีปริมาณ Zn^{2+} 179.6-205.6 มิลลิกรัมต่อลิตร Ba^{2+} 2.88-4.25 มิลลิกรัมต่อลิตร และ Mg^{2+} 12.64-15.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังตารางที่ 18 ซึ่งพบว่ามีค่าสูงกว่ามาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม และนิคมอุตสาหกรรม (กำหนด $<1\text{mg/L}$) ทั้งนี้ในส่วนของสารอินทรีย์ในรูป COD ในน้ำทิ้งหลังตกตะกอนต้องเข้าสู่ขั้นตอนการบำบัดชีวภาพต่อไป ซึ่งการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกีหมักที่ผ่านการกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นแล้วจะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างต่อเนื่อง (อัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ มากกว่าหรือเท่ากับ 3) โดยระบบบำบัดแบบไร้อากาศเป็นเทคโนโลยีที่สามารถลดค่าความสกปรกได้มากกว่าร้อยละ 70 อีกทั้งให้พลังงานชีวภาพเพื่อใช้เป็นพลังงานหมุนเวียนในโรงงานได้ (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) ทั้งนี้ปริมาณของโลหะหนักที่คงค้างอยู่ในน้ำเสียอาจจะถูกกำจัดโดยจุลินทรีย์ชนิด sulfate reducing bacteria (SRB) ที่พบในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ จากรายวิจัยของ T. Jong. และ D.L. Parry 2003 พบว่าโลหะหนัก เช่น Cu, Zn และ Ni ถูกกำจัดได้มากกว่าร้อยละ 97.5 ภายใต้กลไกการ adsorption หรือ precipitation ของจุลินทรีย์ชนิด SRB ทั้งนี้ Cu กับ Ba เป็นโลหะหนักที่มีประจุบวก 2 เหมือนกัน ดังนั้นปริมาณคงเหลือค้างของโลหะหนักในน้ำเสียจากการผลิตยางสกีหมักหลังตกตะกอนอาจจะถูกทำให้ลดลง โดยผลการศึกษาเพิ่มเติมในส่วนของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ จะกล่าวต่อไปในหัวข้อประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ส่วนผลวิเคราะห์ตะกอนหลังเติม BaCl_2 10-30 กรัมต่อลิตร ในน้ำเสียจากการผลิตยางสกีหมัก พบว่าตะกอนมีสังกะสี (Zn) 3.65-4.61 กรัมต่อกิโลกรัม ทั้งนี้เกิดจากการเติม ZnO รักษาสภาพน้ำยางสดทำให้มีสังกะสีในปริมาณสูง แมกนีเซียม (Mg) เท่ากับ 0.15-0.52 กรัมต่อกิโลกรัม และ แบเรียม (Ba) 2.20-3.65 กรัมต่อกิโลกรัม ดังนั้นตะกอนที่เกิดขึ้นจึงเป็นตะกอนของเสียอันตราย (U.S EPA ,2000) โดยตะกอนที่เกิดขึ้นต้องมีการจัดการอย่างถูกต้องตามหลักวิชาการในเรื่องการกักเก็บเพื่อรอกำจัด และกำจัดโดยนำไปปรับเสถียรและทำก้อนแข็งก่อนเข้าสู่หลุมฝังกลบมั่นคง (Secure Landfill) เพื่อป้องกันการแพร่กระจายของโลหะหนักในตะกอนสู่สิ่งแวดล้อมได้ โดยปฏิบัติการตกตะกอนที่เกิดขึ้นในน้ำเสียจากการผลิตยางสกีหมักเมื่อเติม BaCl_2 แสดงดังสมการ (1)



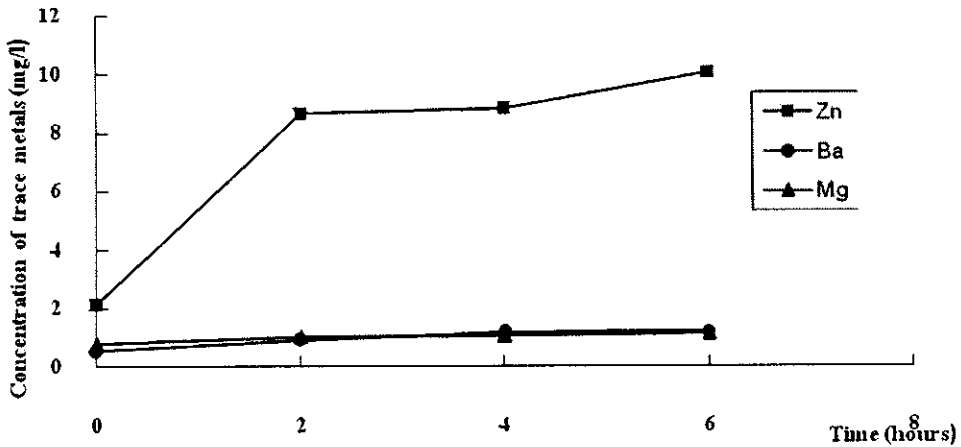
จากสมการ(1) พบว่า เกลือของ Ba^{2+} 1 โมล ทำปฏิกิริยาพอดีกับ SO_4^{2-} 1 โมล เกิดเป็นตะกอนสีขาวของแบเรียมซัลเฟต ($BaSO_4$) 1 โมล (ชัยวัฒน์ เจนวานิชย์, 2536) จากการทดลองการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกีเมือเติม $BaCl_2$ ที่ 10, 20 และ 30 กรัมต่อลิตร เมื่อพิจารณาปริมาณความเข้มข้นของแบเรียมที่อยู่ในตะกอนของน้ำเสียจากการผลิตยางสกี พบว่ามีปริมาณแบเรียมในตะกอนทั้งหมดที่วิเคราะห์ได้น้อยกว่าปริมาณที่ควรเกิดขึ้นจริงในรูปของแบเรียมซัลเฟต ($BaSO_4$) ตามทฤษฎี ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากในน้ำเสียจากการผลิตยางสกีมีอนุภาคยางขนาดเล็กที่ไม่ถูกจับตัวคงเหลืออยู่จำนวนหนึ่ง เมื่อนำตะกอนที่เกิดขึ้นไประเหยแห้งทำให้อนุภาคยางเคลือบและแทรกอยู่ในตะกอนและที่ผิวตะกอนมีแผ่นซีลียงเคลือบอยู่ อีกทั้งการเติมสารปรับสภาพในน้ำยางสดก่อนผลิตน้ำยางขึ้น น่าจะส่งผลต่อการวิเคราะห์หาแบเรียม

ตารางที่ 18 ปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักที่คงเหลือในน้ำเสียจากการผลิตยางสกีหลังจากตกตะกอนด้วย $BaCl_2$

ชนิดและปริมาณ $BaCl_2$	ปริมาณที่คงเหลือในน้ำ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	Zn^{2+}	Ba^{2+}	Mg^{2+}
น้ำเสียจากการผลิตยางสกี + $BaCl_2$ 10 กรัมต่อลิตร	179.60	2.88	13.42
น้ำเสียจากการผลิตยางสกี + $BaCl_2$ 20 กรัมต่อลิตร	205.60	3.06	15.70
น้ำเสียจากการผลิตยางสกี + $BaCl_2$ 30 กรัมต่อลิตร	205.60	4.25	12.64

3.2.4 ผลการศึกษาอัตราการชะล้างโลหะหนักจากกากตะกอนแห้งหลังจากตกตะกอนด้วย $BaCl_2$

ผลการศึกษาอัตราการชะล้างโลหะหนักจากกากตะกอนแห้ง โดยนำตัวอย่างกากตะกอนแห้งตัวอย่างละ 2 กรัมเติมน้ำกลั่นจำนวน 100 ml นำไปเขย่าในเครื่องเขย่าสารที่อุณหภูมิห้องนาน 0, 2, 4, และ 6 ชั่วโมง จากนั้นนำมากรองด้วยกระดาษกรอง GF/C ของเหลวที่สกัดได้นำไปวิเคราะห์หาค่า pH Zn^{2+} Ba^{2+} และ Mg^{2+} แสดงดังภาพประกอบที่ 8 ข้อมูลที่ได้นำมาศึกษาถึงอัตราการชะล้างออกของธาตุต่าง ๆ จากกากตะกอน



ภาพประกอบที่ 8 อัตราการชะล้างโลหะหนักจากกากตะกอนของน้ำเสียจากการผลิตยางสกี ณ เวลาต่างๆ

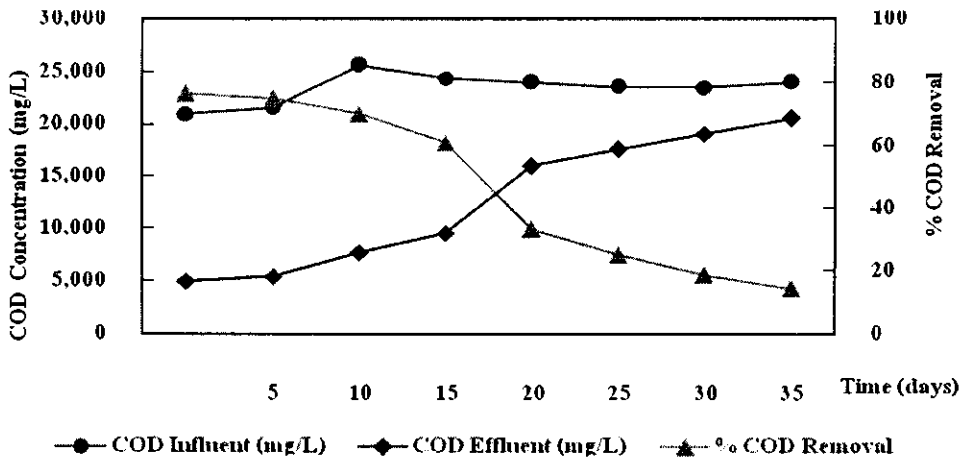
จากการทดลองศึกษาอัตราการชะล้างโลหะหนักจากกากตะกอนของน้ำเสียจากการผลิตยางสกี พบว่ามีค่า pH อยู่ในช่วง 5.62-5.98 จากภาพประกอบที่ 8 จะเห็นได้ว่าปริมาณโลหะหนัก Zn^{2+} Ba^{2+} และ Mg^{2+} จากกากตะกอนแห้งเมื่อสัมผัสกับน้ำมีอัตราการถูกชะล้างสูงขึ้นในช่วง 0-2 ชั่วโมงแรก หลังจากนั้นมีความคงที่ โดยปริมาณโลหะหนัก Zn^{2+} Ba^{2+} และ Mg^{2+} ณ เวลาที่ 0 ชั่วโมงเท่ากับ 2.15 0.53 และ 0.76 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ และเมื่อเวลาผ่านไป 2 ชั่วโมงเท่ากับ 8.66 0.90 และ 1.03 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีปริมาณโลหะหนักที่เพิ่มสูงขึ้นคิดเป็นร้อยละ 75 41 และ 26 ตามลำดับ และเมื่อเวลาผ่านไป 6 ชั่วโมง พบว่ามีปริมาณโลหะหนัก Zn^{2+} Ba^{2+} และ Mg^{2+} เท่ากับ 10.06 1.21 และ 1.12 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เมื่อพิจารณาชนิดและปริมาณโลหะหนักที่ถูกชะล้างจะเห็นได้ว่า Zn^{2+} มีปริมาณมากที่สุด เนื่องจากในกระบวนการผลิตมีการเติม ZnO รักษาสภาพน้ำยางสด (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2550) ทำให้มีสังกะสีในปริมาณสูง จึงส่งผลให้ในกากตะกอนของน้ำเสียจากการผลิตยางสกีมีปริมาณความเข้มข้นของสังกะสีในปริมาณที่สูงด้วย (3,650-4,610 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม) สรุปได้ว่าตะกอนที่เกิดขึ้นมีอัตราการถูกชะล้างสูงเมื่อสัมผัสกับน้ำในช่วงเวลา 0-2 ชั่วโมงแรก ซึ่งทำให้โลหะหนักแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อม ดังนั้นตะกอนที่เกิดขึ้นต้องมีการจัดการอย่างถูกต้องตามหลักวิชาการในเรื่องการกักเก็บเพื่อรอกำจัด และกำจัดโดยนำไปปรับเสถียรและทำก้อนแข็งก่อนเข้าสู่หลุมฝังกลบมั่นคง (Secure Landfill) เพื่อป้องกันการแพร่กระจายของโลหะหนักในตะกอนสู่สิ่งแวดล้อมได้

3.2.5 สรุปผลการปรับสภาพน้ำเสียยางสกิมเพื่อกำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมี

การกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยการตกตะกอนทางเคมีโดยการเติมเกลือของ Ba^{2+} มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเท่ากับร้อยละ 40.2, 74.4, และ 83.9 โดยใช้ปริมาณ $BaCl_2$ เท่ากับ 10, 20, และ 30 กรัมต่อลิตร ดังนั้นเพื่อดำเนินการต่อยอดผลการศึกษากำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมีในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมก่อนการบำบัดโดยระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด จึงเลือกใช้ปริมาณ $BaCl_2$ 15 กรัมต่อลิตร เนื่องจากทำให้ค่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมโดยการเติมสารเคมีที่กำจัดซัลเฟตแล้วมีค่า COD/SO_4^{2-} มากกว่า 3 (เลือกใช้เท่ากับ 5) จากรายงานการวิจัยของชวลิต รัตนธรรมสกุล 2549 กล่าวว่า ที่อัตราส่วน COD/SO_4^{2-} เท่ากับ 5:1 เป็นอัตราส่วนที่เพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ หากน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีความเข้มข้นของซัลเฟตเปลี่ยนไปจะสามารถคำนวณอัตราส่วนการเติมสารเคมีได้ โดย 1 มิลลิกรัมซัลเฟต ต้องใช้ $BaCl_2$ 2 มิลลิกรัม หรือ อัตราส่วนเป็น 1:2 หากกำจัดซัลเฟตโดยวิธีการตกตะกอนทางเคมีแล้ว จะทำให้สัดส่วน COD/SO_4^{2-} ก่อนเข้าสู่การบำบัดแบบไร้อากาศอยู่ในปริมาณที่เหมาะสม ($COD/SO_4^{2-} \geq 3$ จะทำให้จุลชีพสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างต่อเนื่อง)

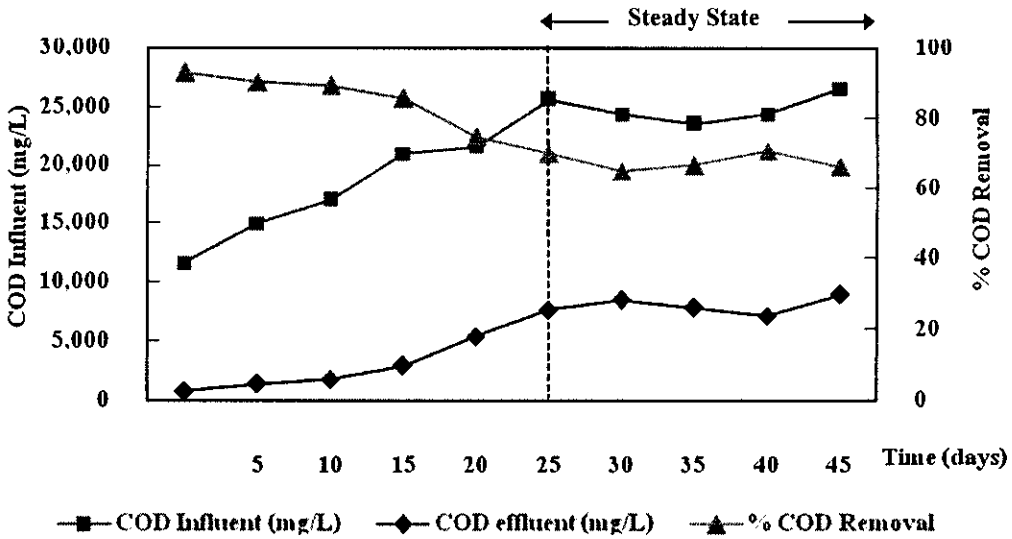
3.3 ผลการปรับสภาพหัวเชื้อจุลินทรีย์สำหรับบำบัดน้ำเสีย

การปรับสภาพหัวเชื้อเพื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวเพื่อให้ระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ เมื่อเริ่มต้นการทดลอง ต้องทำการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์เพื่อเดินระบบบำบัดน้ำเสีย โดยใช้เชื้อจุลินทรีย์จากถังบำบัดแบบไร้อากาศจากอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม โดยทำการลดอัตราส่วนของน้ำเสียของการผลิตน้ำมันปาล์มที่นำเข้ามา ต่อน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในอัตราส่วน 9:1 8:2 7:3 6:4 5:5 4:6 3:7 2:8 1:9 และน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมทั้งหมดดังภาพประกอบที่ 9



ภาพประกอบที่ 9 ประสิทธิภาพในการบำบัด COD กับเวลาเมื่อใช้หัวเชื้อจากถังบำบัดแบบไร้อากาศ จากอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม

จากภาพประกอบที่ 9 พบว่าในช่วง 15 วันแรก จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD ร้อยละ 60 และมีแนวโน้มลดลง จนกระทั่งในวันที่ 25-35 มีประสิทธิภาพ ลดลงต่ำกว่าร้อยละ 20 แสดงว่าจุลินทรีย์ไม่สามารถใช้น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเป็นแหล่งอาหารได้ เนื่องจากน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากกว่าน้ำเสียจากการผลิตน้ำมันปาล์ม อีกทั้งน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีปริมาณซัลเฟตที่สูงจึงทำให้เชื้อจุลินทรีย์ไม่สามารถปรับสภาพได้ จากนั้นจึงได้ทำการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ใหม่ โดยใช้เชื้อจุลินทรีย์จากถังบำบัดแบบไร้อากาศจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น โดยในช่วงเริ่มต้นได้ทำการลดอัตราส่วนของน้ำเสียจากการผลิตน้ำยางชั้นที่นำเข้ามา ต่อมา น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมด้วยวิธีดังกล่าวข้างต้น แสดงประสิทธิภาพการบำบัดของจุลินทรีย์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัด COD กับเวลา เพื่อติดตามสถานะคงที่ในการเลี้ยงเชื้อดังภาพประกอบที่ 10



ภาพประกอบที่ 10 ประสิทธิภาพในการบำบัด COD กับเวลาเมื่อใช้หัวเชื้อจากถังบำบัดแบบไร้อากาศของอุตสาหกรรมน้ำยางข้น

จากภาพประกอบที่ 10 เมื่อพิจารณาความสามารถในการทำงานของจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียจากความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพในการบำบัด COD ของจุลินทรีย์กับเวลาในช่วงแรกพบว่ามีประสิทธิภาพสูงและมีแนวโน้มลดลงเล็กน้อย เนื่องจากในช่วงแรกของการเริ่มต้นเลี้ยงเชื้อต้องทำการป้อนน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ในรูป COD ต่ำก่อน เพื่อไม่ให้เกิด shock load ต่อจุลินทรีย์ จากนั้นเมื่อจุลินทรีย์คุ้นเคยและปรับสภาพได้ ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด COD เข้าสู่สภาวะคงที่ โดยใช้เวลาประมาณ 45 วัน คือค่าร้อยละประสิทธิภาพการบำบัด COD เท่ากับ 70 โดยความเข้มข้นของจุลินทรีย์ที่เริ่มต้นประมาณ 8,000-10,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในรูป MLVSS

3.4 ประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์ ที่เปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) และ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$

จากการศึกษาการกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยการตกตะกอนทางเคมีโดยการเติมเกลือของ Ba^{2+} ซึ่งใช้ปริมาณ BaCl_2 เท่ากับ 15 กรัมต่อลิตร ทำให้ค่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีค่า $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ เพื่อควบคุมอัตราส่วนของสารอินทรีย์ต่อซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} \geq 3$ จะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างต่อเนื่อง) ในน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ที่เปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) 2 ค่า คือ 24 และ 48 ชั่วโมง โดยเปรียบเทียบผล

การศึกษาเกี่ยวกับน้ำเสียจากการผลิตยางสกีมิเข้าสู่ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดซึ่งไม่ผ่านกระบวนการเติมสารเคมีเพื่อกำจัดซัลเฟต $\text{COD/SO}_4^{2-} = 2.5$ โดยแสดงผลการศึกษาสภาวะแวดล้อมภายในระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดที่ทำการควบคุมให้เหมาะสม และแสดงประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพดังต่อไปนี้

3.4.1 สภาวะแวดล้อมในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

ผลการติดตามสภาวะแวดล้อมในระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ได้แก่ ค่ากรดต่าง (pH) อุณหภูมิ (Temperature) สภาพด่าง (Alkalinity : Alk) กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids : VFA) อัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพด่าง (VFA : Alk) และปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง เพื่อควบคุมสภาวะดังกล่าวให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ผลการศึกษาเป็นดังนี้

1) ค่ากรดต่าง (pH)

ผลการติดตามค่ากรดต่าง (pH) ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด พบว่า pH ของน้ำเสียจากการผลิตยางสกีมีค่าอยู่ในช่วง 3.51-5.16 จึงได้ปรับ pH ของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบด้วย NaOH ให้มีค่าอยู่ในช่วง 6.8-7.2 โดยในช่วงเริ่มต้นทำการทดลองพบว่าเมื่อปรับ pH ให้มีค่าต่ำกว่า 7 จะส่งผลให้น้ำทิ้งจากระบบมีค่าต่ำกว่า 6.6 ซึ่งจะให้เกิดก๊าซ CO_2 มากกว่าปกติ เกิดกลิ่นเหม็นและมีฝ้าตะกอนลอยขึ้นในระบบ (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) จึงได้ทำการปรับ pH ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบให้มีค่าสูงขึ้น อยู่ในช่วง 7-7.5 ทุกชุดการทดลองเพื่อให้ pH ของระบบมีค่าอยู่ในช่วง 6.5-8 ซึ่งเหมาะสมสำหรับการย่อยสลายแบบไร้อากาศ

2) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิภายในระบบ มีการควบคุมให้มีค่าเท่ากับ 35 ± 2 องศาเซลเซียส ซึ่งเหมาะสมต่อการทำงานและการเจริญของจุลินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศ โดยระบบบำบัดแบบไร้อากาศมีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมในการเกิดก๊าซมีเทนขึ้นในระบบได้ดี คือ ช่วง 30-40 องศาเซลเซียส ทั้งนี้จุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศมี 2 ชนิด คือ จุลินทรีย์ผลิตกรด เจริญได้ดีในอุณหภูมิช่วง 30-36 องศาเซลเซียส และจุลินทรีย์ผลิตมีเทน เจริญได้ดีในอุณหภูมิช่วง 33-38 องศาเซลเซียส (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543) ซึ่งการเดินระบบที่อุณหภูมิ 35 ± 2 องศาเซลเซียส จึงอยู่ในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการทำงานของจุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ

3) สภาพด่าง (Alkalinity : Alk) กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids : VFA) และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพด่าง (VFA : Alk)

ผลการติดตามค่าสภาพต่าง (Alk) ก่อนเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 3,600-4,900 mg/L as CaCO₃ ส่วนภายในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด พบว่ามีค่าอยู่ในช่วง 9,200-15,000 mg/L as CaCO₃ ดังตารางที่ 19 มีค่าสูงตลอดการทดลอง ซึ่งสูงกว่าสภาพต่างในระบบบำบัดแบบไร้อากาศซึ่งแนะนำ ไว้ที่ 1,000 - 5,000 mg/L as CaCO₃ เพื่อที่จะรักษา pH ไม่ให้ต่ำจนเกิดอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ (MetCalf & Eddy, 2004) แต่อย่างไรก็ดีต้องพิจารณาค่ากรดไขมันระเหยง่าย (VFA) เพื่ออัตราส่วน VFA/Alk ประกอบด้วย

กรดไขมันระเหยง่ายเกิดจากการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างกรด กล่าวคือ สารอินทรีย์ที่ถูกย่อยให้มีโมเลกุลที่เล็กลง และสามารถละลายน้ำได้เพื่อนำมาใช้เป็นสารตั้งต้นในการสร้างก๊าซชีวภาพในระบบบำบัดแบบไร้อากาศแต่ถ้าระบบไม่อยู่ในสภาวะที่สมดุล คือ จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนไม่สามารถนำกรดไขมันระเหยง่ายมาใช้ได้ทัน จะทำให้เกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่าย อาจส่งผลให้ค่าความเป็นด่างลดลง สภาพแวดล้อมไม่เหมาะสมกับจุลินทรีย์สร้างมีเทน อาจทำให้ระบบล้มเหลวได้ จากการทดลองเมื่อพิจารณาค่ากรดไขมันระเหยง่ายในระบบ พบว่ามีค่าอยู่ในช่วง 4,080-6,510 mg/L as CH₃COOH ซึ่งสูงกว่ากรดไขมันระเหยง่ายในระบบบำบัดแบบไร้อากาศซึ่งแนะนำ ไว้ที่ 50-500 mg/L as CH₃COOH (เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ, 2538) แต่เมื่อพิจารณาค่าอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพต่างมีค่าอยู่ในช่วง 0.35-0.44 โดยค่าส่วนใหญ่ของอัตราส่วนกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพต่าง ต่ำกว่า 0.4 ซึ่งบ่งชี้ว่าระบบมีกำลังบำบัดเพียงพอที่จะควบคุมการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ที่มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) และเมื่อพิจารณาค่ากรดไขมันระเหยง่ายและสภาพต่างพบว่า ในชุดการทดลองที่ 2 และ 4 มีค่าสูงกว่าชุดการทดลองที่ 1 และ 3 ทั้งนี้เนื่องจากอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) มีค่าสูงขึ้น จึงส่งผลให้กรดไขมันระเหยง่ายและสภาพต่างมีค่าสูงขึ้นด้วย ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ กาญจนिता ครองธรรมชาติและคณะ (2549)

ตารางที่ 19 สภาพค่า (Alk) กรดไขมันระเหยง่าย (VFA) และอัตราส่วนของกรดไขมัน
ระเหยต่อสภาพค่า (VFA:Alk) ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์
เบด

ชุดการทดลองที่	VFA (mg/L as CH ₃ COOH)	Alk (mg/L as CaCO ₃)	VFA:Alk
1	4,080-4,855	9,200-14,000	0.35-0.44
2	5,670-6,510	14,050-15,000	0.41-0.44
3	4,104-4,440	11,000-12,050	0.37-0.38
4	5,540-6,370	14,200-15,000	0.39-0.42

หมายเหตุ: ชุดการทดลองที่ 1 คือ น้ำเสียจากการผลิตยางสติกมเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิด
ฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลากักพัก 48 ชั่วโมง

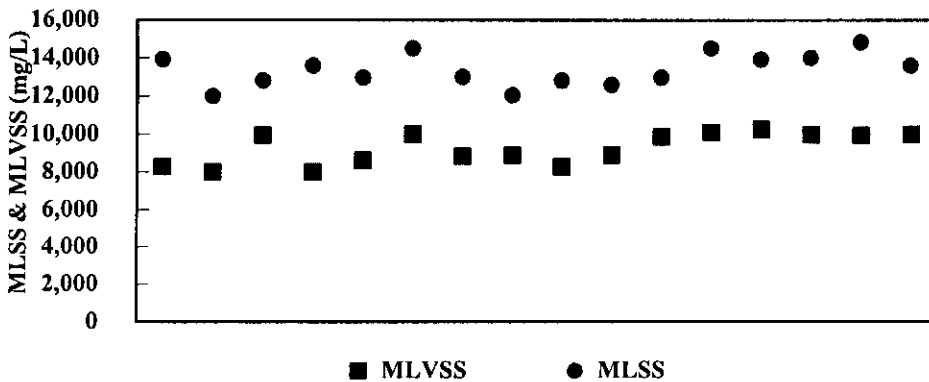
ชุดการทดลองที่ 2 คือ น้ำเสียจากการผลิตยางสติกมเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิด
ฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลากักพัก 24 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 3 คือ น้ำเสียจากการผลิตยางสติกม ซึ่งผ่านกระบวนการเติมเกลือของ Ba²⁺
เพื่อกำจัดซัลเฟตก่อนเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 5$) ที่
ระยะเวลากักพัก 48 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 4 คือ น้ำเสียจากการผลิตยางสติกม ซึ่งผ่านกระบวนการเติมเกลือของ Ba²⁺
เพื่อกำจัดซัลเฟตก่อนเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 5$) ที่
ระยะเวลากักพัก 24 ชั่วโมง

4) ปริมาณจุลินทรีย์

ผลการติดตามปริมาณและความเข้มข้นของจุลินทรีย์ภายในระบบพบว่ามีความ
เข้มข้นของมวลสัณฐานภาพประกอบที่ 11



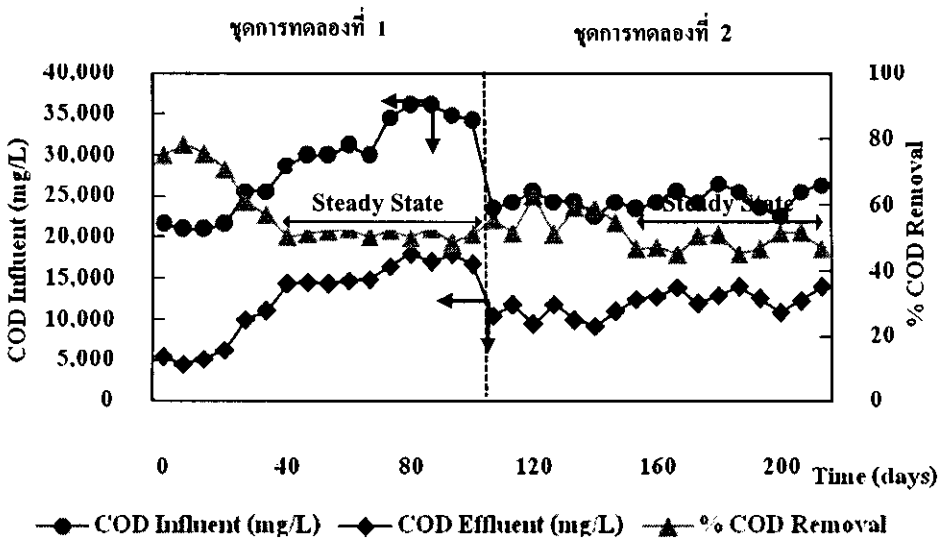
ภาพประกอบที่ 11 ปริมาณจุลินทรีย์ในรูป MLSS และ MLVSS ในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อเก็บตัวอย่างที่ 50 เซนติเมตร

จากภาพประกอบที่ 11 เมื่อพิจารณาภาพรวมของเชื้อจุลินทรีย์ภายในถังของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด พบว่ามีปริมาณจุลินทรีย์ในรูป MLVSS อยู่ในช่วง 8,000-10,100 มิลลิกรัมต่อลิตร MLSS อยู่ในช่วง 12,000-14,500 มิลลิกรัมต่อลิตร และ MLVSS:MLSS อยู่ในช่วง 0.66-0.72 ตลอดการทดลอง ซึ่งค่าอัตราส่วนนี้เหมาะสมกับระบบบำบัดแบบไร้อากาศ เนื่องจากค่าอัตราส่วนของ MLVSS:MLSS แสดงถึงปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ต่อปริมาณสารอินทรีย์ที่แขวนลอยในน้ำ หากอัตราส่วนนี้ต่ำเกินไป แสดงว่าในระบบมีปริมาณสารอินทรีย์หรือของแข็งแขวนลอยในปริมาณที่สูง ขณะเดียวกันมีจำนวนของเชื้อจุลินทรีย์น้อย โดยระบบบำบัดแบบไร้อากาศต้องทำการตรวจวัด MLVSS: MLSS เพื่อติดตามปริมาณของเชื้อจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบ เพื่อตรวจสอบการหลุดออกของเชื้อจากระบบ

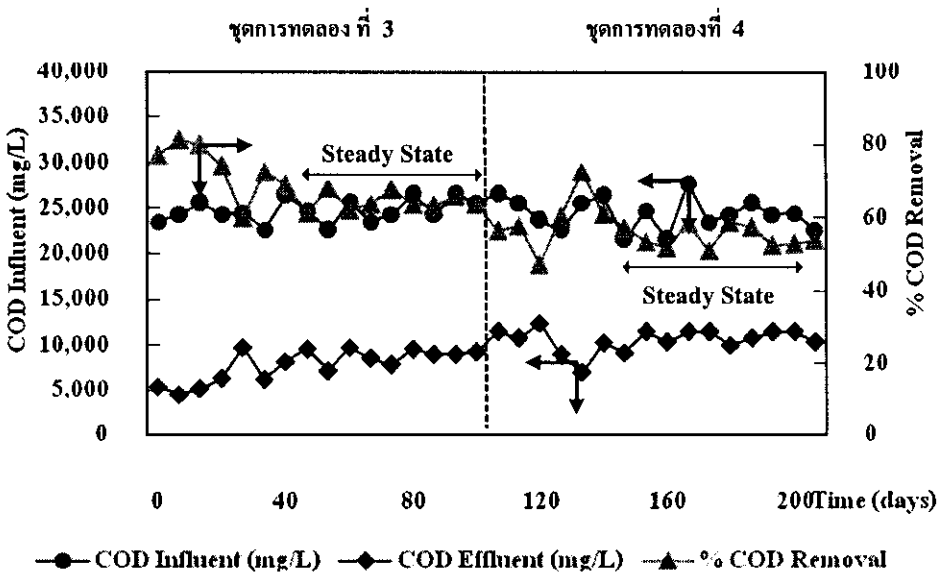
3.4.2 ผลของการเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ต่อซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดในระบบไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

3.4.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD และ BOD_5

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ของตัวอย่างน้ำเข้าระบบฯ น้ำทิ้งหลังบำบัดออกจากระบบฯ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 ดังภาพประกอบที่ 12



1) $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5)$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง



2) $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5)$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง

ภาพประกอบที่ 12 น้ำเข้าระบบ น้ำทิ้งหลังบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

หมายเหตุ: หตุการทดลองที่ 1 คือ น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5)$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 2 คือ นำเสียจากการผลิตยางสกิมเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิด

ฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 3 คือ นำเสียจากการผลิตยางสกิม ซึ่งผ่านกระบวนการเติมเกลือของ Ba^{2+} เพื่อกำจัดซัลเฟตก่อนเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 4 คือ นำเสียจากการผลิตยางสกิม ซึ่งผ่านกระบวนการเติมเกลือของ Ba^{2+} เพื่อกำจัดซัลเฟตก่อนเข้าสู่ระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ($COD/SO_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง

จากภาพประกอบที่ 12 พบว่าน้ำเสียเข้าระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดมีค่า COD เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $32,592 \pm 2,850$ $24,807 \pm 1,248$ $25,069 \pm 1,349$ และ $24,089 \pm 1,874$ มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของ COD ของน้ำเสียเข้าระบบตลอดการทดลอง พบว่าค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์จากการเก็บตัวอย่างของน้ำเสียแต่ละครั้งมีค่าแปรปรวน เนื่องจากลักษณะและกำลังการผลิตของโรงงานในแต่ละเดือนไม่เท่ากัน ขึ้นอยู่กับสภาพเศรษฐกิจ และฤดูกาลของการทำสวนยางพารา

เมื่อพิจารณาผลการบำบัด COD ของระบบฯ จากน้ำทิ้งหลังบำบัด เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $15,963 \pm 1,481$ $12,707 \pm 1,082$ $8,275 \pm 845$ และ $11,540 \pm 819$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ และประสิทธิภาพในการบำบัด COD มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 51.00 ± 1.36 48.80 ± 3.15 65.28 ± 2.78 และ 54.85 ± 2.92 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาการบำบัด COD ในช่วงเริ่มต้นการทดลอง (Start-up) พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดสูงเฉลี่ยร้อยละ 78.20 และมีค่าลดลงเท่ากับร้อยละ 50 เนื่องจากเมื่อทำการเดินระบบอย่างต่อเนื่องอาจทำให้จุลินทรีย์บางส่วนไม่สามารถปรับตัวได้ส่งผลให้น้ำทิ้งออกจากระบบมีค่า COD สูงขึ้น เมื่อพิจารณาการบำบัด COD ในชุดการทดลองที่ 1 ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง พบว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ในวันที่ 40-100 จะเห็นได้ว่าน้ำทิ้งออกจากระบบมีปริมาณสารอินทรีย์ในรูป COD สูงกว่าในช่วงเริ่มต้นการทดลอง ทั้งนี้เนื่องจากเก็บน้ำตัวอย่างใหม่จึงทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์เข้าระบบสูงขึ้นส่งผลให้น้ำทิ้งออกจากระบบมีค่าสูงขึ้นด้วย ซึ่งจากรายงานการวิจัยของ Fernandez และคณะ (2008) กล่าวว่าปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีผลต่อการบำบัด COD คือ เมื่อ OLR มีค่าเพิ่มขึ้น จะทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นด้วย สำหรับชุดการทดลองที่ 2 เมื่อลดระยะเวลาพักจาก 48 เป็น 24 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการบำบัด COD มีค่าใกล้เคียงกัน ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีค่าลดลงจาก $32,592 \pm 2,850$ เป็น $24,807 \pm 1,248$ มิลลิกรัม

ต่อลิตรตามลำดับ เนื่องจากลักษณะน้ำเสียจริงจากการผลิตยางสกิมในแต่ละรอบการผลิตมีปริมาณไม่เท่ากันจึงส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ต่างกัน สำหรับในชุดการทดลองที่ 3 ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง และชุดการทดลองที่ 4 ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด COD มีค่าสูงขึ้น เนื่องจากอัตราส่วนของ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ มีค่าเพิ่มขึ้น โดยอัตราส่วนของ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ของน้ำเสียเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ กล่าวคือ ภายใต้อัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ที่สูง แสดงถึงปริมาณซัลเฟตต่อปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียน้อยกว่าทำให้การย่อยสลายของสารอินทรีย์ในระบบเกิดได้ดี ในขณะเดียวกันหากอัตราส่วนของ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ มีค่าต่ำลง แสดงถึงปริมาณซัลเฟตในระบบที่มากขึ้น ทำให้สามารถเกิดการรีดักชันของซัลเฟตโดย SRB ทำให้เกิดซัลไฟด์ในปริมาณมาก ซึ่งเป็นตัวยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทน (MPB) ส่งผลให้การย่อยสลายของสารอินทรีย์ในระบบมีค่าลดลง (พัฒน์วรรณ วิทยกุล, 2544) เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD ของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมโดยระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิด ไคซ์เบดกับระบบ UASB ที่บำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม พบว่า ระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิด ไคซ์เบดของการศึกษานี้มีประสิทธิภาพบำบัด COD ได้เท่ากับร้อยละ 51.00 ± 1.36 ในขณะที่ระบบ UASB มีประสิทธิภาพบำบัด COD เท่ากับร้อยละ 33.09 ± 0.99 (พิริภรณ์ ปรีชาเลิศมิตร, 2553) จะเห็นได้ว่าระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิด ไคซ์เบดของการศึกษานี้มีประสิทธิภาพสูงกว่า ร้อยละ 18 ทั้งนี้เนื่องจากการ recycle gas ทำให้จุลินทรีย์เกิดการเคลื่อนที่มีโอกาสสัมผัสกับน้ำเสียได้มาก จึงทำให้ปรับตัวได้ในระยะเวลาที่สั้น (Kosinska, et al., 2009) จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่า อีกทั้งการควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 2 องศาเซลเซียส จึงส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบให้สามารถรับค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และรับน้ำเสียที่มีค่าซัลเฟตสูงจาก น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมได้

เมื่อพิจารณาสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป SCOD สำหรับชุดการทดลองที่มีค่าอัตราส่วนของ $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ที่เหมาะสมกับการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$) โดยการลดซัลเฟตด้วยการให้ Ba^{2+} ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง (ชุดการทดลองที่ 3) และ ที่ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง (ชุดการทดลองที่ 4) ในน้ำเข้าระบบ พบว่ามีค่าเฉลี่ย SCOD เท่ากับ $19,470 \pm 509$ และ $19,395 \pm 410$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ในน้ำทิ้งเท่ากับ $4,368 \pm 588$ และ $6,550 \pm 898$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด SCOD เฉลี่ยเท่ากับ 77.57 ± 2.89 และ 66.28 ± 3.98 ซึ่งจะเห็นได้ว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าการพิจารณาในรูป COD ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ในรูปละลายน้ำถูกใช้โดยจุลินทรีย์ในระบบก่อนส่วนที่เป็นสารอินทรีย์แขวนลอย เมื่อเปรียบเทียบผลการศึกษานี้จะเห็นว่าในชุดการทดลองที่ 3 ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$) สูงกว่าชุดการทดลองที่ 4

($COD/SO_4^{2-} = 5$) เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบเพิ่มขึ้น (OLR) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง (วิภารัตน์ ชัยเพชร, 2551)

ผลการศึกษาสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป BOD_5 ของน้ำทิ้ง สำหรับการทดลองชุดที่ 1 2 3 และ 4 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $12,800 \pm 761$ $10,125 \pm 561$ $7,845 \pm 810$ และ $9,898 \pm 693$ มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ $17,325 \pm 2,010$ $14,300 \pm 1,647$ $15,450 \pm 545$ และ $15,853 \pm 240$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ เมื่อพิจารณาอัตราส่วน BOD_5/COD ของน้ำเข้าระบบของทุกชุดการทดลองพบว่า มีค่าอยู่ในช่วง 0.45-0.55 มีส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ย่อยสลายได้ง่ายกับส่วนที่ย่อยสลายได้ค่อนข้างยากในปริมาณค่าใกล้เคียงกัน โดยจะเห็นได้ว่าเมื่อ COD ที่เข้าระบบมีค่าเพิ่มขึ้นจะทำให้ BOD_5 มีค่าสูงขึ้นด้วยซึ่งผลการศึกษามีความสอดคล้องกันโดยผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD กับงานวิจัยอื่นแสดงดังตารางที่ 20

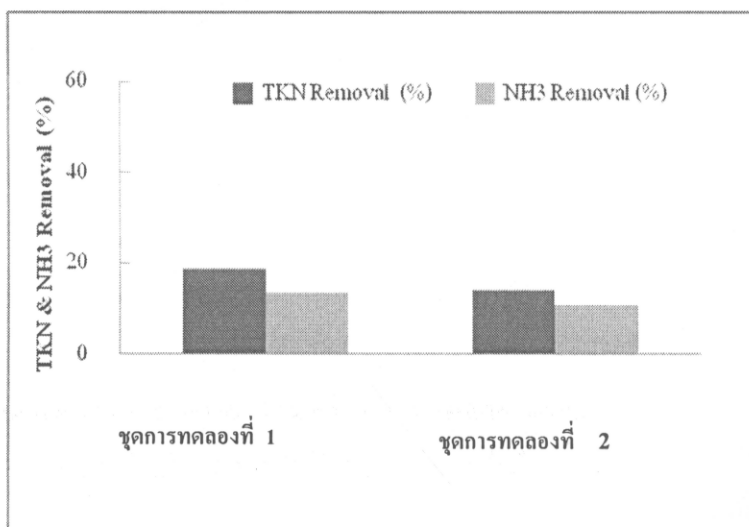
ตารางที่ 20 ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ของงานวิจัยนี้กับงานวิจัยอื่น

ชนิดน้ำเสีย	รูปแบบที่ใช้	OLR ($kgCOD/m^3 \cdot d$)	COD removal (%)	หมายเหตุ
น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	AFBR	16.2 HRT 2 วัน	51.00 ± 1.36	This study
น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	AFBR	24.8 HRT 1 วัน	48.80 ± 3.15	This study
น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	AFBR	12.5 HRT 2 วัน	65.28 ± 2.78	กำจัดซัลเฟตก่อน เข้าระบบ This study
น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	AFBR	24.0 HRT 1 วัน	54.85 ± 2.92	กำจัดซัลเฟตก่อน เข้าระบบ This study
น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	UASB	2.87 HRT 7 วัน	33.09 ± 0.99	พิริภรณ, 2553
น้ำเสีรวมโรงงานน้ำยางขึ้น	ABR	0.60 HRT 7.5 วัน	79.34 ± 1.66	กัญญารัตน์, 2550
น้ำเสียสังเคราะห์ที่ซัลเฟตสูง	UASB	1.94 HRT 2.5 วัน	90	Yamaguchi, 1999
น้ำเสียสังเคราะห์ที่ซัลเฟตสูง	AnSBR	1.8-4.0 HRT 2 วัน	35-78	Mohan, et al., 2005
น้ำเสียสังเคราะห์	AFBR	1-85.44 HRT 0.2-1.5 วัน	92	Rangasamy, et al., 2007

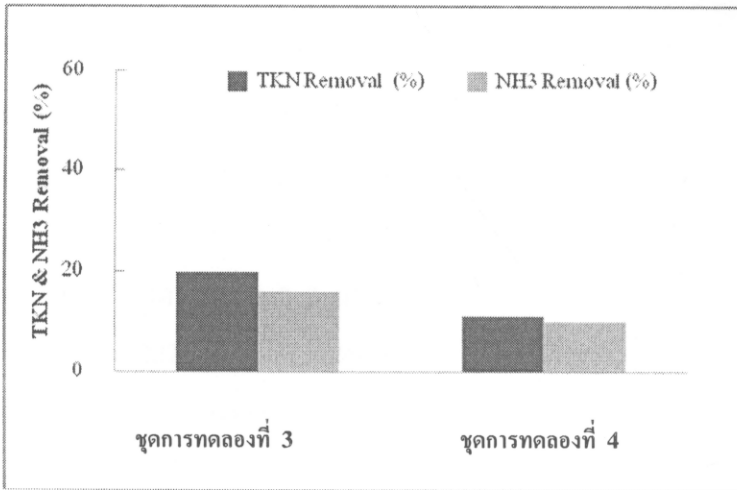
จากตารางที่ 20 เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD ของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในระบบบำบัดแบบไร้อากาศที่ต่างชนิดกัน จะเห็นได้ว่าระบบบำบัดไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด (AFBR) มีประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ที่สูงกว่าระบบ UASB เนื่องจากระบบบำบัดไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด (AFBR) เนื่องจากการ recycle gas ทำให้จุลินทรีย์เกิดการเคลื่อนที่มีโอกาสสัมผัสกับน้ำเสียได้มาก จึงทำให้ปรับตัวได้ในระยะเวลาที่สั้น (Kosinska ,*et al.*,2009) จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าและเมื่อเปรียบเทียบระบบบำบัดไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด (AFBR) ด้วยกันพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD จากน้ำเสียสังเคราะห์มีประสิทธิภาพสูงกว่า เนื่องจากน้ำเสียสังเคราะห์ มีสารอินทรีย์ย่อยสลายง่ายกว่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมที่มีองค์ประกอบที่ซับซ้อน ทำให้จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้ง่ายกว่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม

3.4.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจน

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในครั้งนี้ ทำการวิเคราะห์ค่าสารประกอบไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_3\text{-N}$ สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ แสดงประสิทธิภาพในการบำบัด ดังภาพประกอบที่ 13



1) $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}=2.5)$ ที่ระยะเวลากักพัก 48 และ 24 ชั่วโมง



2) $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5)$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง

ภาพประกอบที่ 13 ประสิทธิภาพการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในรูป TKN และ $\text{NH}_3\text{-N}$ ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

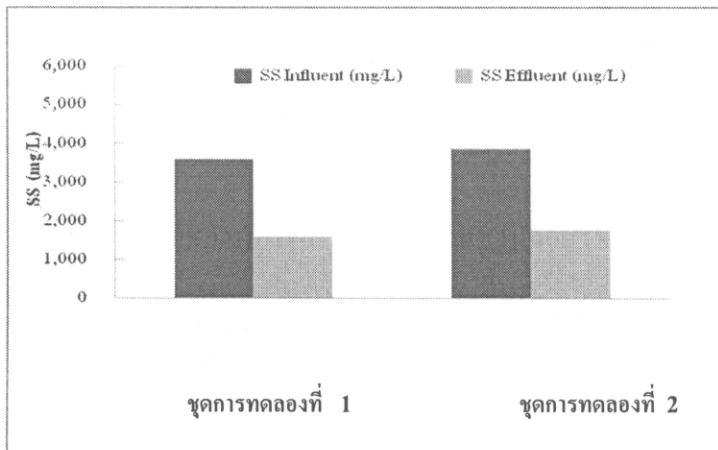
ในชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 มีค่า TKN น้ำเสียเข้าระบบ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $2,878 \pm 372$ $2,005 \pm 260$ $2,130 \pm 309$ และ $3,027 \pm 244$ มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำทิ้งมีค่า TKN เฉลี่ยเท่ากับ $2,337 \pm 263$ $1,721 \pm 234$ $1,704 \pm 273$ และ $2,681 \pm 226$ มิลลิกรัมต่อลิตร โดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัด TKN เฉลี่ยร้อยละ 18.79 ± 3.64 14.18 ± 2.70 20.00 ± 3.49 และ 11.38 ± 3.77 ตามลำดับ ส่วน $\text{NH}_3\text{-N}$ ของน้ำเข้าระบบ ในชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 เท่ากับ $2,195 \pm 299$ $1,332 \pm 343$ $1,559 \pm 329$ และ $2,449 \pm 244$ มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $1,900 \pm 272$ $1,188 \pm 234$ $1,348 \pm 259$ และ $2,203 \pm 226$ มิลลิกรัมต่อลิตร โดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดเฉลี่ยร้อยละ 13.53 ± 1.57 10.79 ± 2.79 16.08 ± 1.81 และ 10.12 ± 3.77 ตามลำดับ

จากภาพประกอบที่ 13 เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัด TKN และ $\text{NH}_3\text{-N}$ ในทุกชุดการทดลองพบว่าน้อยกว่าร้อยละ 20 โดยปริมาณความเข้มข้นในน้ำทิ้งลดลงจากน้ำเข้าระบบไม่มากนัก ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ ขอบ บุญช่วย (2541) ที่ใช้ระบบบำบัดไร้อากาศบำบัดน้ำเสียจากโรงงานยาง พบว่าลดสารประกอบไนโตรเจนได้เท่ากับร้อยละ 20.50 ทั้งนี้เนื่องจาก TKN และ $\text{NH}_3\text{-N}$ ไม่ได้ถูกบำบัดออกจากระบบ แต่ปริมาณ TKN และ $\text{NH}_3\text{-N}$ บางส่วนที่หายไปถูกใช้ไปเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในการสร้างเซลล์ใหม่ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ซึ่งการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนต้องใช้ควบคู่กับกระบวนการเติมอากาศร่วมด้วย โดยเมื่อเปรียบเทียบกับกรณีเติมอากาศแบบเป็นช่วงในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์มพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงถึงร้อยละ 92 ± 2 (สุกัญญา อรรถพร, 2552) เนื่องจากในกระบวนการเติมอากาศทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์

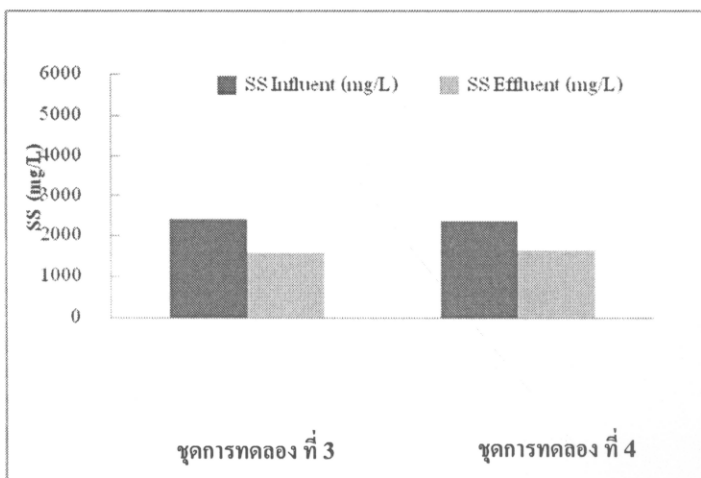
3.4.2.3 ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย (SS)

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ ดังภาพประกอบที่ 14

สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 มีค่า SS น้ำเสียเข้าระบบ มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $3,596 \pm 680$ $3,870 \pm 492$ $2,429 \pm 222$ และ $2,371 \pm 240$ มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และน้ำทิ้งมีค่า SS เฉลี่ยเท่ากับ $1,604 \pm 362$ $1,780 \pm 282$ $1,593 \pm 125$ และ $1,649 \pm 128$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ โดยระบบมีประสิทธิภาพในบำบัด SS เฉลี่ยร้อยละ 55.29 ± 6.72 53.64 ± 3.61 34.10 ± 6.25 และ 30.14 ± 5.70 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ



1) $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5)$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง



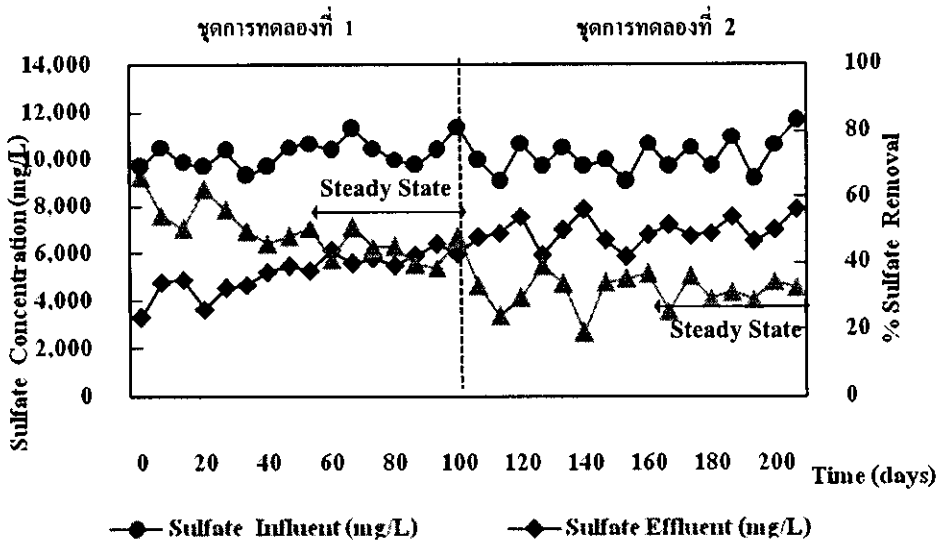
2) $(\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5)$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง

ภาพประกอบที่ 14 ประสิทธิภาพการบำบัดสารแขวนลอย (SS) ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิด ชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

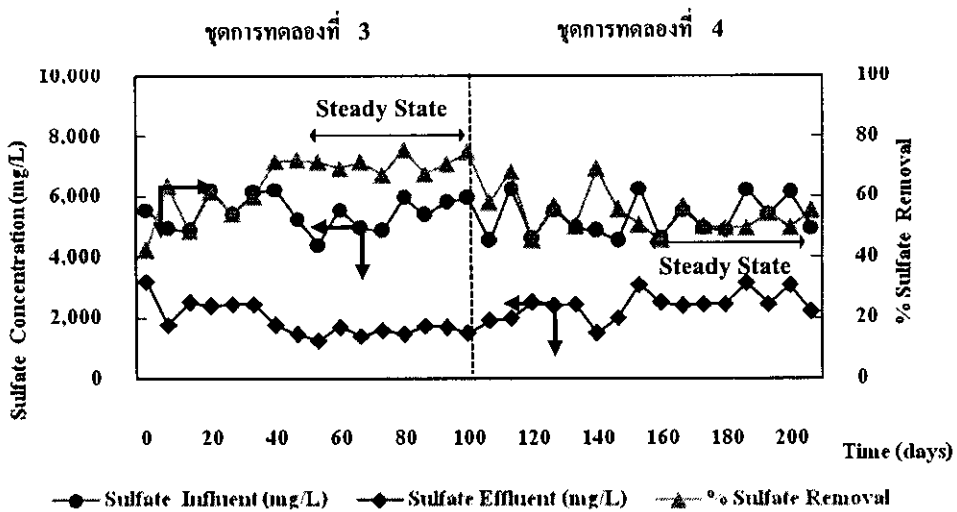
จากภาพประกอบที่ 14 จะเห็นได้ว่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกีมีของแข็งแขวนลอยในปริมาณที่สูงตลอดการทดลองอยู่ในช่วง 2,120-4,850 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้เนื่องมาจากการเก็บเกี่ยวเนื้อยางในกระบวนการผลิตยางสกีไม่หมด จึงทำให้มีอนุภาคของแข็งแขวนลอยขนาดเล็กของยางคงเหลือคั่งในน้ำเสียเป็นจำนวนมาก สำหรับชุดการทดลองที่ 1 และ 2 ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง พบว่า มีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยใกล้เคียงกันประมาณร้อยละ 55.29±6.72 และ 53.64±3.61 ตามลำดับ ซึ่งจากรายงานการวิจัยที่ใช้ระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียรวมของโรงงานน้ำยางชั้น พบว่า ที่ระยะเวลาพักต่างกัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยไม่ต่างกันมากนัก (ยศวริศ เขตอนันต์, 2551) แต่ในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพบำบัดของแข็งแขวนลอยลดลงเหลือเพียงร้อยละ 34.10±6.25 และ 30.14±5.70 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากการเติม BaCl_2 ลงไปเพื่อกำจัดซัลเฟต ซึ่งมีอนุภาคของคอลลอยด์ขนาดเล็กเป็นจำนวนมาก จึงส่งผลให้มีค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งสูงขึ้นด้วย

3.4.2.4 ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตและปริมาณซัลไฟด์

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต สำหรับชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 เมื่อระบบเข้าสู่ภาวะคงที่ ดังภาพประกอบที่ 15 โดยชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 มีค่าซัลเฟตเข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 10,462±577 10,201±835 5,433±576 และ 5,345±672 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ และน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5,726±378 6,889±563 1,560 ±169 และ 2,579±391 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ โดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตเฉลี่ยร้อยละ 45.15±4.33 32.38±3.63 71.18±2.71 และ 51.78±3.60 ตามลำดับ



1) ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง



2) ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง

ภาพประกอบที่ 15 ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต ของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

เมื่อพิจารณาในชุดการทดลองที่ 1 ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมงพบว่าในช่วง 20 วันแรก ประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตมากกว่าร้อยละ 50 หลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตลดลง จนกระทั่งมีค่าคงที่ที่ร้อยละ 45 ทั้งนี้เกิดจากการสะสมของ

VFA ทำให้เกิดสภาวะที่ไม่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ และยังเป็นผลมาจากที่ไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดจากซัลเฟตรีดักชัน ซึ่งมีความเป็นพิษต่อ SRB ในระบบ (Maillacheruvu and Parkin, 1996 อ้างในพิริภรณ์ ปรีชาเลิศมิตร, 2553) และในชุดการทดลองที่ 2 เมื่อลดระยะเวลาพักพักเหลือ 24 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตลดลง ทั้งนี้เนื่องจากที่ระยะเวลาพักพักสั้นกว่า น้ำเสียมีโอกาสสัมผัสและเกิดการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่บำบัดซัลเฟต (SRB) ได้น้อยกว่า อีกทั้งที่ระยะเวลาพักพักน้อยกว่าอาจเกิดการชะล้างของจุลินทรีย์กลุ่ม SRB เนื่องจาก SRB มีน้ำหนักเบาและไม่สามารถเกาะเป็นเม็ดได้ดี (Veslasco, *et al*, 2007) และในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 ($COD/SO_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลาพักพัก 48 และ 24 ชั่วโมงเมื่อพิจารณาปริมาณซัลเฟตที่เข้าระบบพบว่ามีค่าน้อยกว่าในชุดการทดลองที่ 1 และ 2 เนื่องมาจากการเติม $BaCl_2$ เพื่อควบคุมค่าอัตราส่วนของ COD/SO_4^{2-} ให้มีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 5 เมื่อเปรียบเทียบกับชุดการทดลองที่ 1 และ 2 ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพักพักเท่ากัน พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตเพิ่มขึ้น เนื่องจากปริมาณซัลเฟตที่เข้าระบบลดลง ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Al-Zuhair และคณะ 2008 (อ้างในพิริภรณ์ ปรีชาเลิศมิตร, 2553) ที่กล่าวว่า เมื่อปริมาณซัลเฟตเพิ่มขึ้น ทำให้อัตราการเจริญเติบโตของ SRB ลดลง (ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่ม SRB เป็นจุลินทรีย์ที่รีดิวซ์ซัลเฟต) ดังนั้นเมื่อ Sulfate Loading Rate เพิ่มขึ้น จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟต ลดลงด้วย (Kosinska, *et al*, 2009) และจากรายงานการวิจัยของ Chao-hai และ คณะ (2007) ซึ่งศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดจากน้ำสังเคราะห์ที่มีซัลเฟตปนเปื้อนเท่ากับ 1,032 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ COD/SO_4^{2-} เท่ากับ 3 พบว่า สามารถบำบัดซัลเฟตได้ร้อยละ 90 ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณซัลเฟตที่เข้าระบบน้อยกว่า อีกทั้งจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายน้ำสังเคราะห์ที่มีซัลเฟตได้ง่ายกว่าน้ำเสียจริงจากการผลิตยางสกีของการศึกษานี้ที่มีองค์ประกอบที่ซับซ้อน จึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตจากระบบดังกล่าวสูงกว่า

เมื่อพิจารณาปริมาณซัลไฟด์ในน้ำทิ้งของชุดการทดลองที่ 1 2 3 และ 4 พบว่ามีปริมาณเฉลี่ยเท่ากับ 517 ± 46 495 ± 21 253 ± 35 และ 215 ± 26 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่าที่อัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 2.5$ มีปริมาณซัลไฟด์สูงกว่าที่อัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 5$ เนื่องจากความเข้มข้นของซัลเฟตในน้ำเข้าระบบที่ $COD/SO_4^{2-} = 2.5$ (ปริมาณซัลเฟตเข้าระบบ $10,462 \pm 577$ และ $10,201 \pm 835$ มิลลิกรัมต่อลิตร) สูงกว่า $COD/SO_4^{2-} = 5$ (ปริมาณซัลเฟตเข้าระบบ $5,433 \pm 576$ และ $5,345 \pm 672$ มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยปริมาณซัลเฟตที่เข้าระบบมีผลต่อการเพิ่มขึ้นของซัลไฟด์ในระบบบำบัดไร้อากาศ กล่าวคือ เมื่อความเข้มข้นของซัลเฟตในระบบเพิ่มขึ้น การเกิดซัลไฟด์ก็เพิ่มขึ้นด้วย เมื่อมีซัลไฟด์ในระบบมากกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้แบคทีเรียลดลง เนื่องจาก

ความเป็นพิษของซัลไฟด์ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซัลเฟตและสารอินทรีย์ที่ $COD/SO_4^{2-} = 5$ สูงกว่าที่ $COD/SO_4^{2-} = 2.5$

3.4.2.5 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนัก

ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในครั้งนี้ ดังตารางที่ 21 ซึ่งพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง พบว่าโลหะหนัก Zn^{2+} Ba^{2+} Mg^{2+} มีประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักเท่ากับร้อยละ 98.70 95.90 และ 10.80 ขณะที่ในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม หลังตกตะกอนด้วย $BaCl_2$ ($COD/SO_4^{2-} = 5$) ที่ระยะเวลากักพัก 48 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับร้อยละ 99.00 74.70 และ 3.20 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนัก พบว่าที่อัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 2.5$ สูงกว่า $COD/SO_4^{2-} = 5$ เนื่องจากที่อัตราส่วน COD/SO_4^{2-} ต่ำมีจุลินทรีย์ชนิด sulfate reducing bacteria (SRB) มากกว่า ซึ่งปริมาณของโลหะหนักที่คงค้างอยู่ในน้ำเสียถูกกำจัดภายใต้กลไกการ adsorption หรือ precipitation ของจุลินทรีย์ชนิด sulfate reducing bacteria (SRB) หากน้ำเสียมีซัลเฟต ซัลไฟด์ หรือ Oxidized Sulfur Compounds แบบที่เรียกรวม Sulfate Reducing Bacteria (SRB) จะแข่งขันกับ Methanogens ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยใช้สารประกอบซัลเฟตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนปฏิกิริยานี้เรียก Sulfate Reduction ซึ่งปฏิกิริยานี้จะทำให้เกิดซัลไฟด์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2548) ซึ่งซัลไฟด์ที่อยู่ในระบบจะตกตะกอน (precipitation) โลหะหนักในรูปแบบของโลหะซัลไฟด์ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) โดยผลการศึกษาสอดคล้องกับงานวิจัยของ Jong และ Parry (2003) ที่กล่าวว่าโลหะหนัก เช่น Cu, Zn และ Ni ถูกกำจัดได้มากกว่าร้อยละ 97.5 ภายใต้กลไกการ adsorption หรือ precipitation ของจุลินทรีย์ชนิด SRB

ตารางที่ 21 ประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักของระบบไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด

ชนิดโลหะหนัก	ปริมาณโลหะหนักที่คงเหลือในน้ำทิ้งจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม + $BaCl_2$	น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม	น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม + $BaCl_2$
Zn^{2+}	2.37	1.84	98.70	99.00
Ba^{2+}	0.12	0.75	95.90	74.70
Mg^{2+}	12.98	14.10	10.80	3.20

หมายเหตุ Zn^{2+} ใช้ระบบ 179.6-205.6, Ba^{2+} 2.88-4.25, Mg^{2+} 12.64-15.7 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.4.3 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ

สำหรับการวัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น ทำโดยใช้หลักการแทนที่น้ำในถังทรงกระบอกที่ทำจากอะคริลิกใส แล้วทำการวัดปริมาตรน้ำที่ถูกแทนที่ด้วยก๊าซชีวภาพ โดยปริมาณก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบที่เกิดขึ้นเป็นตัวพารามิเตอร์หนึ่งที่สำคัญ ซึ่งบอกประสิทธิภาพของระบบ ผลการศึกษาในครั้งนี้ดังตารางที่ 22

ตารางที่ 22 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเฉลี่ยที่เกิดขึ้นของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด

คุณสมบัติ	ชุดการทดลองที่ 1	ชุดการทดลองที่ 2	ชุดการทดลองที่ 3	ชุดการทดลองที่ 4
	(COD/SO ₄ ²⁻ = 2.5) HRT 48 hr	(COD/SO ₄ ²⁻ = 2.5) HRT 24 hr	(COD/SO ₄ ²⁻ = 5) HRT 48 hr	(COD/SO ₄ ²⁻ = 5) HRT 24 hr
ปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ย (ลิตรต่อกรัมชีโอดี ที่ถูกกำจัด)	0.12	0.10	0.29	0.26
สัดส่วนก๊าซมีเทนเฉลี่ย (ร้อยละ)	22.0	21.0	60.5	52.8
สัดส่วนก๊าซ คาร์บอนไดออกไซด์เฉลี่ย (ร้อยละ)	18.2	34.1	27.5	24.0
อื่นๆ (ร้อยละ)	59.8	44.9	12.0	23.20

หมายเหตุ : สัดส่วนก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ไม่สามารถวัดได้เนื่องจากมีปริมาณสูงกว่าค่ามาตรฐานที่ใช้วัด (สูงกว่า 900 ppm)

เมื่อพิจารณาอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในชุดการทดลองที่ 1 (COD/SO₄²⁻ = 2.5) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง และ 24 ชั่วโมง พบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ มีค่าอยู่ในช่วง 0.10-0.12 ลิตรต่อกรัมชีโอดีที่ถูกกำจัด เมื่อเปรียบเทียบขององค์ประกอบของก๊าซมีเทน พบว่ามีค่าใกล้เคียงกัน คือ ร้อยละ 22.0 และ 21.0 ซึ่งมีค่าต่ำกว่าทฤษฎี คือ ร้อยละ 60 ทั้งนี้เนื่องจากมีปริมาณซัลเฟตที่เข้าระบบสูง (COD/SO₄²⁻ = 2.5) ทำให้ซัลเฟตถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ที่ยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทนและเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Silva, et al., 2001) จึงส่งผลให้มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนที่ต่ำ เมื่อพิจารณาองค์ประกอบของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ พบว่า ในชุดการทดลองที่ 2 สูงกว่าชุดที่ 1 (ตารางที่ 23) เนื่องจากบางครั้งในชุดการทดลองที่ 2 pH ในระบบต่ำกว่า 6.6 เนื่องจาก pH ที่เข้าระบบต่ำกว่า 7 ซึ่งจะทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่าปกติ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) นอกจากนี้เมื่อพิจารณาก๊าซอื่นๆที่เกิดขึ้นในระบบ พบว่า มีค่าสูงเท่ากับร้อยละ

ละ 59.8 และ 44.9 โดยก๊าซที่เกิดขึ้นมีปริมาณมากกว่ามีเทนซึ่งจะเป็น ก๊าซไนโตรเจน และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ เป็นต้น สำหรับในชุดการทดลองที่ 3 และ 4 เมื่อเพิ่มค่าอัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง พบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 0.26-0.29 ลิตรต่อกรัมชีโอดีที่ถูกกำจัด ซึ่งสูงกว่าชุดการทดลองที่ 1 และ 2 ($COD/SO_4^{2-} = 2.5$) เนื่องจากที่อัตราส่วน COD/SO_4^{2-} มากกว่าหรือเท่ากับ 5:1 เป็นอัตราส่วนที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ (ซวลิต รัตนธรรมสกุล, 2549) โดยจุลินทรีย์กลุ่ม MPB (Methane production bacteria) สามารถทำงานได้ดีทำให้เกิดกระบวนการเมทาโนจินิกได้ดีกว่า ส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพมากขึ้น สำหรับองค์ประกอบของก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 60.5 และ 52.8 เนื่องจากที่ COD/SO_4^{2-} สูงจะมีจุลินทรีย์กลุ่ม MPB (Methane production bacteria) มากกว่า SRB (กัลยา ศรีสุวรรณ, 2548) ดังนั้นจึงทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้มากขึ้น ส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ 27.5 24.0 และก๊าซอื่นๆ 12.0 และ 23.2 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากน้ำเสยรวมของโรงงานน้ำยางชั้นมีปริมาณ 0.38 ลิตรต่อกรัมชีโอดีที่ถูกกำจัด (ยศวิศ เขตอนันต์, 2551) ซึ่งสูงกว่า เนื่องจากน้ำเสยจากการผลิตยางสกีมีองค์ประกอบที่ซับซ้อนและมีปริมาณซัลเฟตที่สูง ส่งผลให้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ยากกว่าน้ำเสยรวมของโรงงานผลิตน้ำยางชั้น

3.5 ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ที่ $COD/SO_4^{2-} = 5$

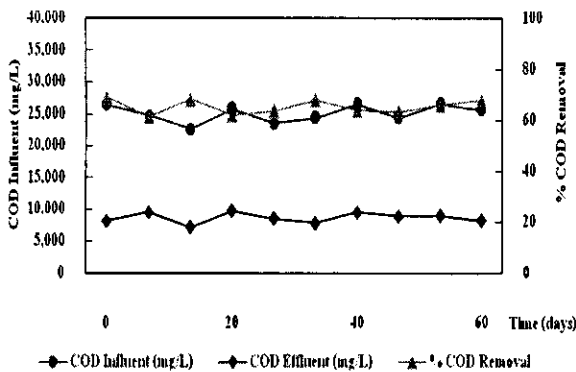
เนื่องจากน้ำเสยจากการผลิตยางสกีมีปริมาณซัลเฟตที่สูง และน้ำล้างเครื่องปั่นน้ำยางชั้นมีปริมาณซัลเฟตที่ต่ำ (COD สูง) ซึ่งน้ำทั้ง 2 ส่วนนี้มีปริมาณซัลเฟตที่ต่างกันมาก จึงมีแนวคิดที่นำน้ำทั้ง 2 ส่วนนี้มาผสมกันเพื่อปรับค่าอัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 5$ เพื่อเป็นแนวทางเลือกสำหรับลดการใช้ $BaCl_2$ เพื่อลดต้นทุนค่าสารเคมี โดยทำการผสมน้ำเสยจากการผลิตยางสกี:น้ำล้างเครื่องปั่นน้ำยางชั้นในอัตราส่วน 1:2 เพื่อเปรียบเทียบกับผลการทดลองที่ปรับค่าอัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 5$ ที่ใช้น้ำเสยจากการผลิตยางสกีร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นทางเคมี

3.5.1 ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต และอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ

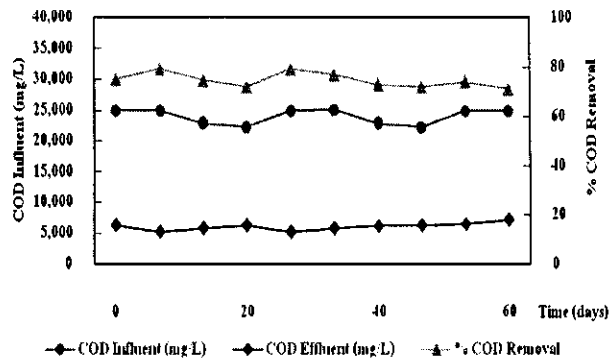
ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD (ภาพประกอบที่ 16) พบว่าน้ำเสยเข้าระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดมีค่า COD เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ สำหรับชุดการทดลองที่ 3 $COD/SO_4^{2-} = 5$ เมื่อปรับสภาพน้ำเสยโดยการเติม $BaCl_2$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมงและ ชุดการทดลองที่ 5 $COD/SO_4^{2-} = 5$ โดยการปรับสภาพน้ำเสยด้วย

การผสมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางชั้น ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง เฉลี่ยเท่ากับ $25,069 \pm 1,349$ และ $24,081 \pm 1,254$ มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการบำบัด COD ของระบบ ที่สภาวะคงที่ มีค่า COD ในน้ำทิ้งหลังบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ $8,275 \pm 845$ และ $6,062 \pm 598$ มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูป COD เฉลี่ยร้อยละ 65.28 ± 2.78 และ 74.65 ± 2.89 ตามลำดับ ซึ่งที่อัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ จากการผสมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางชั้นมีประสิทธิภาพการบำบัด COD สูงกว่าชุดการทดลองที่ปรับอัตราส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ ด้วยการเติม BaCl_2 เนื่องจากผลของการที่อนุภาคขนาดเล็กจำนวนหนึ่งเกาะรวมตัวกันเป็นเนื้อยางและลอยปิดบนผิวหน้าภายในระบบ ขณะที่ประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต (ภาพประกอบที่ 17) ในชุดการทดลองที่ 3 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ เมื่อปรับสภาพน้ำเสียโดยการเติม BaCl_2 มีประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟตสูงกว่า (ร้อยละ 71.18 ± 2.71) ชุดการทดลองที่ 5 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ ที่ปรับสภาพน้ำเสียด้วยการผสมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางชั้น ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดเฉลี่ยเพียงร้อยละ 32.93 ± 3.60 (ค่าซัลเฟตเข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ $5,433 \pm 576$ และ $4,436 \pm 159$ มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยน้ำทิ้งมีซัลเฟตคงเหลือเท่ากับ $1,560 \pm 169$ และ $2,976 \pm 206$ มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ

ชุดการทดลองที่ 3



ชุดการทดลองที่ 5



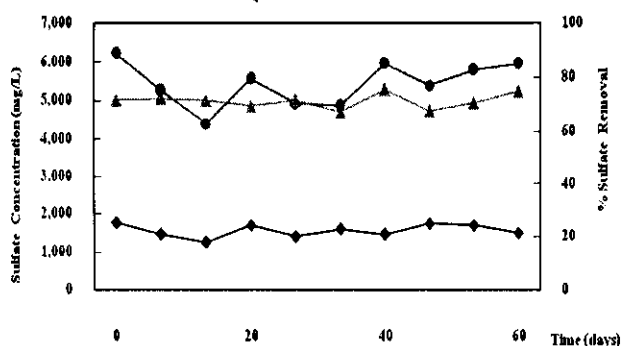
1) $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ เมื่อปรับสภาพน้ำเสียโดยการเติม BaCl_2

2) $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ โดยการปรับสภาพน้ำเสียด้วยการผสมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางชั้น

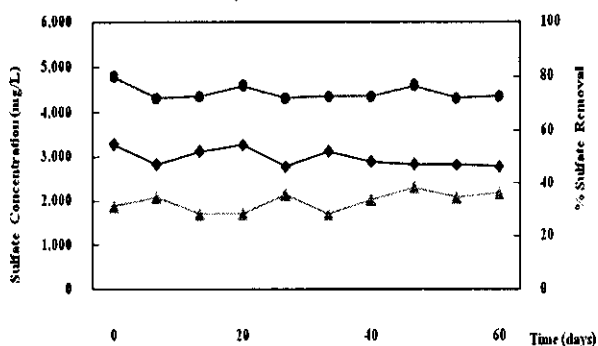
ภาพประกอบที่ 16 เปรียบเทียบน้ำเข้าระบบ น้ำทิ้งหลังบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัด

สารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง)

ชุดการทดลองที่ 3



ชุดการทดลองที่ 5



● Sulfate Influent (mg/L) ◆ Sulfate Effluent (mg/L) ▲ % Sulfate Removal

● Sulfate Influent (mg/L) ◆ Sulfate Effluent (mg/L) ▲ % Sulfate Removal

1) $COD/SO_4^{2-} = 5$ เมื่อปรับสภาพน้ำเสียโดยการเติม $BaCl_2$

2) $COD/SO_4^{2-} = 5$ โดยการปรับสภาพน้ำเสียด้วยการผสมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางจีน

ภาพประกอบที่ 17 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซัลเฟต ($COD/SO_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง)

เมื่อพิจารณาอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (ตารางที่ 23) ในชุดการทดลองที่ 3 $COD/SO_4^{2-} = 5$ ด้วยการเติม $BaCl_2$ เมื่อเปรียบเทียบกับชุดการทดลองที่ 5 $COD/SO_4^{2-} = 5$ ที่ปรับสภาพน้ำเสียด้วยการผสมกับน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางจีน พบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพลดลงจาก 0.29 ลิตรต่อกรัมซีโอไซด์ที่ถูกกำจัดเป็น 0.12 ลิตรต่อกรัมซีโอไซด์ที่ถูกกำจัด ทั้งนี้เนื่องจากในน้ำล้างเครื่องปั้นน้ำยางจีนมีส่วนที่เป็นอนุภาคขนาดเล็กจำนวนมากหนึ่งซึ่งเมื่อเข้าระบบอนุภาคยกรวมตัวกันเป็นเนื้อยางลอยอยู่บนผิวน้ำในถังในระบบ ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์ที่หายไปส่วนนี้ไม่ได้ถูกจุลินทรีย์ใช้เพื่อเปลี่ยนเป็นก๊าซชีวภาพ (กัญญรัตน์ สฤกษ์พงศ์ทิธม, 2550) ส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นน้อยกว่า เมื่อเปรียบเทียบปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะเห็นได้ว่ามีค่าน้อยกว่าทฤษฎี (< 0.35 ลิตรต่อกรัมซีโอไซด์ที่ถูกกำจัด) เนื่องจากตัวกลางที่ใช้ คือ Sepiolite มีความสามารถในการดูดซับสารอินทรีย์สูง (Arnaiz, et al., 2006) จึงทำให้ปริมาณสารอินทรีย์บางส่วนไม่ได้ถูกจุลินทรีย์ใช้เพื่อเปลี่ยนเป็นก๊าซชีวภาพ ขณะที่ผลวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ พบว่ามีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนในสัดส่วนที่ใกล้เคียงกัน คือ ร้อยละ 60.5 และ 65.2 เนื่องจากการควบคุมอัตราส่วน $COD/SO_4^{2-} = 5$ กระบวนการเมทาโนจีนิกเกิดได้ดี ส่งผลให้ปริมาณก๊าซมีเทนสูงจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Methane Production Bacteria (MPB) มากกว่า Sulfate Reducing Bacteria (SRB)

ตารางที่ 23 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเฉลี่ยที่เกิดขึ้นจากทั้งสองชุดการทดลอง ($COD/SO_4^{2-} = 5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง)

คุณสมบัติ	ชุดที่ 3 $COD/SO_4^{2-} = 5$ (กำจัดซัลเฟตโดยเติม $BaCl_2$) HRT 48 hr	ชุดที่ 5 ($COD/SO_4^{2-} = 5$) (ผสมกับน้ำเสียจากการป่นน้ำยางข้น) HRT 48 hr
ปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ย (ลิตรต่อกรัมชีโอดีที่ถูกกำจัด)	0.29	0.12
สัดส่วนก๊าซมีเทนเฉลี่ย (ร้อยละ)	60.5	65.2
สัดส่วนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เฉลี่ย (ร้อยละ)	27.5	25.4
อื่นๆ (ร้อยละ)	12.0	9.4

3.6 การประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นทางเศรษฐศาสตร์

ผลประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้นสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมโดยระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดรวมกับการบำบัดเบื้องต้นทางเคมี ในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ โดยศึกษาด้านพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบและค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้สำหรับปรับพีเอชและกำจัดซัลเฟตในน้ำเสีย โดยคิดจากชุดการทดลองในสภาวะที่ดีที่สุด (ชุดการทดลองที่ $3 \text{ COD}/SO_4^{2-} = 5$ ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง)

1) พิจารณาค่าใช้จ่ายในด้านกำลังไฟฟ้าที่ใช้

สูตรหาค่าไฟฟ้า = จำนวนหน่วย x ค่าพลังงานไฟฟ้า (บาทต่อหน่วย)

จำนวนหน่วย = จำนวนวัตต์ (กิโลวัตต์) x เวลาที่ใช้ (ชั่วโมง)

อัตราค่ากระแสไฟฟ้าต่อหน่วย 3.62 บาท (การไฟฟ้านครหลวง, 2549)

พิจารณากำลังไฟฟ้าของปั๊มสำหรับป้อนน้ำเสียเข้าระบบ และปั๊มสำหรับการหมุนเวียนก๊าซ ซึ่งใช้ปั๊มสูบแบบรีดจำนวน 2 เครื่อง โดยมีกำลังไฟฟ้า 1/10 แรงม้า (1 แรงม้า เท่ากับ 0.746 กิโลวัตต์) คิดเป็น 0.1492 กิโลวัตต์ (0.746 กิโลวัตต์ x 2 เครื่อง) ปั๊มทั้งสองทำงานทั้งหมดเป็นเวลา 24 ชั่วโมง

ค่าไฟฟ้าของปั๊มที่ใช้ = จำนวนวัตต์ (กิโลวัตต์) x เวลาที่ใช้ (ชั่วโมง) x ค่าไฟฟ้า (บาทต่อหน่วย)

$$= 0.1492 \times 24 \times 3.62$$

= 12.96 บาทต่อวัน

โดยใน 1 วัน บำบัดน้ำเสียได้ 5 ลิตร ดังนั้นต้องจ่ายค่าไฟฟ้า 12.96 บาทต่อน้ำเสีย 5 ลิตร หรือคิดเป็น 2.59 บาทต่อลิตร (12.96 บาท/5 ลิตร)

2) พิจารณาค่าใช้จ่ายสำหรับปรับพีเอชและกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียและกำจัดซัลเฟตในน้ำเสีย

2.1 พิจารณาค่าใช้จ่ายสำหรับปรับพีเอชและกำจัดซัลเฟตในน้ำเสีย ซึ่งในการทดลองครั้งนี้ใช้สารเคมีระดับทางการค้า (Commercial grade) โดยสารเคมีที่ใช้คือ NaOH และ BaCl₂

1) ปริมาณ NaOH ที่ใช้เทียบกับค่าใช้จ่าย

NaOH 30 ลิตร ราคาประมาณ 1,000 บาท โดยในการปรับพีเอชของน้ำเสียจำนวน 5 ลิตรใช้ NaOH 20 มิลลิลิตร ดังนั้น ในการปรับพีเอชน้ำเสียจำนวน 1 ลิตร ต้องใช้ NaOH 4 มิลลิลิตร หรือคิดเป็น 0.14 บาทต่อลิตร [(1,000 บาท x 4 มิลลิลิตร)/(30,000 มิลลิลิตร)]

2) ปริมาณ BaCl₂ ที่ใช้เทียบกับค่าใช้จ่าย

BaCl₂ 25 กิโลกรัม ราคาประมาณ 2,000 บาท โดยในการกำจัดซัลเฟตของน้ำเสียใช้ BaCl₂ 15 กรัมต่อลิตร หรือคิดเป็น 1.2 บาทต่อลิตร (2,000 บาท x 15 กรัม)/(25,000 กรัม)

จากการศึกษาในครั้งนี้สรุปได้ว่า การบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ควรกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด (ชุดการทดลองที่ 3 COD/SO₄²⁻ = 5 ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง) ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้น ในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ โดยศึกษาด้านพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบและค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้สำหรับปรับพีเอชและกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียเฉลี่ยเท่ากับ 3.93 บาทต่อลิตร มีปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้น 0.29 ลิตร/กรัมซีโอซีที่ถูกกำจัด โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนสูงเท่ากับร้อยละ 60.5 ซึ่งผลการศึกษานี้ แสดงให้เห็นว่ามีความเป็นไปได้ในการนำระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไคซ์เบดมาใช้ เป็นทางเลือกหนึ่งสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในระดับอุตสาหกรรม และสามารถผลิตก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทนสำหรับนำมาใช้ในโรงงาน

บทที่ 4

บทสรุป และข้อเสนอแนะ

4.1 บทสรุป

ในการศึกษาผลของซัลเฟตจากน้ำเสียของการผลิตยางสกิมต่อระบบไร้อากาศชนิดฟลูอิดไดซ์เบดร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นทางเคมีในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ แบ่งออกเป็น 2 ส่วนหลัก คือ (1) ผลการปรับสภาพน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมด้วยสารเคมี (2) การทดลองประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ที่เปลี่ยนแปลงค่าเวลากักพัก (HRT) และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ต่อซัลเฟต ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$) มีทั้งหมด 5 ชุดการทดลอง ผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้

1. การกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นด้วยการตกตะกอนทางเคมีโดยการเติมเกลือของ Ba^{2+} มีประสิทธิภาพการกำจัดซัลเฟตเท่ากับร้อยละ 40.2, 74.4, และ 83.9 โดยใช้ปริมาณ BaCl_2 เท่ากับ 10, 20, และ 30 กรัมต่อลิตร ซึ่ง BaCl_2 ที่ใช้มีปริมาณค่อนข้างสูง เนื่องจากน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีอนุภาคคอลลอยด์ขนาดเล็กจำนวนมาก อีกทั้งในกระบวนการผลิตมีการเติมสารต่างๆ เพื่อปรับสภาพ เช่น ZnO , NH_3 , H_2SO_4 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2552) ทำให้ Ba^{2+} ที่เติมลงไปอาจจะจับกับสารตัวอื่นนอกจากซัลเฟต เช่น BaO , $\text{Ba}(\text{OH})_2$, $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ จึงทำให้ปริมาณ BaCl_2 ที่ใช้ค่อนข้างสูง ดังนั้นเพื่อดำเนินการต่อขอผลการศึกษาการกำจัดซัลเฟตด้วยสารเคมีในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมก่อนการบำบัดโดยระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด จึงเลือกใช้ปริมาณ BaCl_2 15 กรัมต่อลิตร เนื่องจากทำให้ค่าน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมโดยการเติมสารเคมีที่กำจัดซัลเฟตแล้วมีค่า $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ หากน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมมีความเข้มข้นของซัลเฟตเปลี่ยนไปจะสามารถคำนวณอัตราส่วนการเติมสารเคมีได้ โดย 1 มิลลิกรัมซัลเฟต ต้องใช้ BaCl_2 2 มิลลิกรัม หรือ อัตราส่วนเป็น 1:2 หากกำจัดซัลเฟตโดยวิธีการตกตะกอนทางเคมีแล้ว จะทำให้สัดส่วน $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ ก่อนเข้าสู่การบำบัดแบบไร้อากาศอยู่ในปริมาณที่เหมาะสม ($\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} \geq 3$ จะทำให้จุลินทรีย์สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างต่อเนื่อง)

2. ผลการศึกษาประสิทธิภาพและสมรรถนะของระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป COD ของน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมสำหรับชุดการทดลองที่ 1 และ 2 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 2.5$ ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมงมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 51.00 ± 1.36 48.80 ± 3.15 ตามลำดับและชุดการทดลองที่ 3 และ 4 $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-} = 5$ (ปรับค่า $\text{COD}/\text{SO}_4^{2-}$ โดยการเติม BaCl_2) ที่ระยะเวลาพัก 48 และ 24 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 65.28 ± 2.78 และ 54.85 ± 2.92 ตามลำดับและ

ในชุดการทดลองที่ 5 $COD/SO_4^{2-} = 5$ (ปรับค่า COD/SO_4^{2-} ผสมกับน้ำล้างเครื่องปั่นน้ำยางชั้น) ที่ระยะเวลาพัก 48 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 74.65±2.89 โดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซัลเฟตเฉลี่ยร้อยละ 45.15±4.33 32.38±3.63 71.18±2.71 51.78±3.60 และ 32.93±3.60 ตามลำดับ นอกจากนี้พบว่าในระบบมีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นโดยในชุดการทดลองที่อัตราส่วนของ $COD/SO_4^{2-} = 2.5$ อยู่ในช่วง 0.10-0.12 ลิตรต่อกรัมซีโอดีที่ถูกกำจัดโดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนเท่ากับร้อยละ 21-22 ขณะที่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนของ $COD/SO_4^{2-} = 5$ พบว่าปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณสูงขึ้นอยู่ในช่วง 0.26-0.29 ลิตรต่อกรัมซีโอดีที่ถูกกำจัด และมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนเท่ากับร้อยละ 52.8-65.2 ซึ่งสรุปได้ว่าซัลเฟตมีผลต่อระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด กล่าวคือ เมื่อ ปริมาณซัลเฟตที่เข้าระบบลดลง (COD/SO_4^{2-} เพิ่มขึ้น) ทำให้กระบวนการเมทาโนเจนิคเกิดขึ้นได้ดีขึ้น เนื่องจากมีจุลินทรีย์กลุ่ม MPB (Methane production bacteria) มากกว่า Sulfate reducing bacteria (SRB) ส่งผลให้ผลผลิตมีเทนเพิ่มขึ้น

จากการศึกษาในครั้งนี้สรุปได้ว่า การบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ควรกำจัดซัลเฟตเบื้องต้นก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบด (ชุดการทดลองที่ 3 $COD/SO_4^{2-} = 5$ ระยะเวลาพัก 24 ชั่วโมง) ผลการประเมินค่าใช้จ่ายเบื้องต้น ในสเกลระดับห้องปฏิบัติการ โดยศึกษาด้านพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในระบบและค่าใช้จ่ายของสารเคมีที่ใช้สำหรับปรับพีเอชและกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียเฉลี่ยเท่ากับ 3.93 บาทต่อลิตร มีปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดขึ้น 0.29 ลิตร/กรัมซีโอดีที่ถูกกำจัด โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนสูงเท่ากับร้อยละ 60.5 ซึ่งผลการศึกษานี้ แสดงให้เห็นว่ามีความเป็นไปได้ในการนำระบบบำบัดไร้อากาศแบบปิดชนิดฟลูอิดไดซ์เบดมาใช้ เป็นทางเลือกหนึ่งสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมในระดับอุตสาหกรรม และสามารถผลิตก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทนสำหรับนำมาใช้ในโรงงาน

4.2 ข้อเสนอแนะ

1. ศึกษากระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศที่เดินระบบโดยใช้ น้ำเสียจากการผลิตยางสกิม ผสมกับน้ำเสี้ยวรวมเพื่อเจือจางซัลเฟตให้มีค่าน้อยลง เพื่อลดต้นทุนค่าสารเคมี และลดภาระบรรทุก ปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบ
2. ศึกษาการบำบัดซัลเฟตในน้ำเสียจากการผลิตยางสกิมทางชีวภาพ โดยระบบบำบัดไร้อากาศแบบ 2 ถัง เพื่อลดปริมาณซัลเฟตก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทนต่อไป

3. ศึกษากระบวนการบำบัดไร้อากาศแบบปัดชนิดฟลูอิดไคซ์เบด โดยใช้ตัวกลางจากวัสดุที่มีราคาถูกลง เช่น Zeolite หรือของเสียที่มีความสามารถในการดูดซับ เช่น Ash เพื่อลดต้นทุน

บรรณานุกรม

- กรมควบคุมมลพิษ. (2546). **คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศเล่มที่ 1 และ 2.** กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2548). **คู่มือแนวปฏิบัติที่ดีด้านการป้องกันและลดมลพิษอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น.**
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2550). **หลักปฏิบัติเพื่อการป้องกันมลพิษ (เทคโนโลยีการผลิตสะอาด) สำหรับอุตสาหกรรมรายสาขา: อุตสาหกรรมน้ำยางชั้น อุตสาหกรรมยางแท่งมาตรฐาน เอสทีอาร์ 20.**
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม และ DANCED. (2544). **หลักปฏิบัติเพื่อการป้องกันมลพิษ (เทคโนโลยีการผลิตสะอาด) สำหรับอุตสาหกรรมรายสาขา: อุตสาหกรรมน้ำยางชั้น อุตสาหกรรมยางแท่งมาตรฐาน เอสทีอาร์ 20.**
- กรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน. (2551). **เทคโนโลยีการผลิตก๊าซชีวภาพ (ออนไลน์).** สืบค้นจาก : <http://www.network4ae.com/download>. (23 กุมภาพันธ์ 2552).
- กาญจนา ครองธรรมชาติ, สมศักดิ์ พิทักษานุรักษ์, สมชาย คารารัตน์, ทวีศักดิ์ หอมกล้วยไม้ และ อรทัย ทิมพงษ์. (2549). **สมรรถนะของระบบเอสบีอาร์ในการรับภาระบรรทุกในการบำบัดสารอินทรีย์.** เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 5: 8-10 มีนาคม 2549.
- กัญญารัตน์ สฤษดิ์พงศ์จิรณ. (2550). **ผลการปรับพีเอชด้วยเถ้าไม้ยางพาราและอัตราส่วนการสูบล้างน้ำทิ้งต่อสมรรถภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบแผ่นกั้นในการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้น.** วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

กัลยา ศรีสุวรรณ, เกียรติศักดิ์ พันธุ์พงษ์ และจันทิมา ชั่งสิริพร. (2548). การกำจัดซัลเฟตในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบที่ละเท. ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์. (2543). วิศวกรรมกำจัดน้ำเสีย เล่มที่ 4. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยรังสิต.

เฉลิมพงศ์ อินทร์แก้ว, จารุวรรณ ไชยภักดี, ศกฉวรรณ วรคทามาศ และอัมภฎา วังศ์ทอง. (2549). ศึกษาการนำสารอาหารในน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิมมาใช้ประโยชน์. โครงการนักศึกษาวิทยาศาสตร์บัณฑิต คณะเทคโนโลยีและการจัดการ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ เขตการศึกษาสุราษฎร์ธานี.

ชัยวัฒน์ เจนวานิชย์. (2536). หลักเคมี 2. ภาควิชาเคมี มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ชวลิต รัตนธรรมสกุล. (2549). ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อซัลเฟตที่มีต่อซัลเฟตรีดักชันในระบบถังกรองไร้อากาศ. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ชอบ บุญช่วย. (2541). การบำบัดน้ำเสียจากการทำยางพาราแผ่นโดยระบบไม้ออกซิเจน. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ธนาวัฒน์ รักกมล. (2549). ประสิทธิภาพของระบบบำบัดเอสปีอาร์ แบบเทอร์โมฟิลิกและมีโซฟิลิกในการบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ปิยะรัตน์ บุญแสวง, ชีระวิทย์ รัตนพันธ์ และดวงพร คันทโชติ (2551). การย่อยสลายทางชีวภาพของไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยใช้ระบบการกรองชีวภาพ. เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 7: 12-14 มีนาคม 2551 ณ สถาบันวิจัยจุฬาภรณ์ กรุงเทพฯ.

พรพรรณ พาณิชย์นำสิน. (2550). ผลของซัลเฟตต่อประสิทธิภาพในการผลิตมีเทนของถังปฏิกรณ์แบบลูกผสม (ออนไลน์). สืบค้นจาก : <http://www.biotech.or.th/rde/rdedocs/Proposal/463PP/AbstractCTh.doc> (28 กุมภาพันธ์ 2552).

พัฒนวรรณ วิทยกุล. (2544). การบำบัดซัลเฟตและก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้นด้วยระบบบ่อร์้อากาศ. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

พีรภรณ์ ปรีชาเลิศมิตร. (2553). ผลของพีเอชต่อการกำจัดซัลเฟตในน้ำเสียจากกระบวนการสกิมในอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นโดยใช้ระบบบำบัดแบบไร้อากาศ. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

เพชรพร เขาวกิจเจริญ. (2538). ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนในการควบคุมดูแลระบบบำบัดน้ำเสีย. ภาควิชาวิศวกรรมศาสตร์. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ยศวริศ เขตอนันต์. (2551). การพัฒนาวิธีการบำบัดน้ำเสียโรงงานน้ำยางชั้นโดยระบบยูเอเอสบีและระบบไบโอฟิล์มที่ควบคุมพารามิเตอร์ไออาร์พี. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

รณชัย ไชยศรี. (2550). กระบวนการหมักแบบไร้อากาศสองขั้นตอนของน้ำเสียโรงงานผลิตน้ำมันปาล์มในถังปฏิกรณ์ UASB และUFAF. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีชีวภาพ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

วิภารัตน์ ชัยเพชร. (2551). การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหารทะเลกระป๋องโดยใช้กระบวนการหมักแบบไร้อากาศสองขั้นตอนในถังสร้างกรดแบบไร้อากาศและถังปฏิกรณ์แบบยูเอเอสบี. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

วีระชาติ อินทร์ทอง. (2551). การบำบัดซัลเฟตในน้ำเสียจากโรงงานน้ำยางข้นโดยใช้เถ้าลอยจากเตาเผาขยะของจังหวัดภูเก็ต. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ศุภลักษณ์ อรรณพ. (2552). ผลของการเติมอากาศแบบเป็นช่วงต่อระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสำหรับบำบัดน้ำเสียโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีชีวภาพแห่งชาติ. (2550). ก๊าซชีวภาพพลังงานทางเลือก (ออนไลน์). สืบค้นจาก : <http://www.biotech.or.th/biotechnologyth/newdetail> (18 กุมภาพันธ์ 2552).

ศูนย์ประสานงานโครงการส่งเสริมเทคโนโลยีก๊าซชีวภาพ. (2551). ระบบก๊าซชีวภาพสำหรับโรงงานน้ำมันปาล์ม : บริษัท เอเชียนน้ำมันปาล์ม จำกัด (ออนไลน์). สืบค้นจาก : <http://www.thaibiogas.net/en/node/218>. (28 กุมภาพันธ์ 2552).

ศูนย์ส่งเสริมประสิทธิภาพการเรียนรู้. (2552) ระบบนิเวศ. สืบค้นจาก : http://www.rcheva.net/school/download_file.php?keyid=030610001&down. (22 กุมภาพันธ์ 2552).

สมทิพย์ ด้านธีรวิชย์ อุดมผล พิษไพบูลย์ จรรย์ บุญกาญจน์ เสาวลักษณ์ รุ่งตะวันเรืองศรี นิทัศน์ เพราะแก้ว อัญญาวุธ หิรัญรักษ์ สุวลักษณ์ วิสุนทร วิบูลย์ ป็องกันภัย และนฤเทพ บุญเรืองขาว. (2545). การตรวจสอบการจัดการของเสียของโรงงานน้ำยางข้น. โครงการวิจัยเรื่องการจัดการของเสียอุตสาหกรรมน้ำยางข้น. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.

สำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน. (2551). การใช้ก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทน (ออนไลน์). สืบค้นจาก : <http://www.thaibiogas.net/en/progress> (28 กุมภาพันธ์ 2552).

สำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน. (2551). ระบบก๊าซชีวภาพสำหรับโรงกลั่นน้ำมันปาล์ม (ออนไลน์). สืบค้นจาก : <http://www.thaibiogas.net/en/node/219>. (28 กุมภาพันธ์ 2552).

- Amorim, E., Barros, A. R., Damianovic, H. Z. and Silva, E. L. (2009). **Anaerobic fluidized bed reactor with expanded clay as support for hydrogen production through dark fermentation of glucose.** *International Journal of Hydrogen Energy*. 34: 783-790.
- APHA, AWWA and WEF. (2005). **Standard method for the examination of water and wastewater.** 20th edition. Washington D.C. : American Public Health Association.
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C. and Lebrato, J. (2006). **Support material selection for anaerobic fluidized bed reactors by phospholipid analysis.** *Biochemical Engineering Journal*. 27: 240-245.
- Benatti, C.T., Tavares, G. and Lenz, E. (2009). **Sulfate removal from waste chemicals by precipitation.** *Journal of Environmental Management*. 90: 504-511.
- Chao, W., Wen, W., Zhi, D. and Chao, W. (2007). **Characteristics of high-sulfate wastewater treatment by two-phase anaerobic digestion process with Jet-loop anaerobic fluidized bed.** *Journal of Environmental Sciences*. 19: 264–270.
- Emily, J., Leenen, T. M., Vitor, A., Dos, S. P., Katja, G. F., Johannes, T. and Ren, H. W. (1996). **Characteristics of and selection criteria for support materials for cell immobilization in wastewater treatment.** *Water Research*. 30: 2985-2996.
- Fernandez, N., Montalvo, S., Borjac, R., Guerrero, L., Sanchez, E., Corte, I., Colmenarejo, M.F., Travieso, L. and Raposo, F. (2008). **Performance evaluation of an anaerobic fluidized bed reactor with natural zeolite as support material when treating high-strength distillery wastewater.** *Renewable Energy*. :2458–2466.
- Jong, T. and Parry, D.L. (2003). **Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale up-flow anaerobic packed bed reactor runs.** *Water Research*. 37: 3379–3389.

- Kabdasli, I., Tünay, O. and Orhon, D. (1995). **Sulfate removal from indigo dyeing textile wastewaters**. *Water Science and Technology*. 32: 21-27.
- Kosinska, K. and Miskiewicz, T. (2009). **Performance of an anaerobic bioreactor with biomass recycling, continuously removing COD and sulphate from industrial wastes**. *Bioresource Technology*. 100: 86–90.
- Kumlanghan, A., Kanatharana, P., Asawatreratanakul, P., Mattiasson, B. and Thavarungkul, P. (2008). **Microbial BOD sensor for monitoring treatment of wastewater from a rubber latex industry**. *Enzyme and Microbial Technology*. 42: 483–491.
- Marec, J. P. and Wilma, S. F. (1987). **Biological sulphate removal from industrial effluent in an upflow packed bed reactor**. *Water Research* 21: 141-146.
- Metcalf and Eddy. (2004). **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4th edition. Singapore : McGraw-Hill, Inc.
- Mohan, S.V., 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.
- Oscar, U., Nikolaeva, S., Sanchez, E., Borja, R. and Raposo, F. (2008). **Treatment of screened dairy manure by upflow anaerobic fixed bed reactors packed with waste tyre rubber and a combination of waste tyre rubber and zeolite: Effect of the hydraulic retention time**. *Bioresource Technology*. 99: 7412–7417.
- Perez, M., Rodriguez, C. R., Romero, L.I. and Sales, D. (2006). **Performance of anaerobic thermophilic fluidized bed in the treatment of cutting-oil wastewater**. *Bioresource Technology*. 98: 3456–3463.

- Rangasamy, P., Iyer, P. and Sekaran, G. (2007). **Anaerobic tapered fluidized bed reactor for starch wastewater treatment and modeling using multilayer perceptron neural network.** *Journal of Environmental Sciences.* 191: 416–1423.
- Sabumon, P.C. (2008). **Development of enhanced sulphidogenesis process for the treatment of wastewater having low COD/SO₄²⁻ ratio.** *Journal of Hazardous Materials.* 159: 616–625.
- Sanchez, E., Travieso, L., Weiland, P., Borja, R. and Nikolaeva, S. (2002). **Effect of influent strength changes on the performance of a down-flow anaerobic fixed bed reactor treating piggery waste.** *Resources Conservation and Recycling.* 36: 73–82.
- Silva, A.J., Varesche, M.B., Foresti, E. and Zaiat, M. (2002). **Sulphate removal from industrial wastewater using a packed-bed anaerobic reactor.** *Process Biochemistry.* 37: 927–935.
- Slingsby, R. W. and Pohl, C. A. (1996). **Approaches to sample preparation for ion chromatography Sulfate precipitation on barium-form ion exchangers.** *Journal of Chromatography.* 739: 49-55.
- Sowmeyan, R. and Swaminathan, G. (2008). **Performance of inverse anaerobic fluidized bed reactor for treating high strength organic wastewater during start-up phase.** *Bioresource Technology.* 99: 6280–6284.
- Subramanyam, R. and Mishra, I.M. (2008). **Treatment of catechol bearing wastewater in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor: Sludge characteristics.** *Bioresource Technology.* 99: 8917–8925.

U.S EPA (2000). **Hazardous waste.** (Online). Available : <http://www.epa.gov/waste/hazard>
(8 January 2010).

Velasco, A., Ramirez, M., Volke, S T. and Gonzalez, S A. (2007). **Evolution of feed COD/Sulfate ratio as a control criterion for the biological hydro gen sulfide production and lead precipitation.** Journal of Hazadous Materials. (inpress)

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

Zhang, Z. P., Taya, J.H., Showa, K.Y., Yan, R., Lian, D. T., Lee, D.J. and Jian, W.Ju. (2007). **Biohydrogen production in a granular activated carbon anaerobic fluidized bed reactor.** International Journal of Hydrogen Energy. 32: 185 – 191.