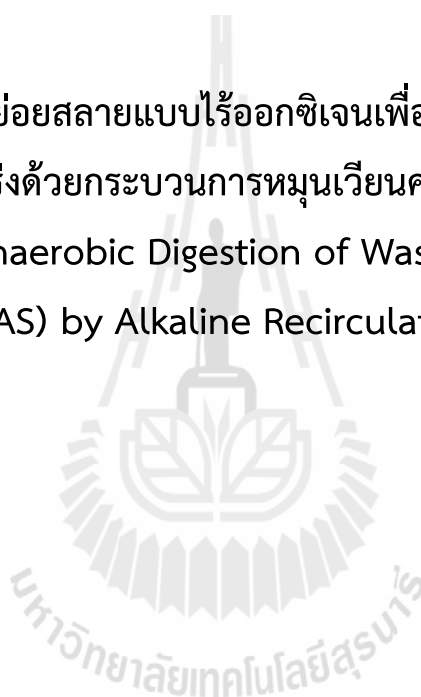




รายงานการวิจัย

การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจาก
ระบบตะกอนเร่งด้วยกระบวนการหมุนเวียนค่าความเป็นต่าง
Enhancement of Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge
(WAS) by Alkaline Recirculation



ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ พ.ศ. 2555
ผลการวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว



รายงานการวิจัย

การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจาก
ระบบตะกอนเร่งด้วยกระบวนการหมุนเวียนค่าความเป็นต่าง

Enhancement of Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge
(WAS) by Alkaline Recirculation

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการ

ดร. พชรินทร์ ราโช

ผู้ร่วมวิจัย

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร

สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ พ.ศ. 2555

ผลการวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

บทคัดย่อ

การศึกษาประกอบด้วยการทดสอบประสิทธิภาพเบื้องต้นด้วยชุดทดลองแบบกะและชุดทดลองระดับต้นแบบระบบย่อยแบบไร้อากาศร่วมกับระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างและน้ำทิ้งหมุนเวียน โดยตะกอนส่วนเกินเริ่มต้นมีอัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดีประมาณ 0.21 ($TBOD_{20}/TCOD$) และหลังการบำบัดเบื้องต้นด้วย $Ca(OH)_2$ พบว่าค่า $TBOD_{20}/TCOD$ มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อค่าพีเอชเพิ่ม แต่เกิดการยับยั้งการย่อยสลายทางชีวภาพเมื่อค่า pH 12 ซึ่งเกิดจากความเข้มข้นแคลเซียมที่สูงสามารถเกิดการยับยั้งกิจกรรมและมีผลกระทบต่อเมตาบอลิซึมของจุลินทรีย์ โดยความสามารถในการยับยั้งจะขึ้นกับความเข้มข้นของแคลเซียมในตะกอน เพื่อเป็นการป้องกันพิษของแคลเซียมในระบบย่อยแบบไร้อากาศในการศึกษานี้จึงใช้น้ำทิ้งส่วนบนจากระบบย่อยแบบไร้อากาศหมุนเวียนเข้าสู่ระบบย่อยไร้อากาศเพื่อป้องกันแคลเซียมเกิดการตกผลึกหรือตกตะกอนในถังปฏิกรณ์ และในชุดการทดลองระดับต้นแบบทำการเดินระบบต่อเนื่องของระบบย่อยแบบไร้อากาศร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างและน้ำทิ้งส่วนบนทำการศึกษาโดยแปรเปลี่ยนค่าระยะเวลาในการกักเก็บ 5 วัน 10 วัน และ 15 วัน พบสัดส่วน SCOD/TCOD ของระบบสูงกว่าระบบควบคุมทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มเป็นร้อยละ 50-51 และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มเป็น 235-247 L/m^3-d อีกทั้งพบประสิทธิภาพในการรีดน้ำเพิ่มขึ้น 6-8 เท่าของระบบที่ไม่มี การบำบัดเบื้องต้นและยังไม่พบผลกระทบของระยะเวลาในการกักเก็บในการศึกษา แสดงให้เห็นว่าระบบย่อยแบบไร้อากาศร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างและน้ำทิ้งส่วนบนจากระบบสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกินได้อย่างมีประสิทธิภาพและไม่พบพิษของแคลเซียม



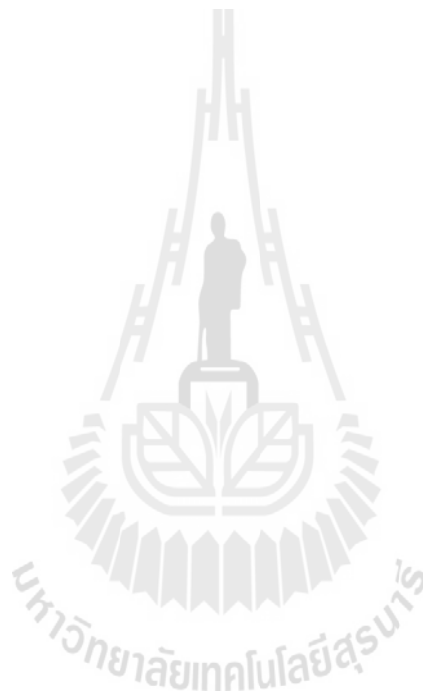
Abstract

Experiments were carried out via batch reactor that proposed to preliminary and experimental studies on pilot scale of anaerobic digestion with combined alkaline and recirculation as a pretreatment. The value of raw waste activated sludge (WAS) biodegradability was about 0.21 (TBOD/TCOD). After pretreatment by $\text{Ca}(\text{OH})_2$ adjusted, the BOD₂₀/COD ratios were increased where pH increase but the biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by high concentrations of calcium ion inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. In order to inhibits the calcium ion toxicity during anaerobic digester. Recirculation of the anaerobic effluent supplied for calcium crystallization or precipitation prevention in the anaerobic digester. Consequently, the pilot scale of anaerobic digester with the pretreatment was evaluated at different hydraulic retention times of 5, 10 and 15 days. The pretreatment via $\text{Ca}(\text{OH})_2$ were operated with proposes of sludge disintegration. The SCOD/TCOD ratios in the reactors were higher than that of control. Organic removal and biogas production were increased about 50-51% and 235-247 L/m³-d, respectively. Moreover, the dewatering abilities were increased about 6-8 times of the control reactor and non effect of three different hydraulic retention times. Therefore, it is recognized that higher digestion efficiencies of the WAS were obtained through alkaline and recirculation pretreatment also the calcium toxicity would not found.

สารบัญ

| | |
|---|-----------|
| บทคัดย่อ | ก |
| Abstract | ข |
| สารบัญ | ค |
| สารบัญตาราง | จ |
| สารบัญรูป | ช |
| | |
| บทที่ 1 บทนำ | 1 |
| 1.1 ที่มาและความสำคัญ | 1 |
| 1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย | 2 |
| 1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย | 3 |
| 1.4 ขอบเขตการศึกษา | 4 |
| | |
| บทที่ 2 ปรีทศน์วรรณกรรมและวิจัยที่เกี่ยวข้อง | 4 |
| 2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง | 4 |
| 2.2 ระบบบำบัดเบื้องต้น | 9 |
| 2.3 การบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง | 19 |
| 2.4 น้ำทิ้งจากระบบหมักแบบไร้อากาศ | 34 |
| | |
| บทที่ 3 วิธีการศึกษา | 36 |
| 3.1 ตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส | 36 |
| 3.2 น้ำทิ้งจากระบบบำบัดไร้อากาศ | 36 |
| 3.3 การศึกษาแบบกะในระดัับห้องปฏิบัติการ | 37 |
| 3.4 COD Fractions | 39 |
| 3.5 Hydrolysis Kinetics | 40 |
| 3.6 ชุดทดลองระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศ | 41 |
| 3.7 วิธีการวิเคราะห์ตัวอย่าง (Analytical Methods) | 42 |
| 3.8 สรุปขั้นตอนการศึกษา | 42 |
| | |
| บทที่ 4 ผลการศึกษาและการอภิปรายผล | 43 |
| 4.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส | 43 |
| 4.2 ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบ UASB | 45 |

| | |
|---|----|
| 4.3 การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยตะกอนด้วย Ca(OH)_2 | 47 |
| 4.4 แนวโน้มการลดความเป็นพิษของ Ca(OH)_2 ด้วยน้ำทิ้งจากระบบ UASB | 53 |
| 4.5 การจัดรูปแบบชุดทดลองและค่าการเดินระบบ | 54 |
| 4.6 ระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศร่วมกับระบบบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)_2 และการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากระบบ | 56 |
| | |
| บทที่ 5 สรุปผลการศึกษา | 59 |
| | |
| เอกสารอ้างอิง | 59 |
| ภาคผนวก ก. การเผยแพร่งานวิจัย | 67 |
| ภาคผนวก ข. ประวัตินักวิจัย | 89 |
| กิตติกรรมประกาศ | 94 |



สารบัญตาราง

| | | |
|---------------|--|----|
| ตารางที่ 2.1 | ลักษณะทางกายภาพของตะกอนส่วนเกินจากระบบการบำบัดน้ำเสีย | 4 |
| ตารางที่ 2.2 | ลักษณะทางเคมีของตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง | 6 |
| ตารางที่ 2.3 | ระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย | 8 |
| ตารางที่ 2.4 | ระบบบำบัดน้ำเสียในเขตกรุงเทพมหานคร | 8 |
| ตารางที่ 2.5 | ระบบบำบัดเบื้องต้นทางชีวภาพให้กับระบบบำบัดแบบไร้อากาศ | 11 |
| ตารางที่ 2.6 | ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C | 12 |
| ตารางที่ 2.7 | ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการการบำบัดทางกลศาสตร์ | 13 |
| ตารางที่ 2.8 | ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางเคมี | 16 |
| ตารางที่ 2.9 | การประเมินความต้องการพลังงานในการบำบัดตะกอน | 18 |
| ตารางที่ 2.10 | เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ | 22 |
| ตารางที่ 2.11 | เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของระบบถังย่อยตะกอนชนิดใช้อากาศแบบเทอร์โมฟิลิก | 23 |
| ตารางที่ 2.12 | สภาวะการเดินระบบและลักษณะของตะกอนส่วนเกินที่ใช้ในการศึกษาการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ | 24 |
| ตารางที่ 2.13 | แสดงอัตราการไฮโดรไลซิสของอนุภาคสารอินทรีย์ชนิดต่างๆ | 26 |
| ตารางที่ 2.14 | เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของถังหมักแบบไม่ใช้อากาศชนิด Single-stage และ Two-stage | 33 |
| ตารางที่ 2.15 | ลักษณะสมบัติของน้ำใส (Supernatant) จากระบบย่อยตะกอนแบบไม่ใช้อากาศ | 35 |
| ตารางที่ 3.1 | ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอนที่ใช้ในการศึกษา | 36 |
| ตารางที่ 3.2 | Waste Activated Sludge (WAS) and Anaerobic Effluent Characteristics | 37 |
| ตารางที่ 3.3 | การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดเบื้องต้นด้วย $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ร่วมกับน้ำทิ้งจากระบบหมักไร้อากาศ | 38 |
| ตารางที่ 3.4 | พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ | 42 |
| ตารางที่ 4.1 | ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอนที่ใช้ในการศึกษา | 44 |
| ตารางที่ 4.2 | ลักษณะของน้ำทิ้งจากระบบ UASB | 46 |
| ตารางที่ 4.3 | ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิส | 51 |
| ตารางที่ 4.4 | ค่าสัดส่วนซีโอดีและการตกตะกอนของแคลเซียม | 53 |
| ตารางที่ 4.5 | พารามิเตอร์เดินระบบต่อเนื่องของระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศร่วมกับ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และน้ำทิ้งส่วนบน | 54 |

สารบัญรูป

| | | |
|-------------|--|----|
| รูปที่ 2.1 | ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีอัลตราโซนิก | 11 |
| รูปที่ 2.2 | ขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีของการย่อยสลายแบบไร้อากาศ | 25 |
| รูปที่ 2.3 | แสดงการไฮโดรไลซิสของสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ | 26 |
| รูปที่ 2.4 | แสดงกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก | 28 |
| รูปที่ 2.5 | ถังหมักชนิดอัตราจำกัดต่ำ | 29 |
| รูปที่ 2.6 | ถังหมักชนิดอัตราจำกัดสูง | 30 |
| รูปที่ 2.7 | ถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีการแยกตะกอน | 31 |
| รูปที่ 2.8 | ถังหมักแบบสองเฟสชนิดเฟสกรด | 32 |
| รูปที่ 2.9 | ถังหมักแบบสองเฟสชนิดเฟสอนุหภูมิ | 32 |
| รูปที่ 3.1 | ลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB และจุดเก็บน้ำเสีย | 37 |
| รูปที่ 3.2 | ชุดการทดลองแบบกะ (Batch test experimental set-up) | 38 |
| รูปที่ 3.3 | การแบ่งค่า COD fractions ของตะกอนส่วนเกิน | 39 |
| รูปที่ 3.4 | อุปกรณ์สำหรับวัดค่า BOD 20 วัน | 40 |
| รูปที่ 3.5 | การติดตั้งระบบชุดทดลองแบบไร้อากาศ | 41 |
| รูปที่ 3.6 | สรุปขั้นตอนการดำเนินการวิจัย | 42 |
| รูปที่ 4.1 | สัดส่วนของค่าซีโอดีของตะกอนส่วนเกิน (WAS) | 45 |
| รูปที่ 4.2 | สัดส่วนของค่าซีโอดีของน้ำทิ้งจากระบบ UASB | 47 |
| รูปที่ 4.3 | ประสิทธิภาพในการเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำ | 48 |
| รูปที่ 4.4 | ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 8 | 49 |
| รูปที่ 4.5 | ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 9 | 49 |
| รูปที่ 4.6 | ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 10 | 50 |
| รูปที่ 4.7 | ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 11 | 50 |
| รูปที่ 4.8 | ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 12 | 51 |
| รูปที่ 4.9 | ผลกระทบของค่า pH ต่อ ค่าสัดส่วน TBOD ₂₀ /TCOD | 52 |
| รูปที่ 4.10 | การติดตั้งชุดการทดลอง A | 55 |
| รูปที่ 4.11 | การติดตั้งชุดการทดลอง B | 55 |

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

การย่อยสลายตะกอนส่วนเกินแบบไร้อากาศ (anaerobic excess sludge digestion) เป็นระบบที่นิยมในการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (waste activated sludge; WAS) เนื่องจากการย่อยสลายแบบไร้อากาศมีข้อดีคือเป็นระบบที่ไม่ใช้พลังงานในการบำบัด มีเสถียรภาพสูง และมีก๊าซชีวภาพเป็นผลพลอยได้จากระบบบำบัด แต่อย่างไรก็ตามปฏิกิริยาของการย่อยสลายแบบไร้อากาศเกิดได้ช้าและมีขั้นตอนที่ซับซ้อน (Lin et al., 1997; Azbar et al., 2001; Yunquin et al., 2009) ทำให้การย่อยสลายตะกอนส่วนเกินแบบไร้ออกซิเจนมีข้อจำกัดหลายประการได้แก่ ระยะเวลาในการกักเก็บนาน (20-30 วัน) และมีประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำ (30-40%) โดยข้อจำกัดเหล่านี้เกิดเนื่องจากกระบวนการไฮโดรไลซิส (hydrolysis) เกิดได้ไม่สมบูรณ์ (Tiehm et al., 2001; Rubia, 2006; Yunquin et al., 2009) ซึ่งตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งมีองค์ประกอบหลักเป็นเซลล์จุลินทรีย์ (Biomass) โดยมีค่าสัดส่วนของค่าสารอินทรีย์ระเหยง่ายต่อค่าของแข็งทั้งหมด (TVS/TS) ประมาณ 0.6-0.8 แต่มีค่าบีโอดีต่อซีโอดี (TBOD/TCOD) เพียง 0.3-0.5 เท่านั้น (Metcalf & Eddy, 2004; Rubia et al., 2006; Lin et al., 2009; Dumas et al., 2010; Song et al., 2010) แสดงว่าสารอินทรีย์ถึง 50-70% ในตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้ ดังนั้นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ จำเป็นต้องมีระบบบำบัดเบื้องต้น (pretreatment) เพื่อเพิ่มสัดส่วนของสารอินทรีย์ให้สามารถย่อยสลายทางชีวภาพ (biodegradable organic) ได้มากขึ้นก่อนนำไปบำบัดในขั้นตอนต่อไป

ในปัจจุบันระบบบำบัดเบื้องต้นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินแบบไร้อากาศ มีอยู่ด้วยกันหลายวิธีได้แก่ การเพิ่มอุณหภูมิ (thermal process) การเติมสารเคมี (chemical process) อัลตราโซนิก (ultrasonic) วิธีทางกลศาสตร์ (mechanical process) และวิธีทางชีวภาพ (biological process) ซึ่งพบว่า การย่อยสลายแบบเทอร์โมฟิลิก (thermophilic sludge digestion) มีข้อดีคือสามารถเพิ่มความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายได้ดี (volatile solids) ก๊าซชีวภาพเกิดได้ดีขึ้น เกิดฟองในระบบน้อย และการกำจัดน้ำในตะกอนเกิดได้ดีขึ้นแต่ต้องการพลังงานสูงจึงทำให้มีค่าใช้จ่ายสูงกว่าการเติมสารเคมี (Robert et al., 1999; Rubia et al., 2006; Dumas et al., 2010; Liu et al., 2010) ส่วนระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยคลื่นอัลตราโซนิกและเอนไซม์นั้นถึงแม้สามารถเพิ่มสัดส่วนการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนได้ดีแต่ก็มีค่าใช้จ่ายสูงมากกว่าทั้งระบบบำบัดแบบเทอร์โมฟิลิกและการเติมสารเคมี (Ciwem, 2000; Bougrier et al., 2006; Yiyang et al., 2009; Kim et al., 2010) การบำบัดเบื้องต้นด้วยการเติมด่าง (alkaline) เป็นระบบที่ได้รับความนิยมและสามารถเพิ่มสัดส่วนการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้เป็นอย่างดี เนื่องจากประหยัดค่าใช้จ่าย และเป็นระบบพื้นฐานที่ง่ายในการดูแลและควบคุม อีกทั้งตะกอน

ส่วนเกินมีองค์ประกอบหลักเป็นเซลล์จุลินทรีย์ (biomass) ที่เกิดในระบบตะกอนเร่ง ตะกอนจุลินทรีย์ เหล่านี้มีองค์ประกอบถึง 50% ของค่า TVS เป็นสารโพลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) ซึ่ง EPS เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากหรือไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Wingender et al., 1999; Laspidou et al., 2002; Dumas et al., 2010) ในสภาพต่างสามารถทำลายโครงสร้างของกลุ่มตะกอน (floc structures) ได้ โดยในสภาวะที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ RNA โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิสหรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดี (Chemical hydrolysis) อีกทั้งอนุมูลไฮดรอกซิล (hydroxyl radical; $-\text{OH} \rightarrow \cdot\text{O}$) สามารถทำให้ EPS ในตะกอนเกิดการบวมตัวและย่อยสลายเป็นสารที่ละลาย (subsequent solubility) จึงทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินเพิ่มสูงขึ้นและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย (Nielsen and Jahn, 1999; Neyens et al., 2004; Yiyang et al., 2009) แต่อย่างไรก็ตามการบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างจำเป็นต้องมีค่าใช้จ่ายเรื่องสารเคมีตลอดการเดินระบบ

การศึกษานี้มุ่งเน้นไปที่การลดค่าใช้จ่ายในการเติมสารเคมีในการบำบัดตะกอนส่วนเกินเบื้องต้นด้วยการเติมต่างและการเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินแบบไร้ออกซิเจน โดยอาศัยค่าความเป็นต่างจากน้ำส่วนบนในระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน (supernatant of anaerobic effluent) หมวนวนกลับ (recirculation) มาใช้เพื่อเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพให้กับตะกอนส่วนเกินก่อนทำการบำบัดทางชีวภาพในขั้นต่อไป แต่อย่างไรก็ตามความเป็นไปได้ของการนำสภาวะต่างจากระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนกลับมาใช้ยังมีประเด็นที่ต้องทำการศึกษาก่อนหลายประการ เช่น ความสามารถในการทำลายค่าซีโอดีแวนลอยหรือเซลล์จุลินทรีย์ส่วนเกินด้วยน้ำส่วนบน (supernatant) จากระบบย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน ระยะเวลาทำปฏิกิริยาที่เหมาะสม รูปลักษณะของถังปฏิกรณ์ (reactor configurations) ประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพและเคมี ความสามารถในการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ เป็นต้น

1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

- 1.2.1 เพื่อศึกษาความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินหลังการบำบัดเบื้องต้นด้วยค่าความเป็นต่างจากน้ำส่วนบนของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน
- 1.2.2 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนด้วยระบบการหมุนเวียนค่าความเป็นต่างจากน้ำส่วนบนจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนและระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน
- 1.2.3 เพื่อศึกษาพารามิเตอร์ที่มีอิทธิพลต่อการเดินระบบการหมุนเวียนค่าความเป็นต่างจากน้ำส่วนบนจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนและระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย

- 1.3.1 การศึกษาจะทำการศึกษาในชุดทดลองระดับต้นแบบ (pilot scale) ติดตั้งระบบ ณ อาคารเครื่องมือ 4 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
- 1.3.2 ตะกอนส่วนเกิน (excess sludge) ที่ใช้ในการศึกษาทำการเก็บตัวอย่างจากระบบตะกอนเร่ง (activated sludge) เพื่อบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม
- 1.3.3 การศึกษาประสิทธิภาพของชุดทดลองระดับต้นแบบ (pilot scale) จะทำการศึกษาพารามิเตอร์ซึ่งบ่งประสิทธิภาพของระบบ ได้แก่ ค่าซีโอดี ค่าบีโอดี ค่าสารแขวนลอยทั้งหมด ค่าสารแขวนลอยระเหยง่าย ค่าความเป็นด่างและพีเอช เป็นต้น
- 1.3.4 พารามิเตอร์ที่มีอิทธิพลต่อการเดินระบบจะทำการศึกษาปัจจัยที่ส่งผลต่อการกำจัดตะกอนและการเกิดก๊าซมีเทน เช่น สัดส่วนของตะกอนส่วนเกินต่อน้ำส่วนบนของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ความสามารถในการละลายสารอินทรีย์ ภาวะบรรทุกอินทรีย์ เป็นต้น



บทที่ 2

ปรีทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง (Waste activated sludge (WAS) characteristics)

2.1.1 ลักษณะทางกายภาพและอัตราการเกิดตะกอนส่วนเกิน

ปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง (WAS) ไม่เพียงมีความแตกต่างกันขึ้นกับค่าการออกแบบและควบคุมระบบตะกอนเร่งเท่านั้น แต่ยังขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดด้วย (Mudrack & Kunst, 1986; Henze, et al., 2000) โดยทั่วไปมีตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งประมาณ 0.4-0.8 mgVSS/mgBOD_{removed} (Qasim, 1999; Metcalf & Eddy, 2004) หรือประมาณ 0.5 kg VSS/kg COD_{removed} ปริมาตรของตะกอนยังขึ้นกับปริมาณน้ำในตะกอนหรือประสิทธิภาพการกำจัดน้ำ (sludge dewatering) ซึ่งโดยทั่วไปแล้วตะกอนมีน้ำเป็นองค์ประกอบถึง 90-97% (Metcalf & Eddy, 2004) ดังตารางที่ 2.1 จึงก่อให้เกิดปัญหาในการขนส่งไปกำจัด ดังนั้นจึงต้องมีกระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินเพื่อลดปริมาตรและน้ำหนักของตะกอนส่วนนี้ลงก่อนส่งไปกำจัดเพื่อลดปัญหาทั้งทางด้านสิ่งแวดล้อมและเศรษฐศาสตร์

ตารางที่ 2.1 ลักษณะทางกายภาพของตะกอนส่วนเกินจากระบบการบำบัดน้ำเสีย

| ระบบบำบัด/การควบคุมระบบ | ค่าความถ่วงจำเพาะของแข็ง | ค่าความถ่วงจำเพาะของตะกอน | ค่าของแข็งทั้งหมด, TS (kg/m ³) | |
|-------------------------------------|--------------------------|---------------------------|--|-----------|
| | | | ช่วง | ค่าเฉลี่ย |
| 1. Primary sedimentation | 1.40 | 1.02 | 110-170 | 150 |
| 2. Activated sludge | 1.25 | 1.00 | 70-100 | 80 |
| 3. Trickling filter | 1.45 | 1.03 | 60-100 | 70 |
| 4. Extended aeration | 1.30 | 1.02 | 80-120 | 100 |
| 5. Aerated lagoon | 1.30 | 1.01 | 80-120 | 100 |
| 6. Filtration | 1.20 | 1.00 | 12-24 | 10 |
| 7. Suspended growth denitrification | 1.20 | 1.00 | 12-30 | 18 |

ที่มา Metcarf & Eddy (2004)

เนื่องจากต้นทุนในการบำบัดและกำจัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งมีมากกว่า 50% ของค่าใช้จ่ายในการควบคุมระบบ (Benefield et al, 1985; Egemen et al., 1994; Higgins and Novak, 1997; Low et al, 2000; Wei et al., 2003; C.L. Rai et al, 2004; Appels L et al., 2008; Yan et al., 2013).

2.1.2 ลักษณะทางเคมีของตะกอนส่วนเกิน (Chemical characteristics of waste activated sludge)

ตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง (WAS) โดยส่วนใหญ่จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโต และเพิ่มจำนวนมากขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งสามารถแยกตัวออกจากน้ำเสีย ได้โดยการตกตะกอนในถังตกตะกอน นอกจากนี้ยังมีเชื้อโรค และมลพิษสิ่งแวดล้อมอื่นๆ อีกเล็กน้อย เช่น โลหะหนัก และ ซิโนไบโอติก(Xenobiotics) ซึ่งได้แก่ พีซีบี(PCBs) และสารเคมีที่ใช้กำจัดแมลงและศัตรูพืช เป็นต้น (Hänel., 1988; Mudrack & Kunst., 1986; Carrington., 2001; Ahring., 2003) ตารางที่ 2.2 แสดงองค์ประกอบทางเคมีของ WAS ที่ออกจากถังตกตะกอนชีวภาพหรือถังตกตะกอนชั้นที่สอง (excess sludge) และตะกอนที่รีดน้ำแล้ว (dewatering sludge) ซึ่งพบว่าโดยทั่วไป WAS ประกอบด้วยปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณ 0.5-1.0% และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณ 70-80% โดยน้ำหนักแห้ง หรือปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณ 0.8-1.2% และปริมาณของแข็งระเหยง่ายประมาณ 59-88% ของปริมาณของแข็งทั้งหมดแสดงให้เห็นว่า WAS มีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่

จากตารางที่ 2.2 พบว่า ลักษณะของ WAS ที่ออกจากถังตกตะกอนชีวภาพ (excess sludge) มีค่า SCOD เพียง 2-3% ของค่า TCOD เท่านั้น และมีแนวโน้มลดลงหลังจากทำการรีดน้ำแล้ว (dewatering sludge) แสดงให้เห็นว่า WAS เป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากซึ่งต้องการไฮโดรไลซิสมหลายขั้นตอน แต่ตะกอนก็สามารถเปลี่ยนรูปจากอนุภาคซีโอดี (particulate COD) เป็นค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ได้ อีกทั้งมีค่า TKN ประมาณ 3-4% ของค่า TCOD ซึ่งมีค่าต่ำกว่าความต้องการจุลชีพในการย่อยสลายแบบใช้ออกาศ แต่มีค่าเพียงพอในกรณีที่เป็นระบบบำบัดแบบไร้ออกาศ (Grady et al., 1999) อีกทั้งสัดส่วนของ BOD/COD ประมาณ 0.45 ซึ่งในการศึกษาของ Deng et al. (2006) ระบุว่าถ้าอัตราส่วน BOD/COD >0.45 น้ำเสียเกิดย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี; BOD/COD = 0.30-0.45 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี; BOD/COD = 0.20-0.30 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ และถ้าน้อยกว่า 0.20 น้ำเสียนั้นไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ ดังนั้นระบบบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพจึงมีความเหมาะสมในการใช้งาน เพื่อบำบัด WAS

ตารางที่ 2.2 ลักษณะทางเคมีของตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง

| พารามิเตอร์ | Excess Sludge | Dewatering Sludge | อ้างอิง |
|--|---------------|------------------------------|---|
| 1. pH | 6.9±0.1 | 6.3±0.4 | Lin et al. (1997); Browski et al. (2007); Nges and Liu (2009) |
| 2. TS (mg/L) | 10,150±410 | 11,720±1,423 (9.03 % w/w) | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) |
| 3. TSS (g/l) | 17.06±0.70 | - | Lu J. (2006) |
| 4. TVS (mg/L) | 7,643±118 | 10,888±1,045 | Lin et al. (1997) ; Nges and Liu (2009) |
| 5. VSS (g/l) | 9.61±0.35 | - | Lu J. (2006) |
| 6. VFA (g/l) | 0.23±0.01 | - | Lu J. (2006) |
| 7. TCOD (mg/L) | 11,905±238 | 92,000; | Lin et al. (1997) ; Nges and Liu (2009) |
| 8. SCOD (mg/L) | 251±37 | 2,120 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) |
| 9. TBOD (mg/L) | 5,417±245 | 310 | Chen et al. (2007) |
| 10. Alkalinity (mg/Las CaCO ₃) | 512±44 | 267 | Lin et al. (1997) |
| 11. TKN (mg/L) | 409 | 74±4 | Lin et al. (1998); Browski et al. (2007) |
| 12. NH ₄ + -N (mg/L) | 88±3 | - | Ningben Jin et al (2015) |
| 13. TN (mg/L) | 109±5 | - | Ningben Jin et al (2015) |
| 14. EPS (mg-EPS/g-SS) | 10 | 21 | Houghton et al. (2000) |
| 15. VS/TS | 0.75 | 0.55 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) |
| 16. SCOD/TCOD | 0.02 | 0.02 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) |
| 17. COD:N | 29.11 | 1,243 | Lin et al. (1997); Lin et al. (1998); Browski et al. (2007) |
| 18. TBOD/TCOD | 0.45 | 0.003 | Chen et al. (2007); Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) |
| 19. Lipid (g/l) | 0.44±0.10 | - | Lu J. (2006) |
| 20. Proteins (g/l) | 5.27±0.12 | - | Lu J. (2006) |
| 21. Carbohydrates (g/l) | 1.46±0.14 | - | Lu J. (2006) |
| 22. TP (mg/L) | 334±8 | - | Ningben Jin et al (2015) |

2.1.3 การย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง (WAS)

จุลชีพในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบระบบตะกอนเร่ง (AS) เกิดการเกาะกลุ่มหรือรวมตัวในรูปฟล็อก (floc) จุลชีพในระบบ AS สามารถยึดเกาะกันด้วยการสร้างโพลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) ขึ้นมาโดย EPS ทำหน้าที่เสมือนกาวติดหรือยึดเซลล์หลายๆเซลล์ไว้ด้วยกัน

EPS เป็นสารประกอบเชิงซ้อน (biopolymer) มีองค์ประกอบหลักได้แก่โพลีแซคคาไรด์ โปรตีน นิวคลีอิกแอซิด ยูโรนิคแอซิด อิวมิกแอซิด และไลปิด เป็นต้น ซึ่ง EPS เป็นสารประกอบที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากไม่ว่าจะเป็นกระบวนการแบบใช้อากาศหรือไร้อากาศ (Urbain et al., 1993; Wingender et al., 1999; Laspido et al. 2002; Carrère et al., 2010) แต่อย่างไรก็ตามการย่อยสลาย WAS ยังขึ้นกับอีกหลายองค์ประกอบได้แก่ ประสิทธิภาพของระบบตกตะกอนเบื้องต้นซึ่งจะทำให้อนุภาคที่ย่อยสลายไม่ได้อาจปนเข้ามา กับน้ำเสีย อุณหภูมิ สัดส่วนของพื้นที่ aerobic/anoxic หรืออายุสลัดจ์ของระบบ AS เป็นต้น (Mottet et al., 2010; Carrère et al., 2010) ในหลายการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าระบบบำบัดตะกอนแบบไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ประมาณ 25-60% และมีประสิทธิภาพลดลงเมื่ออายุสลัดจ์ของระบบ AS นานขึ้นหรือมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อประสิทธิภาพของระบบตกตะกอนเบื้องต้นสูงขึ้น (Carrère et al., 2010)

2.1.4 ปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส

2.1.4.1 จำนวนระบบ A/S ในไทย

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge :A/S) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ใช้จุลินทรีย์ในการเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ในน้ำซึ่งเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้แหล่งน้ำเน่าเสีย ไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์ และสามารถแยกออกจากน้ำได้ด้วยการตกตะกอน ทำให้น้ำมีคุณภาพดี จนสามารถปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ หรือหมุนเวียนกลับมาใช้ใหม่ได้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งเป็นที่นิยมกันอย่างแพร่หลายทั้งในภาพอุตสาหกรรมและชุมชน จากรายงานของ Simachaya (2009) พบว่าในประเทศไทย มีระบบบำบัดน้ำเสีย รวมทั้งหมดประมาณ 95 โรง รองรับน้ำเสียประมาณ 3 ล้าน ลบ.ม.ต่อวัน คิดเป็น 22% ของน้ำเสียที่เกิดขึ้นทั้งหมด ดังแสดงในตารางที่ 2.3 ในจำนวนนี้โรงบำบัดน้ำเสียที่ใช้งานอยู่มีประมาณ 70 โรง รองรับน้ำเสียประมาณ 1.13 Mm³/d และอีกกว่า 25 โรง รองรับน้ำเสียประมาณ 1.18 million m³/d อยู่ในขั้นตอนการปรับปรุงและก่อสร้างระบบ ในจำนวนระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 95 โรงนี้ แบ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge :A/S) 36 โรง (36%), บ่อปรับเสถียร (Stabilization pond : SP) 45 โรง (45%), สระเติมอากาศ (Aerated lagoon : AL) 16 โรง (16%), บึงประดิษฐ์ (Constructed wetland : CW) 2 บ่อ (2%) และระบบบำบัดแบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating biological contractor : RBC) 1 โรง (1%) (PCD, 2010)

ตารางที่ 2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย

| พื้นที่ | จำนวนโรง บำบัดน้ำ เสีย (โรง) | โรงบำบัดน้ำเสีย | | | | ความจุ (m ³ /d) |
|----------------------|------------------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------|------------------------|-------------------------------|
| | | ก่อสร้างแล้ว เสร็จ (โรง) | ปรับปรุง ระบบ (โรง) | ล่าช้า (โรง) | กำลังก่อสร้าง (โรง) | |
| กรุงเทพมหานคร | 7 | 7 | - | - | - | 99,200 |
| บริษัท ห้างร้านต่างๆ | - | - | - | - | - | 85,600 |
| ภาคกลาง | 21 | 19 | 1 | 1 | - | 812,100 |
| ตะวันออก | 15 | 12 | 2 | - | 1 | 208,900 |
| เหนือ | 17 | 11 | 4 | - | 2 | 256,378 |
| ตะวันออกเฉียงเหนือ | 18 | 9 | 2 | - | 7 | 285,082 |
| ใต้ | 17 | 12 | - | - | 5 | 357,720 |

ที่มา Simachaya, 2009

ในจำนวนระบบบำบัดน้ำเสียทั้งหมดภายใต้ กรุงเทพมหานคร (Bangkok Metropolitan Administration : BMA) มีโรงบำบัดน้ำเสียทั้งหมด 7 โรง พื้นที่บริการ 192 ตารางกิโลเมตร คิดเป็น 12.22% ของพื้นที่ กรุงเทพมหานครทั้งหมด สามารถรองรับน้ำเสียได้รวมกว่า 99,200 m³/d หรือราว 40% ของน้ำเสียทั้งหมดที่เกิดขึ้นในเขตกรุงเทพมหานคร ดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียในเขตกรุงเทพมหานคร

| โรงบำบัดน้ำเสีย | ความจุ (m ³ /d) | พื้นที่บริการ (km ²) | ประชากร (คน) |
|--|-------------------------------|-------------------------------------|-----------------|
| ศรีพระยา, Contract Stabilize Activated Sludge | 30,000 | 2.7 | 120,000 |
| รัตนโกสิน, Contract Stabilize Activated Sludge | 40,000 | 4.14 | 760,000 |
| ช่องนนทรี, Cyclic Activated Sludge | 200,000 | 28.5 | 76,000 |
| ทุ่งครุ, Activated Sludge with Vertical Loop Reactor | 65,000 | 42 | 1080,000 |
| หนองแขม, Activated Sludge with Vertical Loop Reactor | 157,000 | 44 | 418,000 |
| ดินแดง, Activated Sludge | 350,000 | 37 | 1080,000 |
| จตุจักร, Cyclic Activated Sludge | 150,000 | 33.5 | 432,500 |
| รวม | 992,000 | 191.84 | 3,966,500 |

ที่มา UNEP,2001 ; WQM, 2011

2.1.4.2 ปริมาณตะกอนโดยภาพรวมต่อปี

ตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งอยู่ในช่วง 70–100 kg-DS/ML (Metcalf & Eddy, 2003) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับค่าความสกปรกของน้ำเสีย โดยในประเทศไทยมีโรงงานอุตสาหกรรมกว่า 120,000 โรงงาน มีน้ำเสียเกิดขึ้นประมาณ 2.8 Mm³/d (PCD, 2010) น้ำเสียจากการทำการเกษตรประมาณ 150 Mm³/d แต่เป็นน้ำเสียที่ไม่มีแหล่งที่มาแน่นอน (Non-point sources) ซึ่งจะไม่เข้าระบบบำบัด มีเพียงน้ำเสียจากฟาร์มสุกร และสัตว์น้ำ เพียง 0.1 Mm³/d ที่เข้าระบบบำบัด เนื่องจากเป็นน้ำเสียที่รู้แหล่งที่มาแน่นอน (Point sources) และน้ำเสียชุมชนจากประมาณ 14 Mm³/d (PCD, 2010) ดังนั้นสามารถประมาณอัตราตะกอนส่วนเกินในรูปตะกอนแห้ง (Dry solids) ที่เกิดขึ้นในแต่ละปีได้ประมาณ 430,000-620,000 ตัน เฉพาะที่เกิดในเขตกรุงเทพมหานคร และอยู่ในความรับผิดชอบของกรุงเทพมหานคร มีประมาณ 3,600 ตัน ซึ่งตะกอนเหล่านี้ยังเป็นปัญหาการในขนส่งและกำจัดในปัจจุบัน

2.2 ระบบบำบัดเบื้องต้น (Pretreatment)

2.2.1 ระบบบำบัดเบื้องต้นทางชีวภาพ (Biological pretreatment methods)

การบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีทางชีวภาพมีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในกระบวนการไฮโดรไลซิสก่อนนำเข้าสู่กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพหลัก เนื่องจากกระบวนการไฮโดรไลซิสเป็นข้อจำกัดของกระบวนการย่อยตะกอนในระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศ (Eastman & Ferguson, 1981; Malina & Pohland, 1992) การบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีทางชีวภาพที่นิยมโดยทั่วไปคือระบบย่อยสลายทางชีวภาพแบบเทอร์โมฟิลิก (thermophilic) ที่อุณหภูมิ 55°C หรือไฮเปอร์เทอร์โมฟิลิก (hyper-thermophilic) ที่อุณหภูมิ 60-70°C ส่วนใหญ่กระบวนการย่อยแบบเทอร์โมฟิลิกถูกนำมาใช้เป็นระบบบำบัดก่อนหน้าระบบเมโซฟิลิก (mesophilic) การเพิ่มอุณหภูมิในช่วงเทอร์โมฟิลิกเพื่อทำลายเชื้อโรคและเพิ่มอัตราการไฮโดรไลซิสให้สูงขึ้น จากตารางที่ 2.5 พบว่าระบบย่อยสลายทางชีวภาพแบบเทอร์โมฟิลิกที่อุณหภูมิ 55°C สามารถเพิ่มอัตราการเกิดมีเทนในระบบบำบัดแบบไร้อากาศได้ประมาณ 25% และพบว่าสามารถทำลายโครงสร้างของแข็งได้ แต่ในการศึกษาที่ผ่านมาทั้งด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์และการวิเคราะห์พบว่าประสิทธิภาพของระบบย่อยตะกอนทางชีวภาพเพิ่มขึ้น เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของค่าคงที่การไฮโดรไลซิส (hydrolysis coefficient) มากกว่าการเพิ่มขึ้นของสัดส่วนการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอน (Oles et al., 1997; Robert et al., 1999; Ge et al., 2010) ในปัจจุบันมีหลายการศึกษาที่พยายามเพิ่มอุณหภูมิการย่อยสลายแบบไร้อากาศเป็น 55°C แต่ยังไม่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพให้มีอยู่ในระดับที่มีความคุ้มค่าในการลงทุนได้ (Nielsen et al., 2007) ส่วนการบำบัดเบื้องต้นแบบไฮเปอร์เทอร์โมฟิลิกสามารถเพิ่มอัตราการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนประมาณ 15-50% ขึ้นกับลักษณะของตะกอนว่าเป็นตะกอนจากระบบตกตะกอนขั้นต้น (primary sludge) ตะกอนจากระบบตกตะกอนขั้นสอง (secondary sludge) หรือทั้งสองชนิดรวมกัน แต่อย่างไรก็ตามแม้ว่าการเพิ่มอุณหภูมิแบบไฮเปอร์เทอร์โมฟิลิกสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการย่อย WAS ทางชีวภาพได้แต่มี

ค่าใช้จ่ายในเรื่องของพลังงานในการเดินระบบสูงมากเช่นกัน (Gavala et al., 2003; Climent et al., 2007; Lu et al., 2008)

2.2.2 การไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C (Thermal hydrolysis)

การไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C ถูกประยุกต์ใช้ครั้งแรกเพื่อรีดน้ำจากตะกอน (Haug et al., 1978) อีกทั้งยังเกิดการย่อย EPS และทำให้สัดส่วนการละลายของตะกอนเพิ่มมากขึ้น การกำจัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพจึงเกิดได้ดีขึ้น (Zabraska et al., 2006; Fernandez-Polanco et al., 2008) การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงดังแสดงในตารางที่ 2.6 พบว่าการศึกษาส่วนใหญ่ทำการบำบัดเบื้องต้นด้วยอุณหภูมิในช่วง 160-180°C เป็นเวลา 30-60 นาที สามารถเพิ่มอัตราการเกิดก๊าซมีเทนได้ประมาณ 14-62% ขึ้นกับประเภทของตะกอน การไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงทำให้อัตราการไฮโดรไลซิสในระบบย่อยสลายทางชีวภาพเกิดได้เร็วขึ้นและระยะเวลาที่เก็บ (HRT) ของระบบลดลงด้วย

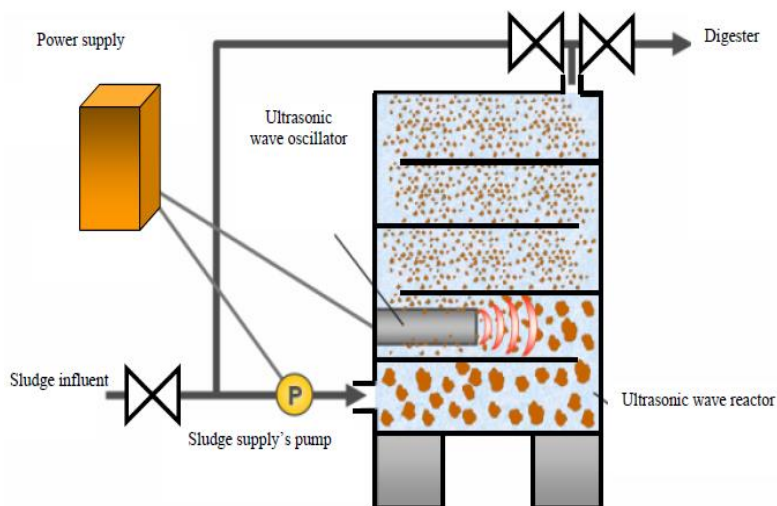
2.2.3 การบำบัดทางกลศาสตร์ (Mechanical treatment)

การศึกษากการบำบัดกระบวนการบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีทางกลศาสตร์มีอยู่ด้วยกันหลายวิธีดังสรุปในตารางที่ 2.7 ซึ่งมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

- อัลตราโซนิก(Ultrasonic) สามารถทำลายโครงสร้างของเซลล์และฟล็อกด้วยคลื่นความถี่ด้วย 2 กลไกคือที่คลื่นความถี่ต่ำ (20-40 kHz) ทำให้เกิดโพรงในเนื้อตะกอนทำให้มีความพรุนสูง ขนาดของตะกอนเล็กลง และที่คลื่นความถี่สูงทำให้น้ำเกิดการแตกตัวเป็น OH•, HO₂, H• (Carrère et al., 2010; Kim et al., 2010) อัลตราโซนิกเป็นการบำบัดเบื้องต้นที่มีประสิทธิภาพสูงซึ่งมีการศึกษาค่อนข้างมากและมีการประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดจริง (Zhang et al., 2007) แต่อย่างไรก็ตามอัลตราโซนิกเป็นวิธีที่ต้องการพลังงานในการบำบัดสูงถึง 1,000-16,000 kJ/kg_{TS} ขึ้นกับความเข้มข้นของ TS ในตะกอน รูปที่ 2.1 แสดง ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีอัลตราโซนิก

- การเหวี่ยง (Lysis-centrifuge) เป็นการรีดน้ำออกจากตะกอนวิธีหนึ่งก่อนบำบัดด้วยระบบทางชีวภาพ การศึกษาที่ผ่านมาพบว่าสามารถเพิ่มอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพได้ถึง 15-26% (Carrère et al., 2010)

- แรงเฉือน (Liquid shear) เป็นการอัดและจ่ายตะกอนด้วยแรงดันสูงทำให้โครงสร้างของเซลล์และฟล็อกถูกทำลายด้วยแรงเฉือนของน้ำตะกอน (Carrère et al., 2010)



รูปที่ 2.1 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีอัลตราโซนิก (Monruedee M., 2007)

ตารางที่ 2.5 ระบบบำบัดเบื้องต้นทางชีวภาพให้กับระบบบำบัดแบบไร้อากาศ

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|------------------|-----------------------------|---|---|-----------------------|
| Activated sludge | Microaerobic 60-70°C, 1 day | Batch, HRT 10 days, 37°C | Increase of biogas production from 200 to 300 mL/g _{V_{Si}} (+50%) | Haseawa et al. (2000) |
| Activated sludge | Microaerobic 65°C, 1 day | CSTR, HRT 21 & 42 days | Increase of COD removal (+30%) No methane production increase | Dumas et al. (2010) |
| Activated sludge | 70°C, 7 days | Batch, 37°C | Increase of CH ₄ production from 8.3 to 10.45 mmol/ g _{V_{Si}} (+26%) | Gavala et al. (2003) |
| Activated sludge | 70°C, 7 days | Batch, 55°C | CH ₄ production of 10.9 mmol/ g _{V_{Si}} (no influence) | |
| Primary sludge | 70°C, 4 days | Batch, 37°C | Increase of CH ₄ production from 21.2 to 24.7 mmol/ g _{V_{Si}} (+16%) | |
| Primary sludge | 70°C, 7 days | Batch, 55°C | Increase of CH ₄ production from 13.7 to 25.5 mmol/ g _{V_{Si}} (+86%) | |
| Activated sludge | 70°C, 2 days | CSTR, HRT 13 days (15 days without pretreatment 55°C) | Increase of CH ₄ production from 40 to 55 mL/L-d (+28%) | Skidas et al. (2005) |
| Primary sludge | 70°C, 2 days | CSTR, HRT 13 days (15 days without pretreatment 55°C) | Increase of CH ₄ production from 146 to 162 mL/L-d (+11%) | |

ตารางที่ 2.5 ระบบบำบัดเบื้องต้นทางชีวภาพให้กับระบบบำบัดแบบไร้อากาศ (ต่อ)

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|------------------|----------------------|---|---|--|
| Activated sludge | 70°C, 9h | Batch, 55°C | Increase of biogas production +58% | Climent et al. (2007) |
| Mixed sludge | 70°C, 9, 24, 48h | CSTR, HRT 10 days, 55 °C | Increase of CH ₄ production from 0.15 to 0.18 mL/ g _{Vsin} (+20%) Increase of energy production (+60-100%) | Ferres et al. (2008); Ferres et al. (2009) |
| Primary sludge | 70°C, 2 days | CSTR, HRT 13 days (15 days without pretreatment 55°C) | Increase of CH ₄ production from 13.6 to 20.1 mL/L-d (+48%) | Gavala et al. (2008) |
| Primary sludge | 50-65°C, 2 days | CSTR, HRT 13-14 days, 35°C | Increase of CH ₄ production (+25%) compared to 35 °C pretreatment | Ge et al. (2010) |

ตารางที่ 2.6 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|-----------------------|----------------------|--------------------------------|---|--------------------|
| Activated sludge | 175°C, 30 min | CSTR, HRT: 15 days, 35 °C | Increase of CH ₄ production from 115 to 186 mL/g _{CODin} (+62%) | Haug et al. (1978) |
| Primary sludge | 175°C, 30 min | CSTR, HRT: 15 days, 35 °C | CH ₄ production of 252 mL/g _{CODin} (no influence) | |
| Mixed sludge | 175°C, 30 min | CSTR, HRT: 15 days, 35°C | Increase of CH ₄ production from 205 to 234 mL/g _{CODin} (+14%) | |
| Digested mixed sludge | 170°C, 60s, 0.8 MPa | Batch 20 days | Increase biogas production (+49%) | Kim et al. (2003) |
| Activated sludge | 170°C, 60 min | CSTR 35°C 24 days | Increase of CH ₄ production from 88 to 142 mL/g _{CODin} (+61%) | Valo et al. (2004) |

ตารางที่ 2.6 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C (ต่อ)

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|--------------------------------------|-------------------------|--|---|---------------------------------|
| Activated sludge (extended aeration) | 160°C, 30 min | WWTP 62,000 PE two stage digestion 53-55 °C | Increase of TS removal from 25% to 45% | Zabraska et al. (2006) |
| Activated sludge | 170°C, 30 min, 7 bar | Continuous HRT: 12 days | Increase biogas production (+40-50%) | Fernandez-Polanco et al. (2008) |
| Activated sludge | Microwave 175 °C | Batch, 18 days 33 °C | Increase CH ₄ production (+31%) | Eskicioglu et al. (2009) |
| Primary sludge | Microwave 35-90 °C | Batch, 18 days 33 °C | Increase of degradation rates No impact on ultimate methane production | Zheng et al. (2009) |

ตารางที่ 2.7 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางกลศาสตร์

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|------------------------------|---|--------------------------------------|---|------------------------|
| Mixed sludge | Ultrasonic 31 kHz, 3.6 kW, 64 s | Continuous, HRT 22 days, 37°C | Increase of VS removal 45.8% to 50.3% (+9%) | Tiehm et al. (1997) |
| Activated sludge | Ultrasonic 41 kHz, 150 min | Semi-continuous, HRT 8 days, 37°C | Increase of VS removal 21.5% to 33.4% (+36%) | Tiehm et al. (2001) |
| Activated sludge (17.1gTS/L) | Ultrasonic 20 kHz, 108,000 kJ/kg _{TS} | Batch 50 days 37°C | Increase biogas production (+84%) | Salsabil et al. (2009) |
| Activated sludge (27 gTS/L) | Ultrasonic 20 kHz, 7,000-15,000 kJ/kg _{TS} | Batch 16 days 35-37°C | Increase biogas production (+40%) | Bougier et al. (2005) |

ตารางที่ 2.7 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางกลศาสตร์ (ต่อ)

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|-------------------------------|---|---|--|---------------------------|
| Activated sludge | Lysing-centrifuge | Batch 25 days 35 °C | Increase of biogas production from 91 to 168 mL/g _{CODin} (+85%) | Dohanyos et al. (1997) |
| Mixed sludge | Lysing-centrifuge | Batch 25 days 35°C | Increase of biogas production from 170 to 210 mL/g _{CODin} (+24%) | |
| Mixed sludge | High pressure Homogeniser ΔP 30 bar | CSTR, HRT 20 days, 36°C | Increase of biogas production from 350 to 413 mL/g _{VSSin} (+18%) | Barjenbruch et al. (2003) |
| Activated sludge | High pressure Plate collision ΔP 600 bar | CSTR, HRT 20 days, 36°C | Increase VS removal of 30% | Nah et al. (2000) |
| Activated sludge (SRT 7 days) | db : 0.25 mm u_b : 10 m/s 9 min, 60°C | Batch 21 days 37 °C | Increase of biogas production of 10% | Baier et al. (1997) |
| Activated sludge (SRT 3 days) | db : 0.35 mm u_b : 6 m/s Es : 2,000 kJ/kg _{TS} | Continuous suspended biomass 7 days, 37 °C | Increase of VS removal from 42% to 47% (+12%) | Kopp et al. (1997) |

- การอัดด้วยแรงดันสูง (High pressure) เป็นการอัดตะกอนด้วยแรงดันสูงประมาณ 30-900 บาร์ กระบวนการนี้สามารถลดค่า HRT ของระบบบำบัดแบบไร้อากาศจาก 14 วันเป็น 6 วันได้ สามารถเพิ่มอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพได้ถึง 30% และลดปริมาตรของตะกอนได้ประมาณ 23% (Carrère et al., 2010)

2.2.4 การบำบัดทางเคมี (Chemical treatment)

การศึกษาการบำบัดกระบวนการบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีทางเคมีที่นิยมในปัจจุบันมีอยู่ด้วยกัน 2 วิธีคือการใช้สารเคมีในการออกซิไดซ์และสารเคมีที่มีสภาพต่างดังรายละเอียดในตารางที่ 2.8

- สารเคมีในการออกซิไดซ์ (Oxidation) สารเคมีที่เป็นออกซิแดนต์ที่ได้รับความนิยมมากในปัจจุบันคือโอโซน (O_3) โอโซนทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของ WAS เพิ่มขึ้นหรือตะกอนมีขนาดเล็ก และค่า SCOD ใน WAS เพิ่มขึ้นด้วย โดยทั่วไปปริมาณโอโซนที่เหมาะสมในการย่อยสลาย WAS มีค่าประมาณ $0.1-0.2 \text{ gO}_3/\text{gTSS}$ (Weemaes et al., 2000; Yeom et al., 2002; Bougrier et al., 2007; Carrère et al., 2010) ส่วนสารออกซิแดนต์อีกชนิดหนึ่งที่ยอมรับคือไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) ซึ่งจะมีประสิทธิภาพเมื่อมีพลังงานกระตุ้น (อุณหภูมิประมาณ 90°C) ที่อุณหภูมิ 37°C ประสิทธิภาพของโอโซนจะค่อนข้างต่ำ (Rivero et al., 2006)

- สารเคมีที่มีสภาพด่าง (Alkali treatment) ในสภาพด่างสามารถทำลายโครงสร้างของกลุ่มตะกอน (floc structures) ได้ โดยในสภาวะที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ RNA โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิสหรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดี อีกทั้งอนุมูลไฮดรอกซิล (hydroxyl radical; $-OH \rightarrow -O\cdot$) สามารถทำให้ EPS ในตะกอนเกิดการบวมตัวและย่อยสลายเป็นสารที่ละลาย (subsequent solubility) ได้ดีขึ้น (Nielsen and Mladensvska, 2007) จึงทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินเพิ่มสูงขึ้นและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย ในบทความของ Lin et al. (1998) ระบุว่า การบำบัดเบื้องต้นด้วยการเติมด่างเป็นระบบที่ควบคุมการทำงานและประสิทธิภาพได้ง่าย สามารถเพิ่มค่า SCOD ได้ถึง 46% ที่อุณหภูมิห้อง อีกทั้งทำให้ระบบย่อยตะกอนแบบไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพการกำจัดค่า VS เพิ่มขึ้น 25-35% และเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น 29-112%

2.2.5 การเปรียบเทียบระบบบำบัดเบื้องต้น (Comparison of pretreatment methods)

การเลือกระบบบำบัดเบื้องต้นให้มีความเหมาะสมจำเป็นต้องคำนึงถึงองค์ประกอบต่างๆ ที่สำคัญ ดังนี้

- (i) ประเภทของตะกอนที่จะทำการบำบัด
- (ii) ประสิทธิภาพของระบบบำบัด เช่น สามารถเพิ่มอัตราการย่อยสลาย หรือเพิ่มสัดส่วนของค่าซีโอดีที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ (BCOD)
- (iii) ค่าใช้จ่ายในการบำบัด เช่น พลังงานที่ใช้ในการบำบัด ค่าใช้จ่ายในเรื่องสารเคมี และค่าใช้ในการบำบัดสารอาหาร เป็นต้น
- (iv) ผลพลอยได้จากการบำบัด เช่น ก๊าซชีวภาพ เป็นต้น

การศึกษาที่ผ่านมาส่วนใหญ่จะมุ่งเน้นไปที่การเปรียบเทียบประสิทธิภาพทั้งในกรณีที่มีระบบบำบัดเบื้องต้นและไม่มีระบบบำบัดเบื้องต้น ดังรายละเอียดของตัวอย่างการศึกษาที่ผ่านมาต่อไปนี้

- Bourgier et al. (2006) ทำการศึกษาโดยการเปรียบเทียบระบบ อัลตราโซนิก การไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C และโอโซน เพื่อบำบัด WAS เบื้องต้นก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน (mesophilic batch) พบว่าระบบที่ดีที่สุดคือการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูง โดยสามารถลดความหนืด (viscosity) ของตะกอนและเพิ่มความสามารถในการกรอง (filterability) ของตะกอนให้เกิดดีขึ้น ส่วนประสิทธิภาพในการเกิดก๊าซชีวภาพในการบำบัดเบื้องต้นด้วยโอโซน ($0.10-0.16 \text{ gO}_3/\text{gTSS}$) ค่อนข้างต่ำ ประมาณ $246-272 \text{ mLCH}_4/\text{gCOD}_{in}$ เมื่อเปรียบเทียบกับกรณีที่ไม่มีระบบบำบัดเบื้องต้นมีอัตราการเกิดมีเทนเท่ากับ $221 \text{ mLCH}_4/\text{gCOD}_{in}$ ส่วนระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยอัลตราโซนิก ($6,250$ และ $9,350 \text{ kJ/kgTSS}$) และการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C (170°C หรือ 190°C) พบอัตราการเกิดมีเทนมีค่าใกล้เคียงกัน

ประมาณ 325-334 mLCH₄/gCOD_{in} อัลตราโซนิกมีกลไกการเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพโดยการทำให้อนุภาคตะกอนมีขนาดเล็กลงแต่ไม่ได้เพิ่ม SCOD ส่วนการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C เป็นการเพิ่มค่า SCOD แต่ไม่สามารถลดขนาดของอนุภาคตะกอนลงได้

ตารางที่ 2.8 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางเคมี

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|---|--|--|--|------------------------|
| Mixed sludge | 0.1 gO ₃ /gCOD | Batch 30 days 33°C | Increase of biogas production from 110 to 220 mL/gCOD _{in} (+100%) | Weemaes et al. (2000) |
| Activated sludge | 0.15 gO ₃ /gTS | Batch 18 days 35°C | Increase of biogas production from 150 to 367 mL/gCOD _{in} (+145%) | Bougrier et al. (2007) |
| Digested mixed sludge (SRT 15 days) | 2 gH ₂ O ₂ /gVSS 90°C, 24 h | CSTR HRT 15 days 37°C | Increase VSS removal from 52.2% to 70.6% (+43%) | Song et al. (1992) |
| Pulp & paper sludge | 8gNaOH/100g _{TS} sludge | CSTR 42 days 37°C | Increase of CH ₄ production up to 185% of the control | Yunqin et al. (2009) |
| Activated sludge | 30 meq/L NaOH | CSTR 35°C HRT 20, 13, 10 and 7.5 days | Increase VS removal of 45% Increase COD removal of 47% Increase of biogas production of 164% | Lin et al. (1997) |
| Activated sludge (acrylonitrile butadiene styrene sludge) | 30 meq/L NaOH | Batch 24 h 25±3°C | Increased SCOD from 18% to 45% (+27%) | Lin et al. (1997) |

ตารางที่ 2.8 ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการบำบัดทางเคมี (ต่อ)

| Substrate | Treatment Conditions | Anaerobic digestion conditions | Results | References |
|---------------------------|--------------------------------|---|--|--------------------------|
| Activated sludge (43 g/L) | 300 meqHCl/L 175°C, 60 min | Batch 25 days 35°C | Increase of COD conversion to CH ₄ from 48% to 75% (+56%) | Stuckey and Carty (1978) |
| Activated sludge (43 g/L) | 300 meqNaOH/L 175°C, 60 min | Batch 25 days 35°C | Increase of COD conversion to CH ₄ from 48% to 78% (+62%) | |
| Activated sludge | 7 gNaOH/L 121°C, 30 min | Two stage Acidogenic: HRT 6 days Methanogenic: HRT 12 days, 41°C | Increase of CH ₄ production from 290 to 520 L/kg _{Vsin} (+79%) | Park et al. (2005) |

- Salsabil et al. (2010) ทำการศึกษาเปรียบเทียบระบบบำบัดเบื้องต้นแบบ อัลตราโซนิก (200,000 kJ/kg_{TSS}) การบำบัดที่อุณหภูมิสูง (จาก 40°C ถึง 120°C) และโอโซน (0.1 gO₃/g_{TSS}) พบว่าระบบอัลตราโซนิกสามารถลดค่า TSS ลดลง 30% ส่วนการบำบัดที่อุณหภูมิสูง (90°C ถึง 120°C) และโอโซนสามารถลดค่า TSS ลดลง 20% แต่อย่างไรก็ตามค่าพลังงานจำเพาะของระบบอัลตราโซนิกในการศึกษานี้มีค่าสูงกว่าการศึกษานี้อย่างมาก

- Kim et al. (2003) ทำการศึกษาเปรียบเทียบระบบบำบัดเบื้องต้นแบบ อัลตราโซนิก (42 kHz, 120 min) การไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูง (121 °C) การเติมสารเคมี (NaOH 7g/L) และระบบเทอร์โมเคมีคอล (NaOH 7g/L, 121 °C) เพื่อบำบัด WAS ก่อนเข้าสู่ระบบไร้ออกซิเจนแบบกะ (batch anaerobic digestion) พบว่าระบบที่มีประสิทธิภาพการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดคือการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูง (3,390 LCH₄/m³WAS) รองลงมาคือ ระบบเทอร์โมเคมีคอล (3,367 LCH₄/m³WAS) อัลตราโซนิก (3,007 LCH₄/m³WAS) และการเติมสารเคมี (2,827 LCH₄/m³WAS) ตามลำดับ โดยในชุดควบคุมมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 2,507 LCH₄/m³WAS

- Berjenbrunch and Kopplow (2003) ทำการศึกษาเปรียบเทียบระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยการไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูง (80-120°C) การอัดแรงดันสูง (High pressure homogenizer; 600 bar) และการบำบัดด้วยเอนไซม์ (carbohydrase) ก่อนบำบัดด้วยระบบไร้ออกซิเจน HRT 10 วัน พบว่าอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิ 90°C และ 120°C (>20%) รองลงมาคือการอัดแรงดันสูงและระบบไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิ 80°C (>16-17%) และการบำบัดด้วยเอนไซม์ (>13%) ตามลำดับ

- ปัญหาด้านพลังงาน (Energy aspects)

ในสถานการณ์สิ่งแวดล้อมปัจจุบัน พลังงานเป็นประเด็นสำคัญที่ต้องคำนึงถึงเป็นอันดับแรกในภาคอุตสาหกรรม กระบวนการบำบัดของเสียก็เช่นกันพลังงานที่ใช้ในการบำบัดต้องมีความคุ้มค่าเมื่อเปรียบเทียบกับพลังงานที่เป็นผลพลอยได้จากการบำบัด ตารางที่ 2.9 ทำการประเมินพลังงานสุทธิ (net energy) จากพลังงานไฟฟ้าที่เป็นผลพลอยได้จากก๊าซชีวภาพมาหักการสูญเสียเนื่องจากอุปกรณ์ไฟฟ้า เช่น ปั๊มมอเตอร์กวน และพลังงานที่ใช้เพื่อควบคุมอุณหภูมิ พบว่าระบบย่อย WAS แบบไร้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้อง (mesophilic) แบบไม่มีระบบบำบัดเบื้องต้น มีค่าพลังงานสุทธิเท่ากับ 1.36 kWh/kg_{VS} fed ซึ่งมีค่าใกล้เคียงหรือสูงกว่ากรณีที่มีระบบบำบัดเบื้องต้นทั้งหมด

ตารางที่ 2.9 การประเมินความต้องการพลังงานในการบำบัดตะกอน

| Pretreatment methods | Treatment conditions | VS destruction | EE consumption (kWh/kg _{VS} fed) | Thermal consumed (kWh/kg _{VS} fed) | Max biogas (kWh/kg _{VS} fed) | Net energy (kWh/kg _{VS} fed) |
|----------------------|-----------------------------------|----------------|---|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Non-mesophilic | - | 40% | 0.04 | 0.5 | 1.9 | 1.36 |
| Non-thermophilic | - | 50% | 0.03 | 1.0 | 2.4 | 1.37 |
| Biological (thermal) | 70 °C 9-48 h | 50% | 0.03 | 1.0 | 2.4 | 1.37 |
| Thermal hydrolysis | 170 °C 15-30 min | 60% | 0.04 | 2.0 | 2.9 | 0.86 |
| Sonication | 100W, 16s 30 kW/m ³ | 50% | 0.37 | 0.5 | 2.4 | 1.53 |
| Ball milling | - | 50% | 1.04 | 0.5 | 2.4 | 0.86 |
| High pressure | 200 bar | 50% | 0.33 | 1.0 | 2.6 | 1.27 |

ที่มา: ดัดแปลงจาก Carrère et al. (2010)

ดังนั้นเมื่อพิจารณาในแง่ของพลังงานตอบแทนสุทธิแล้ว ระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีทางชีวภาพ การบำบัดทางกลศาสตร์ เช่น การเหวี่ยง การใช้แรงเฉือนและอัลตราโซนิก มีพลังงานไฟฟ้าซึ่งผลตอบแทนสุทธิไม่แตกต่างจากการย่อยแบบไร้อากาศที่อุณหภูมิห้อง (mesophilic) โดยไม่มีระบบบำบัดเบื้องต้น อีกทั้งยังพบว่าระบบบำบัดเบื้องต้นแบบไฮโดรไลซิสที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C การโม่ (ball milling) มีค่าพลังงานสุทธิต่ำกว่าการย่อยแบบไร้อากาศที่อุณหภูมิห้องโดยไม่มีระบบบำบัดเบื้องต้นถึง 40%

- ปัญหาการปล่อยสารอาหาร (Release of Nutrient)

WAS มีองค์ประกอบเป็นไนโตรเจนประมาณ 11% และฟอสฟอรัสประมาณ 5% ในธรรมชาติเมื่อมีการย่อย WAS สารอาหารจะถูกปล่อยออกมาปนเปื้อนน้ำเสียทำให้ต้องมีระบบบำบัดสารซึ่งเป็นสารผลิตภัณฑ์จากการบำบัดตะกอน ในการศึกษาที่ผ่านพบอัตราการปล่อยตะกอนของระบบบำบัดต่างๆ ดังต่อไปนี้ (Carrère et al., 2010)

- Two stage thermophilic (60°C) – mesophilic: มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่า VS 30-40% พบว่าปล่อยฟอสฟอรัสออกมา 10-20% ของฟอสฟอรัสในตะกอนทั้งหมด
- High pressure homogenizer: หลังการบำบัดพบความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำใสส่วนบนเพิ่มขึ้น 10 เท่าและ 3 เท่าตามลำดับ
- Sonication: ที่ 500 kWh/m³ นาน 1 ชั่วโมง พบว่าปล่อยไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกมาเท่ากับ 70% และ 60% ตามลำดับ
- Microwave advance oxidation (MW/H₂O₂/O₃): พบว่าปล่อยไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกมาเท่ากับ 20% และ 37% ตามลำดับ

2.3 การบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง (Waste activated sludge treatment system; WASTS)

2.3.1 การบำบัดด้วยวิธีทางเคมีและกายภาพ (Chemical and physical treatment)

การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางเคมี เป็นกระบวนการที่ทำให้ตะกอนคงตัวโดยการเติมสารเคมีหรือปฏิกิริยาเคมีของตะกอน ซึ่งมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การออกซิไดซ์ด้วยสารออกซิไดซิงเอเจนต์ (Oxidizing agent) เช่น คลอรีนและสารที่สามารถให้ออกซิเจนกับตะกอน การปรับสภาพความเป็นกรด-ด่างของตะกอน เช่น ปูนขาว ซึ่งเป็นวิธีการที่ทำให้ตะกอนเกิดการคงตัวและไม่เน่าเสีย ส่วนการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางกายภาพ จะอาศัยวิธีการทางกายภาพในการทำให้ตะกอนเกิดการคงตัว เช่น อุณหภูมิอาจจะทำได้โดยการลดอุณหภูมิของตะกอนลงเพื่อป้องกันหรือลดกิจกรรมของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในตะกอนลง ซึ่งเป็นวิธีการชะลอการเน่าเสียหรือการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะที่ไม่ใช้อากาศได้ หรือการทำให้อุณหภูมิในการบำบัดสูงขึ้นก็เป็นอีกแนวทางหนึ่งที่ยิมนำมาใช้ในการบำบัดตะกอนส่วนเกินในปัจจุบัน โดยส่วนใหญ่แล้วการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางเคมีและกายภาพในปัจจุบันนิยมนำมาใช้เป็นระบบบำบัดตะกอนเบื้องต้น (Pre-treatment) ก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพ ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกินเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย ดังเช่นการศึกษาของ Nges and Liu (2009) ซึ่งได้นำเอาการบำบัดขั้นต้นที่อุณหภูมิในช่วงเทอร์โมฟิลิก (thermophilic, 50°C) มาใช้ในการศึกษาการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินขั้นต้น (Primary sludge) ร่วมกับตะกอนส่วนเกินขั้นที่สอง (Secondary sludge) และตะกอนส่วนเกินที่ผ่านการทำชั้นแล้ว (Thickened Sludge) ซึ่งสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ประมาณ 40-50% นอกจากนี้ยังมีผลการศึกษาในอีกหลายงานวิจัยที่ได้มีการบำบัดตะกอนส่วนเกินร่วมกับของเสียอื่นๆ (co-digestion) เช่น ของเสียจากชุมชน จำพวกเศษผักผลไม้ ก็สามารถทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์มีค่าเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากสามารถลดความเข้มข้นของ

สารประกอบที่เป็นพิษลง ปรับสมดุลสารอาหาร และทำให้ระยะเวลาในการย่อยสลายลดลงหากมีการผสมระหว่างตะกอนส่วนเกินกับสาร co-digestion ได้ดี นอกจากนี้ยังทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพและก๊าซชีวภาพเพิ่มสูงขึ้น (Benabdallah El Hadj et al., 2009; Gomez et al., 2006)

2.3.2 การบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biological treatment)

2.3.2.1 การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic digestion)

การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศนิยมใช้เพื่อบำบัดขั้นต้นและใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กถึงขนาดกลาง (Barbusinski and Koscielniak, 1997; Bernard and Gray, 2000) ที่มีอัตราการเกิดตะกอนส่วนเกินไม่มากนัก เนื่องจากมีข้อดีคือเดินระบบง่าย และค่าก่อสร้างระบบไม่สูง แต่มีข้อเสียคือจำเป็นต้องใช้ถังปฏิกิริยาที่มีขนาดใหญ่ เนื่องจากมีระยะการกักเก็บนาน (15-30 วัน) (Jin et al., 2009).

1) ลักษณะของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ

การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศเกี่ยวข้องกับกระบวนการออกซิเดชันของสารอินทรีย์และเซลล์จุลินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ และขึ้นอยู่กับสมบัติของตะกอนจุลินทรีย์ที่เข้าระบบ (Nevim et al., 2002) กระบวนการเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มใช้อากาศ (Aerobic microorganisms) วัตถุประสงค์เพื่อลดมวลของตะกอนจุลินทรีย์ และทำให้ตะกอนจุลินทรีย์มีความคงตัวมากขึ้น (McFarland, 2001) โดยความต้องการออกซิเจนของแบคทีเรียในกระบวนการย่อยสลายแบบใช้อากาศสามารถแบ่งเป็น 2 กระบวนการหลักได้แก่ ความต้องการออกซิเจนของจุลินทรีย์ที่ใช้ย่อยสลายตัวเอง และความต้องการออกซิเจนใช้ในการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนเตรตหรือปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ดังแสดงในสมการด้านล่าง (Metcalf and Eddy, 2004)

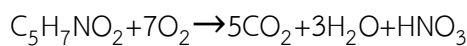
การย่อยสลายสารอินทรีย์



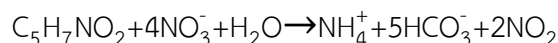
การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน



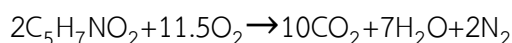
เมื่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสมบูรณ์



เมื่อเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยมีไนเตรตไนโตรเจนเป็นตัวจับบีอิลีกตรอน



เมื่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันสมบูรณ์



การย่อยสลายของจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนมี 2 กระบวนการที่เกิดขึ้น ได้แก่กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) และกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน เกิดจากสารละลายอินทรีย์ไนโตรเจนเปลี่ยนเป็นไปอยู่ในรูปแอมโมเนียไนโตรเจนอิสระโดยผ่านกระบวนการใช้ออกซิเจนของกรดอะมิโน และถ้าสภาวะเหมาะสมเกิดขึ้นแบคทีเรียในกลุ่มเคโมลิโทโทรฟิก (Chemolithotrophic bacteria) จะสามารถใช้แอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อสังเคราะห์เซลล์ใหม่ได้ (Anderson and Mavinic, 1993) ส่วนกระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นจากแบคทีเรียในกลุ่มออกซิโดโทรฟิกออกซิไดซ์แอมโมเนียไปอยู่ในรูปไนเตรต จากนั้นแบคทีเรียในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกจะรีดิวไนเตรตไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งทั้งสองขั้นตอนนี้จะเกิดขึ้นได้ต้องอาศัยแบคทีเรียสองกลุ่มได้แก่ แบคทีเรียในกลุ่มไนโตรโซมาเนส (Nitrosomonas) ซึ่งจะเป็นตัวออกซิไดซ์แอมโมเนีย และแบคทีเรียในกลุ่มไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ซึ่งจะเป็นตัวรีดิวไนเตรต ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน (Bernet et al., 2001) จากสมการดังกล่าวจะเห็นว่าเมื่อเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีจะมีค่า pH ลดลงด้วยเมื่อแอมโมเนียถูกกำจัดเปลี่ยนไปเป็นไนเตรต โดยมีอัลคาไลไม่เพียงพอต่อการต้านทานการลดลงของ pH ดังนั้นในระบบการย่อยแบบใช้อากาศก็ควรจะมีระบบจ่ายสารเคมีเพื่อควบคุม pH ให้อยู่ในระดับที่เหมาะสมไม่ให้ค่า pH ลดต่ำลงเกินไป หากทำการเดินระบบนานหรือใช้ระยะเวลาในการเก็บกักยาวนาน อาจเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นภายในระบบ ทำให้ความสามารถในการต้านทานพีเอชของระบบลดลงเรื่อยๆ ซึ่งจะเป็นสาเหตุให้จุลชีพจำพวกเส้นใย (filamentous organisms) เกิดมากขึ้นในระบบ ส่งผลให้ตะกอนลอยและแยกออกจากระบบได้ยากขึ้นด้วย (เกรียงศักดิ์ อุทมนสินโรจน์, 2547; Metcalf and Eddy, 2004) นอกจากนี้ปัจจัยอื่นๆ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบย่อยตะกอนแบบใช้อากาศ เช่น SRT อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด-ด่าง การกวนผสม ลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน และ biosolid configuration เป็นต้น (Grady et al., 1999).

2) ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic digestion) เป็นระบบที่ใช้จุลินทรีย์ชนิดใช้อากาศซึ่งใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ทำหน้าที่ในการออกซิเดชันสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้รวมทั้งเซลล์จุลินทรีย์ วัตถุประสงค์เพื่อลดมวลตะกอนส่วนเกินและทำให้ตะกอนมีความคงตัวขึ้น (McFarland, 2001) เป็นระบบที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดตะกอนสารอินทรีย์ที่มีตั้งแต่ความเข้มข้นไม่มากนักจนถึงความเข้มข้นสูงได้ เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถควบคุมได้ง่ายและประสิทธิภาพค่อนข้างคงที่ ไม่มีกลิ่นเหม็น ลักษณะตะกอนมีความคงตัว ง่ายต่อกระบวนการรีดน้ำ (Nevim et al., 2002) นอกจากนี้ยังไม่ทำให้เกิดระบบบำบัดล้มเหลวขึ้นในขณะทำการบำบัดเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ ได้แก่ SRT, อุณหภูมิ, ค่าความเป็นกรด-ด่าง, การกวนผสม, ชนิดและลักษณะของตะกอนส่วนเกิน, อัตราการจ่ายออกซิเจน (Oxygen Uptake Rate:OUR) เป็นต้น (Grady et al., 1999, Khalil et al., 2000, Nevim et al., 2002) ข้อดีของและข้อเสียระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ แสดงดังตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Metcalf and Eddy, 1991; Grady et al., 1999; Khalil et al., 2000; Nevim et al., 2002)

| ข้อดี | ข้อเสีย |
|---|--|
| <ol style="list-style-type: none"> อัตราการลดลงของของแข็งระเหยง่ายสูง น้ำใสที่ออกจากระบบ (Supernatant) มีค่า BOD ต่ำ ไม่มีกลิ่นเหม็น เกิดตะกอนคล้ายดินซึ่งมีความคงตัวสูง สามารถนำไปเป็นสารปรับปรุงคุณภาพดินได้ การควบคุมระบบทำได้ง่าย ค่าก่อสร้างต่ำ สามารถลดเชื้อโรคมากกว่าระบบแบไร้อากาศ | <ol style="list-style-type: none"> สูญเสียพลังงานให้กับปั๊ม เนื่องจากต้องมีการเติมอากาศให้ระบบ มีค่าความชื้นสูง ประสิทธิภาพการทำงานขึ้นกับอุณหภูมิ ที่ตั้ง และชนิดของวัสดุที่ใช้ทำถังปฏิกรณ์ ไม่มีก๊าซชีวภาพ |

โดยมีตัวอย่างของระบบบำบัดดังต่อไปนี้

- ระบบถังย่อยแบบธรรมดา (Conventional aerobic digestion) เป็นระบบที่ทำงานภายใต้สภาวะแบบใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายตะกอนที่อุณหภูมิบรรยากาศ หรือช่วงอุณหภูมิและระยะเวลาที่ได้ทำการออกแบบ ซึ่งระบบนี้จะมีทั้งระบบที่ทำการบ้อนตะกอนแบบต่อเนื่องและไม่ต่อเนื่อง แต่ทั้งสองแบบจะทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (nitrification) และเป็นผลทำให้ความสามารถในการรองรับกรด (alkalinity) ภายในถังปฏิกรณ์ถูกทำลายลงส่งผลให้พีเอชลดลงตามไปด้วย นิยมใช้ในการทำเสถียรภาพตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง (Grady et al., 1999) ข้อดีคือควบคุมระบบง่าย ค่าใช้จ่ายปานกลาง

- ระบบถังย่อยแบบใช้ออกซิเจนบริสุทธิ์ (High-Purity oxygen aerobic digestion) ถังย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนบริสุทธิ์เป็นระบบบำบัดที่อาศัยออกซิเจนบริสุทธิ์แทนการใช้อากาศทั่วไป นิยมใช้เป็นถังแบบปิด เหมาะกับสภาพอากาศหนาวมาก เนื่องจากจะช่วยเร่งอัตราการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นจึงไม่ค่อยพบการใช้งานในประเทศไทย เพราะต้องเสียค่าใช้จ่ายสูงมากในการให้อากาศบริสุทธิ์ ระบบนี้อาจเป็นถังเปิดได้ หากใช้หัวฟู่เป็นตัวจ่ายออกซิเจนภายในถัง แต่เนื่องจากเป็นระบบที่ใช้ออกซิเจนปริมาณมาก ส่งผลทำให้ความต้านทานการลดลงของ pH มีค่าน้อยลง จึงจำเป็นต้องมีระบบควบคุม pH ภายในถังปฏิกรณ์ให้มีค่าคงที่ (Metcalf and Eddy, 2004; เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547)

- ระบบถังย่อยแบบเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic aerobic digestion) ระบบนี้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ถึงร้อยละ 70 ที่ระยะเวลาเก็บกักประมาณ 3 - 4 วัน โดยจะควบคุมระบบให้มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 45 - 60°C เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพการย่อยที่ดีควรมีความเข้มข้นของตะกอนประมาณมากกว่า 3% ของแข็ง (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547; Grady et al. 1999; Metcalf and Eddy, 2004)

ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระบบถังย่อยแบบเทอร์โมฟิลิกจะแตกต่างจากระบบถังย่อยแบบธรรมดา เพราะการเดินระบบที่อุณหภูมิสูง ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะถูกยับยั้งและจะเกิดการย่อยสลายของแข็ง

ระเหยง่ายในสภาวะใช้อากาศขึ้น ทำให้ความต้องการออกซิเจนของระบบลดลงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบแบบธรรมดา แต่พีเอชในระบบจะมีค่าค่อนข้างเป็นด่างอยู่ในช่วง 7.5-8.0 เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันถูกยับยั้ง จึงทำให้แอมโมเนียไนโตรเจนถูกปล่อยออกมาระหว่างการย่อยสลายทำให้สภาพความเป็นด่างภายในระบบเพิ่มสูงขึ้น ดังนั้นการเพิ่มสูงขึ้นของพีเอชนั้นจะสัมพันธ์กับความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน เมื่อพีเอชสูงขึ้นส่งผลให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย ส่งผลให้ความสามารถในการฆ่าเชื้อโรคของระบบเพิ่มขึ้นด้วย นอกจากนี้ระบบถังย่อยแบบเทอร์โมฟิลิกนั้นอาจจะเดินระบบภายใต้สภาวะ microaerobic condition ซึ่งเป็นสภาวะที่ความต้องการออกซิเจนของระบบมีมากกว่าปริมาณออกซิเจนที่เติมเข้าไปในระบบ ข้อดี และข้อเสียของระบบถังย่อยตะกอนแบบเทอร์โมฟิลิก ดังแสดงในตารางที่ 2.11

ตารางที่ 2.11 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของระบบถังย่อยตะกอนชนิดใช้อากาศแบบเทอร์โมฟิลิก

| ข้อดี | ข้อเสีย |
|--|---|
| <p>1. ระยะเวลาพักเก็บ (HRT) เหลือประมาณ 5-6 วัน ทำให้ปริมาตรของถังลดลง สามารถลดค่าของแข็งระเหยง่ายได้ประมาณ 30-50% ใกล้เคียงกับระบบถังย่อยตะกอนแบบธรรมดา</p> <p>2. มีความสามารถในการลดแบคทีเรียและไวรัสได้มากกว่าเมื่อเทียบกับระบบย่อยตะกอนชนิดไม่ใช้อากาศแบบมีซีฟิสิก (Metcalf and Eddy, 2002)</p> <p>3. เมื่อถึงปฏิกิริยามีการกวนผสมเป็นเนื้อเดียวกันดี และควบคุมอุณหภูมิระบบที่ 55 C หรือสูงกว่าจะทำให้สามารถลดเชื้อโรค ไวรัส และอื่นๆ ได้ต่ำกว่าค่าระดับการตรวจวัด ซึ่งได้มาตรฐานคุณภาพน้ำ</p> | <p>1. ตะกอนมีความสามารถในการรีดน้ำต่ำ (Daigger et al., 1998)</p> <p>2. ไม่มีการกำจัดสารอาหาร N (Daigger et al., 1998)</p> <p>3. ค่าใช้จ่ายสูง</p> <p>4. ต้องมีการควบคุมฟองที่เกิดขึ้นเนื่องจากมีผลต่อประสิทธิภาพการถ่ายเทออกซิเจน (Metcalf and Eddy, 2002).</p> |

2.4 ระบบถังย่อยสลัดจ์แบบครีโอฟิลิก (Cryophilic Aerobic Digestion) เป็นระบบที่ควบคุมอุณหภูมิในช่วง -12 ถึง 30°C แต่จะดีที่สุดอยู่ที่ประมาณ 12-18°C ซึ่งเรียกอีกอย่างว่า Psychrophilic ระบบนี้ใช้กับประเทศหนาวมาก ไม่ใช้กันในประเทศไทย เพื่อให้ได้ผลดีในการเดินระบบที่อุณหภูมิ 5-20°C จะต้องมีค่าผลคูณระหว่าง อุณหภูมิ (°C) กับอายุสลัดจ์ (วัน) ประมาณ 250-300°C-วัน (Grady et al. 1999; Metcalf and Eddy, 2004)

ย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศมีข้อดีหลายด้าน อาทิเช่น ต้นทุนต่ำ ไม่มีกลิ่นเหม็น ควบคุมระบบง่าย และมีประสิทธิภาพการทำลายเชื้อโรคมกกว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ (Rao et al., 1993) อย่างไรก็ตามระบบย่อยสลายแบบใช้อากาศนี้จะไม่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพที่จะสามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ และต้องคำนึงถึงค่าใช้จ่ายในการเติมอากาศในระบบอีกด้วย (Bernard and Gray, 2000). จากตารางที่ 2.12 แสดงสภาวะที่ใช้ในการเดินระบบและลักษณะตะกอนส่วนเกินที่ใช้ในการศึกษาการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ ควบคุมอุณหภูมิระบบในช่วง 18-55°C ค่าของแข็งแขวนลอยในช่วง 1.5-

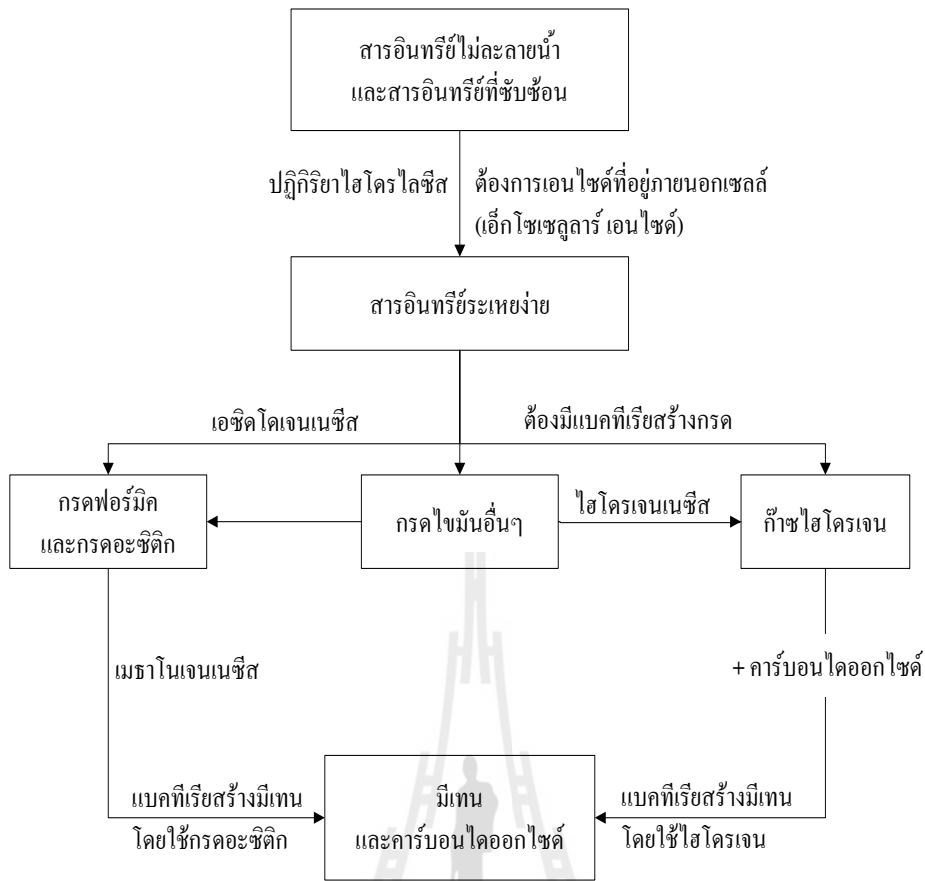
20 g/L และค่า ของแข็งในรูปของสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 55-93% ซึ่งแสดงว่าจากระบบการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบใช้อากาศจะเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้มากขึ้น ด้วยเหตุผลนี้ในหลายๆ งานวิจัยมักจะใช้ระบบการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบใช้อากาศเป็นระบบบำบัดเบื้องต้นก่อนเข้าสู่ระบบย่อยตะกอนส่วนเกินแบบไร้อากาศต่อไป

ตารางที่ 2.12 สภาวะการเดินระบบและลักษณะของตะกอนส่วนเกินที่ใช้ในการศึกษาการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic digestion)

| Parameter | Unit | Zupancic et al. (2008b) | Ugwuanyi et al. (2005b) | Bernard et al. (2000) | Khalili et al. (2000) |
|----------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|
| <u>Operating condition</u> | | | | | |
| Temp | °C | 30 | 55 | 18 | 35 |
| SRT | Day | - | - | - | 23 |
| OLR | kg VS/ m ³ -d | 1.06 | - | 0.52 | - |
| <u>Influent</u> | | | | | |
| SCOD | g/L | - | 8 | - | - |
| SS | g/L | 20 | - | 1.5-11 | 6-20 |
| <u>Effluent</u> | | | | | |
| SCOD | g/L | - | 65% | - | - |
| COD | % | 55.4 | - | - | - |
| TSS | % | - | 51.2 | - | 49 |
| VSS | % | 53.5 | - | 66-93 | 66 |

2.4.1.1 การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion)

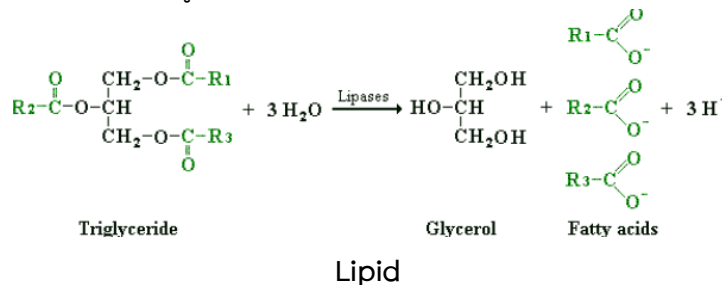
การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศนั้น เป็นวิธีการปรับเสถียรและลดมวลของตะกอนส่วนเกินลงก่อนที่จะส่งไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้ายเช่นเดียวกับการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547) การย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแบบไม่ใช้อากาศนี้ เป็นการเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ (Biogas) ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ เกิดขึ้นโดยอาศัยแบคทีเรีย 4 กลุ่ม ได้แก่ไฮโดรไลติกแบคทีเรีย (Hydrolytic bacteria) เฟอเมนเททีฟ อะซิโดเจนิคแบคทีเรีย (Fermentative acidogenic bacteria) อะซิโดเจนิคแบคทีเรีย (Acidogenic bacteria) และเมทาโนเจนิคแบคทีเรีย (Methanogenic bacteria) (Archer and Kirsop, 1991) ขั้นตอนดังรูปที่ 2.2

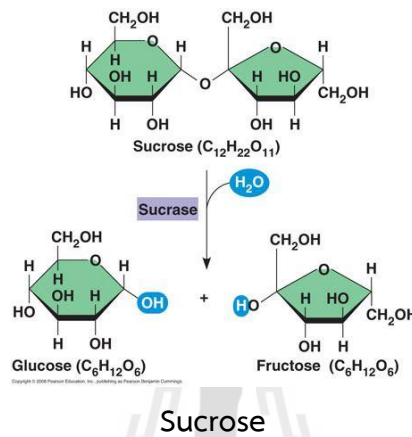
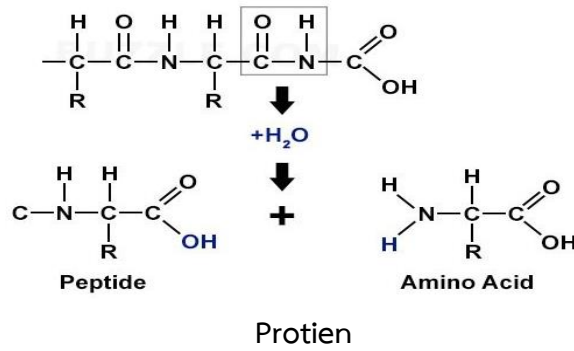


รูปที่ 2.2 ขั้นตอนของปฏิกิริยาชีวเคมีของการย่อยสลายแบบไร้อากาศ

1. Hydrolysis

กระบวนการเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มไฮโดรไลติก เปลี่ยนอนุภาคสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ เช่น โพลีแซคคาไรด์ และโปรตีน เป็นสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กซึ่งละลายน้ำ เช่น น้ำตาล และกรดอะมิโน เป็นต้น ปฏิกิริยาการไฮโดรไลซิสเกิดขึ้นโดยอาศัยตัวเร่งปฏิกิริยาทางเคมี ได้แก่ เซลลูเลส และโปรทีเอส ซึ่งสร้างโดยแบคทีเรียกลุ่มไฮโดรไลติก ดังแสดงในรูปที่ 2.3





รูปที่ 2.3 แสดงการไฮโดรไลซิสของสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ

ขั้นตอนไฮโดรไลซิสนี้เป็นขั้นตอนที่ค่อนข้างช้าและเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราเร็ว ของปฏิกิริยา ความเร็วของปฏิกิริยาจะขึ้นกับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นสารตั้งต้นของปฏิกิริยาเคมี ความเข้มข้นเอนไซม์ อุณหภูมิ พีเอช พื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำ เป็นต้น ทำให้เวลาที่ใช้ในการย่อยสลายสารแต่ละชนิดแตกต่างกัน (Elefsiniotis et al., 1996; กรมควบคุมมลพิษ, 2546) ดังแสดงในตารางที่ 2.13

ตารางที่ 2.13 แสดงอัตราการไฮโดรไลซิสของอนุภาคสารอินทรีย์ชนิดต่างๆ

| อนุภาคสารอินทรีย์ | อัตราการไฮโดรไลซิส, d ⁻¹ | อ้างอิง |
|-------------------|-------------------------------------|-------------------------|
| Carbohydrates | 0.025-0.200 | Christ O et al. (2000). |
| Cellulose | 0.040-0.130 | Gujer W et al. (1983). |
| Proteins | 0.015-0.075 | Christ O et al. (2000). |
| Lipids | 0.005-0.010 | Christ O et al. (2000). |

2. Acidogenesis

เป็นขั้นตอนที่แบคทีเรียในกลุ่มเฟอเมนเททีฟ อะซิโดเจนิค แบคทีเรีย เปลี่ยนน้ำตาล และกรดอะมิโน เป็น กรดอินทรีย์ (กรดอะซิติก) แอลกอฮอล์&คีโตน คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ปฏิกริยาเกิดขึ้นภายในถังหมักไร้อากาศ โดย 90% ของแบคทีเรียในถังปฏิกริยาเป็นในกลุ่มแบคทีเรียสร้างกรด (Zeikus, 1980) ซึ่งได้แก่ แบคทีเรียหลายกลุ่มของ Pseudomonas, Flavobacterium, Alcaligenes, Escherichia และ Aerobacter หลังจากสารอินทรีย์ถูกขนส่งเข้าสู่เซลล์แล้วจะถูกนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงาน และ แหล่งคาร์บอนโดยผ่านกระบวนการหมักภายในเซลล์ เปลี่ยนสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ เซลล์ให้เป็นกรดอินทรีย์ ง่ายๆ คาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวทริก เป็นต้น กระบวนการหมักภายใน เซลล์ที่สำคัญมากสำหรับสิ่งมีชีวิต คือ การหมักกลูโคสเป็นไพรูเวตโดยผ่าน วิถีทางชีวเคมีที่เรียกว่า Emden-Meyerhof Pathway หรือวิถีไกลโคไลซิส (กรมควบคุมมลพิษ, 2546) ตัวอย่างของกระบวนการหมักที่เกิดขึ้นภายในเซลล์ เช่น การเปลี่ยนกลูโคสเป็นกรดไพรูวิก



จากสมการ 1 โมล ของกลูโคส จะได้ 2 โมล ของกรดไพรูวิก 2 NADH และ 1 ATP โดยในปฏิกริยาจะมี NAD^+ เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และเนื่องจาก NAD^+ มีจำกัด จึงต้องมีวิธีปลดปล่อย H^+ ออกจาก NADH ให้กลายเป็น NAD^+ ใหม่ เพื่อให้มีพหุสำหรับขนส่งอิเล็กตรอนตลอดไป กรดไพรูวิกที่เกิดขึ้นจะถูกออกซิไดซ์ต่อไป กลายเป็นอะเซทิลโคเอ (CH_3CoA)



อะเซทิลโคเอจะ ถูกย่อยสลายต่อไป กลายเป็นกรดอะซิติก พร้อมกับการสร้าง ATP ดังนี้



เมื่อรวมสมการ (2.1), (2.2) และ (2.3) เข้าด้วยกัน จะได้ปฏิกริยาเฟอร์เมนเตชันที่ สมบูรณ์ดังนี้



จะเห็นได้ว่าการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศของกลูโคส 1 โมล จะได้กรดอะซิติก 2 โมล คาร์บอนไดออกไซด์ 2 โมล ไฮโดรเจน 4 โมล และ ATP 4 โมล ทั้งนี้ ปฏิกริยาของสมการ (2.4) จะเกิดขึ้นภายใต้บรรยากาศที่ ไฮโดรเจนมีความดันพาร์ เซียลต่ำมากเท่านั้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2546)

3. Acetogenesis

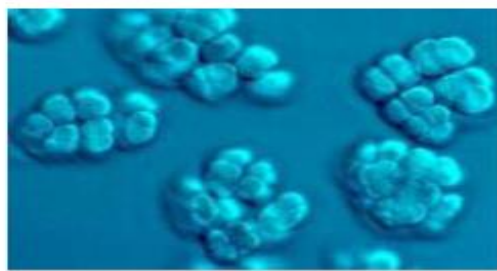
เป็นขั้นตอนที่กรดไขมันและแอลกอฮอล์ถูกเปลี่ยนเป็น อะซิเตท ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยแบคทีเรียในกลุ่มอะซิโตเจนิค แบคทีเรียในกลุ่มนี้จะทำงานร่วมกับแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน เนื่องจากขั้นตอนการเปลี่ยนอะซิเตทเป็นกรดโพรโปเนอิก กรดบิวไทริก และแอลกอฮอล์ จะลดลงหากระบบมี

ไฮโดรเจนซัลไฟด์สูงเกินไป ซึ่งแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนจะช่วยลดความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ ด้วยการเปลี่ยนไปเป็นมีเทน (Grady et al, 1999)

4. Methanogens

ในขั้นตอนนี้อะซิเตท คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์ จากขั้นตอนที่สาม จะถูกแบคทีเรียในกลุ่มเมทาโนเจนิคใช้เพื่อสร้างก๊าซมีเทน ขั้นตอนการสร้างมีเทนแบ่งออกได้เป็นสองระบบ ได้แก่การสร้างมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์โดยใช้กรดอะซิติก และสร้างมีเทนโดยใช้ไฮโดรเจนซัลไฟด์และคาร์บอนไดออกไซด์ โดยประมาณสองในสามของของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นเกิดจากขั้นตอนการสร้างมีเทนจะใช้กรดอะซิติก โดยแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก ดังแสดงในรูปที่ 2.4 และเพียงหนึ่งในสามของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นเท่านั้นที่ใช้ไฮโดรเจนซัลไฟด์และคาร์บอนไดออกไซด์ (Gujer and Zehnder, 1983) ดังแสดงในสมการด้านล่าง

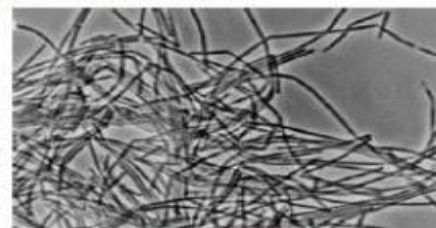
แบคทีเรียสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก (Acetoclastic methanogens)



Methanosarcina acetivorans



Methanosaeta concilii



Methanosaeta sp.

รูปที่ 2.4 แสดงกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทนจากกรดอะซิติก

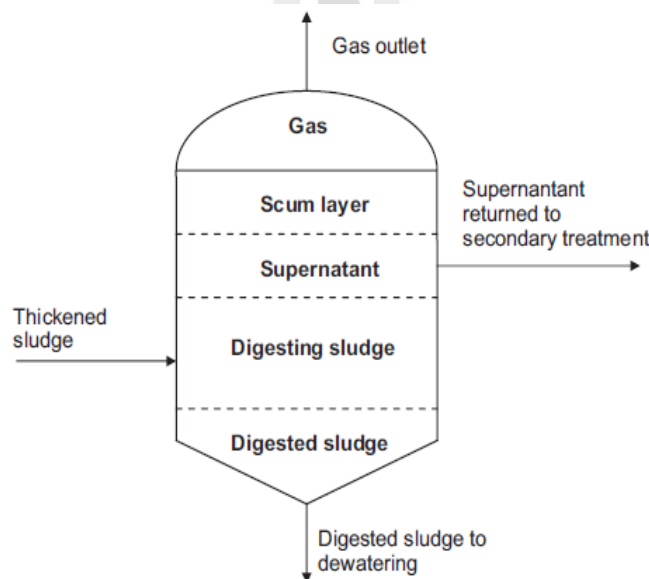
แบคทีเรียสร้างมีเทนจากไฮโดรเจน (Hydrogenotrophic methanogens)



รูปแบบระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

ในปัจจุบันมีอยู่ด้วยกันหลายรูปแบบดังรายละเอียดด้านล่าง และการเปรียบเทียบข้อดีข้อเสียของ ถังหมักแบบใช้อากาศชนิดต่างๆ ในตารางที่ 2.8 (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547)

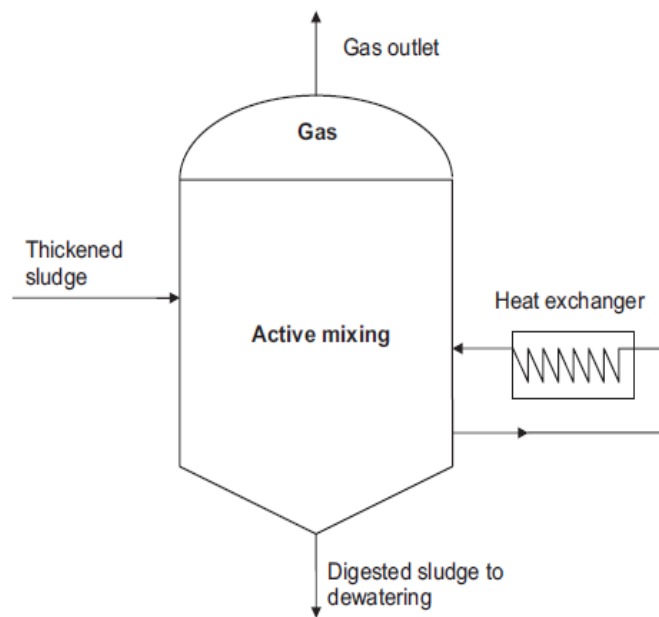
1) ถังหมักชนิดอัตราจำกัดต่ำ (Low rate anaerobic digester) หรือถังหมักชนิดอัตราทั่วไป (Standard-rate anaerobic digester) เป็นถังหมักใบเดียวที่ทำหน้าที่ย่อยตะกอนส่วนเกินรวมทั้งทำชั้น ตะกอนส่วนเกินและแยกน้ำใส ตะกอนดิบจะถูกส่งมายังถังหมักเป็นระยะๆ อย่างไม่ต่อเนื่อง เช่น วันละครั้ง หรือหลายๆ วันต่อครั้ง เป็นต้น ถังหมักชนิดอัตราจำกัดต่ำเป็นรูปแบบการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศที่ง่าย ที่สุด และค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและเดินระบบต่ำที่สุดในบรรดาถังหมักไร้อากาศทั้งหมด (Jewell, Kabrick et al. ,1981; Jewell, Dell-Orto et al. 1981) ถังหมักแบบอัตราปกติจะไม่มีกรวนตะกอน หรือให้ความ ร้อนภายในถังหมัก ทำให้มีการแบ่งชั้นตะกอนเกิดขึ้นภายในถังเป็น 4 ชั้น ดังแสดงในรูปที่ 2.5 ได้แก่ I.ชั้น ตะกอนลอย (Scum layer) II.ชั้นของของเหลวหรือชั้นน้ำใส (Liquid/Supernatant layer) III.ชั้นย่อยตะกอน (Digesting sludge layer) และ IV.ชั้นตะกอนที่ย่อยแล้ว (Digested sludge layer) โดยตะกอนที่ย่อยแล้วจะ ถูกปล่อยทิ้งเช่นเดียวกับน้ำใส เพื่อให้มีปริมาตรว่างในถังสำหรับรับตะกอนดิบเข้ามาใหม่ ทำให้เวลากักน้ำของ ถังหมักต้องมีค่าสูงประมาณ 20-30 วัน ในปัจจุบัน ถังหมักชนิดอัตราจำกัดต่ำนี้ไม่เป็นที่นิยม ยกเว้น สำหรับโรงบำบัดน้ำเสียขนาดเล็ก เนื่องจากอัตราการเกิดก๊าซต่ำ และมีระยะเวลาที่กักน้ำนาน (Metcalf&Eddy,2003;Qasim,1999;Turovskiy IS et al,2006)



รูปที่ 2.5 ถังหมักชนิดอัตราจำกัดต่ำ (Low-rate anaerobic digester)

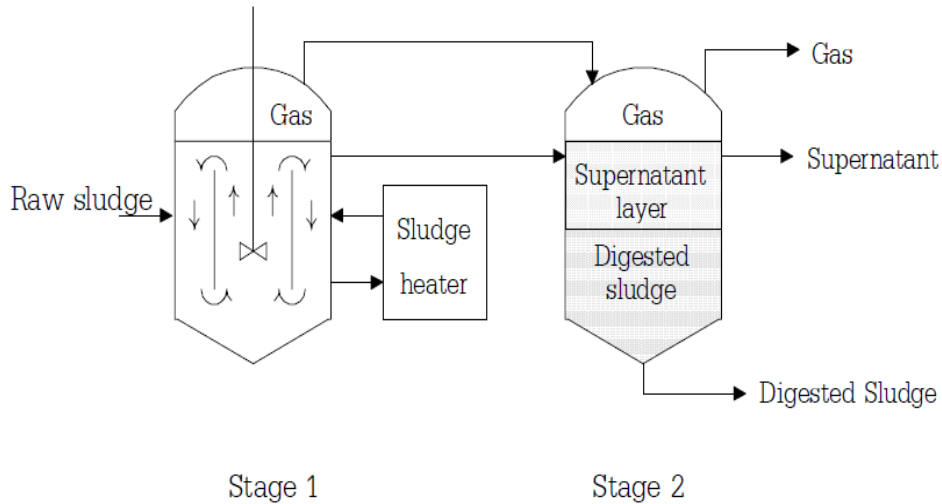
2) ถังหมักชนิดอัตราจำกัดสูง (High rate anaerobic digester) เป็นถังหมักที่พัฒนามาจากถัง หมักแบบชนิดอัตราจำกัดต่ำ โดยจะมีการกรวนภายในถัง เพื่อให้เกิดการผสมกันของตะกอนส่วนเกินภายในถัง ปฏิกริยาแบบสมบูรณ์ (Completely mixing) และมักมีการให้ความร้อนแก่ตะกอนภายในถัง ดังแสดงในรูปที่ 2.6 การกรวนมีผลทำให้ตะกอนดิบและจุลินทรีย์ภายในถังมีโอกาสสัมผัสกันอย่างทั่วถึง ทำให้เกิดการลัตดวงจร ภายในถังปฏิกริยาน้อยมาก และส่งผลให้การย่อยสลายของตะกอนดิบเกิดขึ้นได้เร็ว และมีอัตราการกำจัดที่สูง กว่าถังหมักแบบแรก รวมทั้งระยะเวลาที่กักน้ำก็น้อยกว่าประมาณ 10 วัน ทำให้ขนาดของถังหมักแบบนี้มีขนาด

เล็กกว่าถังหมักแบบอัตราปกติมาก นอกจากนั้น ระบบ high-rate anaerobic ยังเป็นระบบที่สามารถลดระยะเวลาเก็บกัก (HRT) เพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพ และระบบมีความคงตัวมากขึ้น (Turovskiy IS et al, 2006) นอกจากนี้ ถังย่อยตะกอนชนิดอัตราการกำจัดสูงยังทำให้เกิดตะกอนจุลินทรีย์สูง และเป็นกระบวนการย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกาศที่สามารถนำพลังงานชีวภาพจากการปรับเสถียรน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ได้อย่างมีประสิทธิภาพ การเดินระบบถังย่อยตะกอนชนิดอัตราการกำจัดสูง จำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องคำนึงถึงการเติมตะกอนเข้าระบบให้ต่อเนื่องและลักษณะสมบัติของตะกอนเข้าระบบต้องมีความสม่ำเสมอ เพื่อรักษาสภาวะของระบบให้คงที่และช่วยลด Shock loading ที่อาจจะเกิดขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งเพื่อไม่ให้มีผลต่อการสร้างมีเทนของแบคทีเรียในกลุ่มมีเทนโนจีนิก (Methanogenic bacteria) ด้วย (Metcalf&Eddy,2003;Qasim,1999;Turovskiy IS et al,2006)



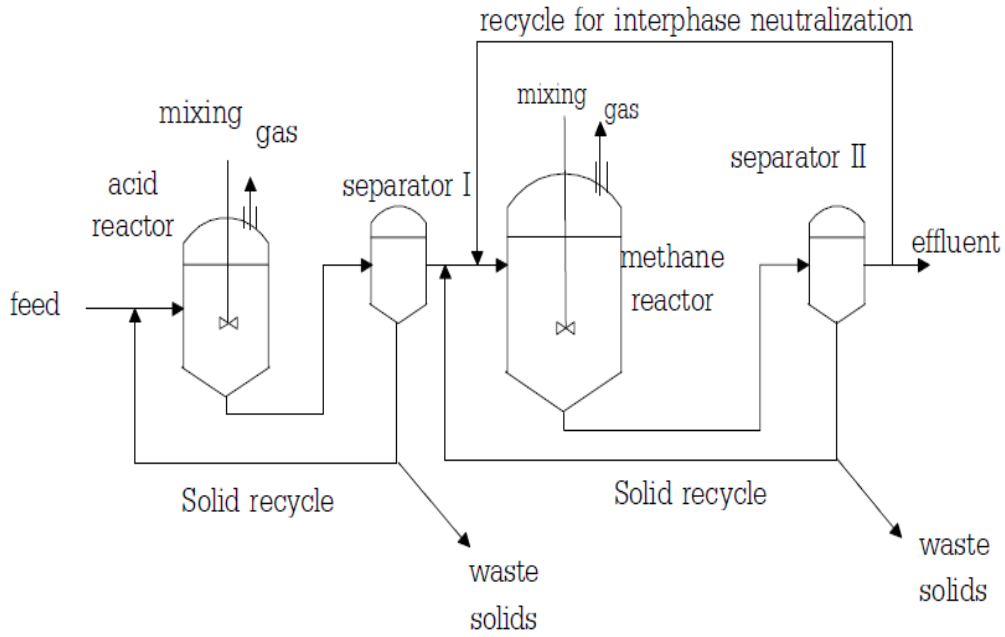
รูปที่ 2.6 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดสูง (High-rate anaerobic digester)

3) ถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีการแยกตะกอน (Two-stage anaerobic digester) เป็นถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีถึง 2 ชุด ในรูปที่ 2.7 แสดงให้เห็นถึงการแยกตะกอนสลัดจ์ออกจากถังย่อยสลัดจ์ชุดที่ 2 ซึ่งทำให้สามารถได้สลัดจ์ย่อยแล้วที่มีความเข้มข้นสูงและปล่อยน้ำทิ้งที่มีตะกอนแขวนลอยต่ำ



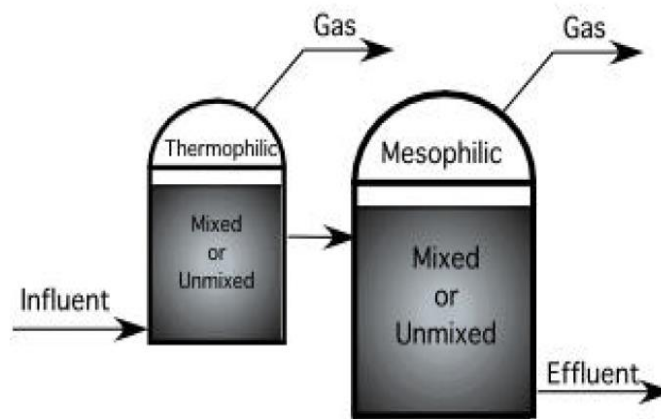
รูปที่ 2.7 ถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีการแยกตะกอน (มันสิน ตันจุลเวศม์, 2542)

2. ถังหมักแบบสองเฟส (Two-phase anaerobic digester) เป็นระบบที่มีการแยกถังหมัก ออกเป็น 2 ส่วนหรือ 2 ถังตามลักษณะการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกาศ เพื่อความสะดวกในการ ควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับแบคทีเรียแต่ละชนิด จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนส่วนเกิน ของแบคทีเรียแต่ละชนิดนั้นเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยมี ปัจจุบันแบ่งออกเป็น 2 ระบบ ได้แก่ถังหมักแบบเฟสกรด (Acid-phase anaerobic digestion) และถังหมักแบบเฟสอุณหภูมิ (Temperature-phase anaerobic digestion) ทั้งสองระบบมีวัตถุประสงค์เพื่อเปลี่ยนตะกอนส่วนเกินไปเป็นก๊าซชีวภาพ ถังหมักแบบเฟสกรด สร้างขึ้นตามหลักการที่ว่า แบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดมีการเจริญเติบโตเร็วกว่าแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน ดังนั้นทำให้รูปแบบของถังปฏิกริยาแบบเฟสกรด ถังแรกจะมีขนาดเล็กกว่าถังปฏิกริยาที่สองซึ่งเป็นถังปฏิกริยา ที่แบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนทำงานอยู่ (Ghosh,1987; Zhang & Noike, 1991; Skiadas, et al., 2005) ดัง แสดงในรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.8 ถังหมักแบบสองเฟสชนิดเฟสกรด (มันสิน ตันจุลเวศม์, 2542)

สำหรับถังหมักแบบเฟสอุณหภูมิ จะมีถึงปฏิกิริยาสองถึงต่อเนื่องกันเช่นเดียวกับระบบเฟสกรด โดยถังแรกแบบเฟสอุณหภูมิจะควบคุมให้อุณหภูมิอยู่ในช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic temperature) ถังที่สองถูกควบคุมอุณหภูมิให้อยู่ในช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic temperature) เชื้อโรคต่างๆ จะถูกทำลายในถังแรก พร้อมสร้างอาหารป้อนเข้าสู่ถังที่สอง ในปัจจุบันถังหมักแบบเฟสอุณหภูมินิยมนำมาใช้เพื่อย่อยตะกอนจากโรงผลิตนม (Dugba, Zhang et al. 1997) ดังแสดงในรูปที่ 2.9



Temperature Phased Reactor

รูปที่ 2.9 ถังหมักแบบสองเฟสชนิดเฟสอุณหภูมิ (Temperature-phase anaerobic digester)

ตารางที่ 2.14 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของถังหมักแบบไม่ใช้อากาศชนิด Single-stage และ Two-stage หากเปรียบเทียบด้านการลงทุนในการก่อสร้างจะพบว่าระบบแบบ Two-stage จะสูงกว่าระบบแบบ Single-stage เนื่องด้วยมีการแยกถังออกเป็นสองถังเพื่อให้เข้ากับลักษณะการทำงานของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรด และแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน แต่หากเทียบในด้านการเกิดก๊าซชีวภาพแล้ว จะพบว่า ระบบแบบ Two-stage มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพมากกว่า แต่ควบคุมระบบยากกว่า

ตารางที่ 2.14 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของถังหมักแบบไม่ใช้อากาศชนิด Single-stage และ Two-stage

| ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ | ข้อดี | ข้อเสีย |
|-------------------------|--|---|
| ถังหมักแบบ Single-stage | <ul style="list-style-type: none"> - การเดินระบบไม่ยุ่งยาก - มีการกวนอย่างสมบูรณ์ภายในระบบ | <ul style="list-style-type: none"> - เกิดการ short-circuit ขึ้นในระบบบำบัด หากปริมาณตะกอนที่เข้าระบบมากเกินไป ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนของระบบลดลง - คุณภาพน้ำออกมีค่าสูง เมื่อเปรียบเทียบกับถังหมักแบบ Two-stage - ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายน้อยกว่าระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศชนิดอื่น - ใช้ระยะเวลาในการย่อยและการเก็บกักมากกว่าระบบอื่น |

ตารางที่ 2.14 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของถังหมักแบบไม่ใช้อากาศชนิด Single-stage และ Two-stage (ต่อ)

| ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ | ข้อดี | ข้อเสีย |
|---|---|--|
| <p><u>ถังหมักแบบ Two-stage</u></p> <p>1. Serial CSTR (ถังปฏิกรณ์ที่เหมือนกันสองถังต่อขนาดกัน)</p> | <ul style="list-style-type: none"> - ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณมากกว่าระบบ single-stage และ two-phase - ตะกอนที่เหลือจากการย่อยมีความคงตัวสูง - เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในระบบต่ำ - ถังปฏิกรณ์ที่สองสามารถย่อยสลายได้เร็วกว่าถังแรก เนื่องจากรูปแบบสารอินทรีย์ที่เข้าเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย - สามารถรับภาระบรรทุกของแข็งได้มากกว่าระบบอื่น | <ul style="list-style-type: none"> - หากถังปฏิกรณ์ไบโแรกมีขนาดใหญ่กว่า จะทำให้เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในระบบ - ระบบไม่ค่อยมีเสถียรภาพ เนื่องจากไวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม |
| <p>2. Two-phase (ถังปฏิกรณ์ที่แตกต่างกันสองถังต่อขนาดกัน)</p> | <p>มีการแยกเชื้อแบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทน ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนเพิ่มมากขึ้น ส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดเพิ่มขึ้นด้วย</p> | <p>เกิดความยุ่งยากในการเดินระบบ เนื่องจากต้องมีการควบคุมพีเอชในตะกอนให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์</p> |

2.4 น้ำทิ้งจากระบบหมักแบบไร้อากาศ

ในระบบการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion process of waste activated sludge) จะมีการแยกส่วนชั้นตะกอนเกินขึ้นภายในถัง ซึ่งส่วนน้ำใส (Supernatant) เป็นส่วนที่จะถูกปล่อยออกจากระบบในรูปแบบของน้ำใสโดยมีลักษณะสมบัติดังแสดงในตารางที่ 2.15 ที่มีค่าของแข็งแขวนลอย (SS) ประมาณ 1174 mg/L , TKN ประมาณ 725 mg/L แอมโมเนียไนโตรเจน 553 mg-N/L และฟอสเฟต 103 mg-P/L และค่า Total Alkalinity 12,500 mg/L as CaCO₃ ซึ่งค่อนข้างสูง แสดงให้เห็นว่าเราสามารถสะเทินกรดที่เกิดขึ้นได้ดี นอกจากนี้สารอาหารรูปของไนโรเจ และฟอสฟอรัส ที่ออกจากน้ำทิ้งในระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศ มีความเข้มข้นค่อนข้างสูง ซึ่งจะเป็นปัญหาอย่างยิ่งหากปล่อยออกสู่แหล่งรับน้ำตามธรรมชาติ (Receiving water) จากการศึกษาของ [Gachter and Imboden, 1985](#) ระบุว่าหากปล่อยน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของฟอสฟอรัสเกิน 0.03 mg/L จะทำให้มีปัญหาการเจริญเติบโตของพืชน้ำมากกว่าปกติ

หรือเกิดปรากฏการณ์แอลลีบลูม (Algae bloom) ดังนั้นจึงต้องมีการบำบัดน้ำเสียจากระบบย่อยตะกอนแบบไม่ใช้ออกาศ (Supernatant) ก่อนปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ

ตารางที่ 2.15 ลักษณะสมบัติของน้ำใส (Supernatant) จากระบบย่อยตะกอนแบบไม่ใช้ออกาศ

| Parameter | Range (mg/l) | Typical Value (mg/L) | Reference |
|---|--------------|----------------------|----------------|
| Suspended solids | 143-2,205 | 1,174 | EPA, 1979 |
| Total kjeldahl Nitrogen | 306-1,144 | 725 | EPA, 1979 |
| NH ₃ -N | 253-853 | 553 | EPA, 1979 |
| Total PO ₄ -P | 63-143 | 103 | EPA, 1979 |
| N | - | 3100 | Wahal S., 2010 |
| P | - | 484 | Wahal S., 2010 |
| Ca | - | 1,547 | Wahal S., 2010 |
| Fe | - | 182 | Wahal S., 2010 |
| Cu | - | 27 | Wahal S., 2010 |
| Zn | - | 14 | Wahal S., 2010 |
| Electrical conductivity (dS/m) | - | 16.4 | Wahal S., 2010 |
| Total alkalinity (mg/L as CaCO ₃) | - | 12,500 | Wahal S., 2010 |



บทที่ 3

วิธีการศึกษา

3.1 ตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส

ตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส (waste activated sludge; WAS) ในการศึกษาทำการเก็บตัวอย่างจากถังตกตะกอนขั้นที่ 2 (secondary sedimentation) จากระบบเอเอสของโรงงานผลิตน้ำอัดลมในจังหวัดนครราชสีมา ซึ่งเป็นระบบเอเอสแบบธรรมดารองรับค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2-3 kgCOD/m³-d ประสิทธิภาพในการกำจัด Total COD มากกว่าร้อยละ 95 ทำการเก็บตัวอย่างจากถังตกตะกอนจำนวน 600 ลิตร และเก็บรักษาไว้ในห้องเย็นอุณหภูมิ 4°C เพื่อรักษาสภาพและใช้เป็นตัวอย่างตะกอนส่วนเกินตลอดการศึกษา ซึ่งมีลักษณะทางเคมีและกายภาพในการวิเคราะห์เบื้องต้นแสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอนที่ใช้ในการศึกษา

| Parameters | Unit | WAS |
|------------------|---------------------------|-------------|
| pH | - | 5.1-6.9 |
| TCOD | mg/L | 7,157-9,566 |
| SCOD | mg/L | 94-296 |
| BOD 20 days | mg/L | 646-780 |
| TS | mg/L | 6,273-8,420 |
| VS/TS | mg/L | 0.46 |
| TKN | mg/L | 52-650 |
| Total Alkalinity | mg/L as CaCO ₃ | 119-564 |

3.2 น้ำทิ้งจากระบบบำบัดไร้อากาศ

ตัวอย่างน้ำทิ้งจากระบบ UASB ที่ใช้ในการศึกษานี้เป็นน้ำทิ้งจากระบบ UASB ที่มีการเดินระบบจริงติดตั้ง ณ บริษัท เจนเนอรัลสตร้าช จำกัด อำเภอดุสิต จังหวัดนครราชสีมา มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 23 m สูง 11 m ขนาดความจุ (working volume) 3,428 m³ เดินระบบด้วยอัตราการไหล 150 m³/h บริเวณด้านบนของระบบ UASB เป็นส่วนที่ใช้ในการแยกก๊าซชีวภาพ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อใช้ในการศึกษาบริเวณรางน้ำไหลล้นของถังปฏิกรณ์ UASB โดยทำการเก็บตัวอย่างครั้งละประมาณ 3 m³ และนำมาเก็บรักษาที่ห้องเย็นอุณหภูมิ 4°C ในมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีก่อนนำมาใช้ในการศึกษาในชุดทดลองแบบกะเพื่อศึกษาค่า COD Fractions และค่า Hydrolysis Kinetics โดยรูปที่ 3.1 แสดงลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB และจุดเก็บน้ำเสียเพื่อใช้ในการศึกษาและลักษณะทางกายภาพและเคมีของน้ำทิ้งจากระบบ UASB แสดงในตารางที่ 3.2



(ก) ลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB

(ข) จุดเก็บน้ำทิ้งจากระบบ UASB

รูปที่ 3.1 ลักษณะของถังปฏิกรณ์ UASB และจุดเก็บน้ำเสีย

ตารางที่ 3.2 Waste Activated Sludge (WAS) and Anaerobic Effluent Characteristics

| Parameters | Unit | Anaerobic Effluents |
|-------------------|---------------------------|---------------------|
| pH | - | 7.8±0.42 |
| TCOD | mg/L | 1,234±500 |
| SCOD | mg/L | 343±65 |
| BOD ₂₀ | mg/L | 154±54 |
| TS | mg/L | 1,323±76 |
| VS/TS | - | 0.37 |
| TKN | mg/L as N | 250±46 |
| Total alkalinity | mg/L as CaCO ₃ | 1,974 ±91 |

3.3 การศึกษาแบบกะในระดับห้องปฏิบัติการ

ชุดทดลองแบบกะเพื่อศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการบำบัดเบื้องต้น โดยมีการติดตั้งอุปกรณ์ดังแสดงในรูปที่ 3.2 โดยใช้ขวดรูปชมพู่ขนาด 300 mL และเครื่องเขย่า 150 rpm ที่อุณหภูมิ 35°C ประกอบด้วยการศึกษา 2 ส่วนหลักได้แก่

3.3.1 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)₂

ทำการศึกษาโดยใช้ตะกอนส่วนเกินจำนวน 200 mL จำนวน 5 ชุดการทดลองที่มีการปรับค่าพีเอชที่แตกต่างกันประกอบด้วย 8, 9, 10, 11 และ 12 ตามลำดับ แล้วนำแต่ชุดการทดลองไปเขย่าที่เวลาสัมผัสที่ต่างๆ ได้แก่ 0.25, 0.5, 1, 3, 6 และ 12 ชั่วโมง แล้วนำไปวิเคราะห์หาค่า COD Fractions และ Hydrolysis Kinetics ต่อไป



รูปที่ 3.2 ชุดการทดลองแบบกะ (Batch test experimental set-up)

3.3.2 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)_2 ร่วมกับน้ำทิ้งจากระบบหมักไร้อากาศ

ทำการศึกษาโดยใช้ตะกอนส่วนเกินจำนวน 200 mL จำนวน 7 ชุดการทดลองดังรายละเอียดในตารางที่ 3.3 โดยชุดการทดลองที่ 1-3 (R1-R3) ไม่มีการปรับค่า pH และมีการปรับค่าพีเอชตะกอนส่วนเกินประมาณ 12 ในชุดการทดลองที่ 4-7 (R4-R7) แล้วนำแต่ชุดการทดลองไปเขย่าที่เวลาสัมผัสที่เหมาะสมที่ได้จากการศึกษาในหัวข้อ 3.3.1 แล้วนำไปวิเคราะห์หาค่า COD Fractions, Alkalinity และ Ca-Hardness ต่อไป

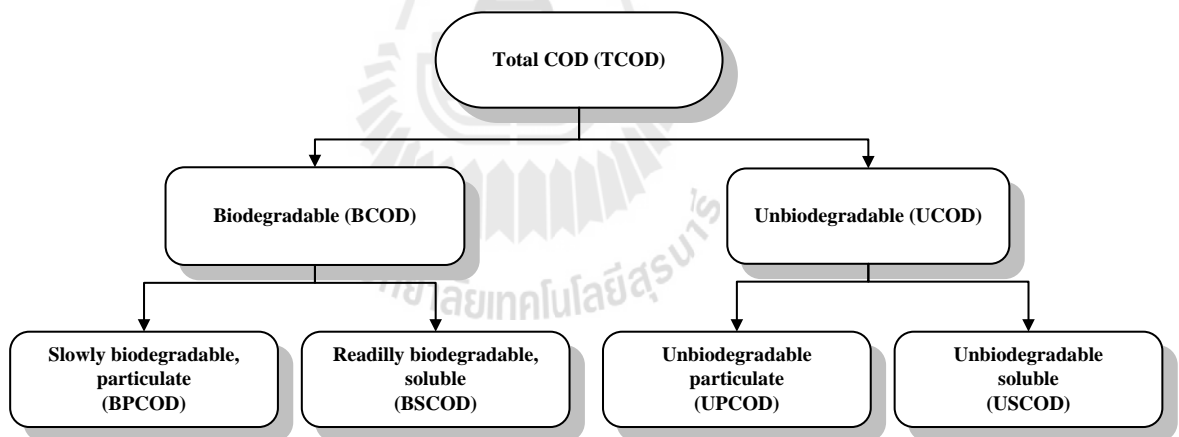
ตารางที่ 3.3 การศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)_2 ร่วมกับน้ำทิ้งจากระบบหมักไร้อากาศ

| Process conditions | Recirculation Ratios | | pH adjustments |
|--------------------|----------------------|-------------------------|----------------|
| | WAS (mL) | Anaerobic Effluent (mL) | |
| R1 | 100 | 100 | - |
| R2 | 150 | 50 | - |
| R3 | 50 | 150 | - |
| R4 | 100 | 100 | pH 12 |
| R5 | 150 | 50 | pH 12 |
| R6 | 50 | 150 | pH 12 |
| R7 | 200 | - | pH 12 |

3.4 COD Fractions

การวิเคราะห์ค่า COD fractions ทำการศึกษาโดยการค่าซีโอดีทั้งหมด (Total COD; TCOD) แบ่งออกเป็น 2 ส่วนหลักคือ 1) ย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Biodegradable COD; BCOD) และ 2) ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้ (Unbiodegradable COD; UCOD) ดังรูปที่ 3.3 และมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

- Biodegradable COD (BCOD) ทำการวิเคราะห์โดยการหาค่า BOD 20 วันในตะกอนส่วนเกินด้วยอุปกรณ์ OxiTOP-C[®] ดังแสดงในรูปที่ 3.4 ซึ่งเป็นการวิเคราะห์ด้วยเทคนิคของ Respirometric Method เพื่อให้เกิดความแม่นยำในการวิเคราะห์ค่า BOD ค่า BCOD ในการศึกษาถูกแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ 1) ค่าซีโอดีที่ย่อยสลายได้เร็วหรือส่วนที่ละลายน้ำ (Soluble biodegradable; BSCOD) โดยการวิเคราะห์ค่า BOD 20 วันของตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่ละลายน้ำ และ 2) ค่าซีโอดีที่ย่อยสลายได้ช้าหรือส่วนที่ไม่ละลายน้ำ (Particulate biodegradable; BPCOD) โดยการวิเคราะห์ค่า TBOD 20 วันของตัวอย่างตะกอนส่วนเกินด้วย BOD 20 วันของตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่ละลายน้ำ (TBOD₂₀-SBOD₂₀)
- Unbiodegradable COD (UCOD) คำนวณมาจากค่า TCOD – BCOD แบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ 1) ค่าซีโอดีที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้ส่วนที่ละลายน้ำ (Unbiodegradable soluble COD; USCOD คำนวณจาก SCOD-SBOD₂₀ และ 2) ค่าซีโอดีที่ย่อยสลายไม่ได้ส่วนที่ไม่ละลายน้ำ คำนวณจาก UCOD-USCOD



รูปที่ 3.3 การแบ่งค่า COD fractions ของตะกอนส่วนเกิน



รูปที่ 3.4 อุปกรณ์สำหรับวัดค่า BOD 20 วัน

3.5 Hydrolysis Kinetics

ในสภาวะอุณหภูมิและค่า pH คงที่ปฏิกิริยาการ hydrolysis จะเกิดสมการความสัมพันธ์แบบปฏิกิริยาอันดับที่ 1 (1st order reaction) เพื่อเปลี่ยน PCOD ให้กลายเป็น SCOD ซึ่งในการศึกษานี้ใช้สมการความสัมพันธ์แบบ 1st order reaction แสดงดังสมการที่ 3-1 (Vlyssides et al., 2004)

$$\frac{d(\text{COD})}{dt} = k(\text{COD}_\infty - \text{SCOD}) \quad (3-1)$$

โดย SCOD = soluble COD concentration, mg/L;
 PCOD = particulate COD concentration, mg/L;
 COD_{nh} = nonhydrolyzable COD_p concentration, mg/L;
 COD_∞ = maximum theoretical soluble COD, mg/L = TCOD)
 k = first-order hydrolysis rate constant, h⁻¹.

จากสมการที่ 3-1 ประกอบด้วยตัวแปรที่ไม่ทราบค่าจำนวน 2 ตัวแปรคือ k และ COD_∞ ในการศึกษาจึงทำการจัดรูปสมการใหม่เพื่อให้อยู่ในรูป linear equation โดยการพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง (t) และ (t/SCOD^{1/3}) ทำให้ได้ความสัมพันธ์แบบเส้นตรงใหม่ดังสมการที่ (3-2)

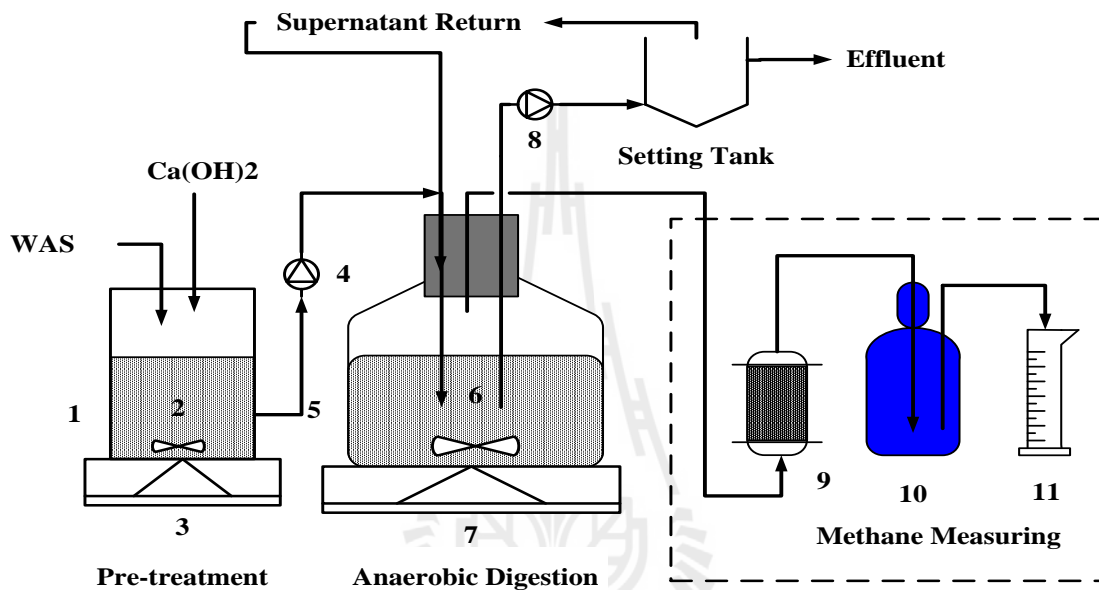
$$(t/\text{SCOD}^{1/3}) = A + B(t) \quad (3-2)$$

โดยที่ COD_∞ = 1/(6A²B)
 k = 4.8387B/A

3.6 ชุดทดลองระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศ

ทำการติดตั้งชุดทดลอง ณ อาคารเครื่องมือ 4 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี การศึกษาทำการเก็บตัวอย่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge Wastewater Treatment) เพื่อบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม และทำการติดตั้งชุดทดลองขนาดต้นแบบดังรูปที่ 3.5 ประกอบด้วย

- *Alkaline pretreatment* : เป็นถังสัมผัสสแกนผสมด้วยความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที เตินระบบด้วยค่า pH สัดส่วนการผสมน้ำทิ้งจากระบบหมักไร้อากาศ เวลาสัมผัส ที่มีความเหมาะสม ซึ่งได้จากการทดลองแบบกะ (Batch test experiments)



- (1) – Mixer (2) – Feed Pump (3) – Mixer (4) – Draw Pump
- (5) – Ca(OH)_2 Powder (6) – NaOH 3% Solution (7) – Measuring Flask

รูปที่ 3.5 การติดตั้งระบบชุดทดลองแบบไร้อากาศ

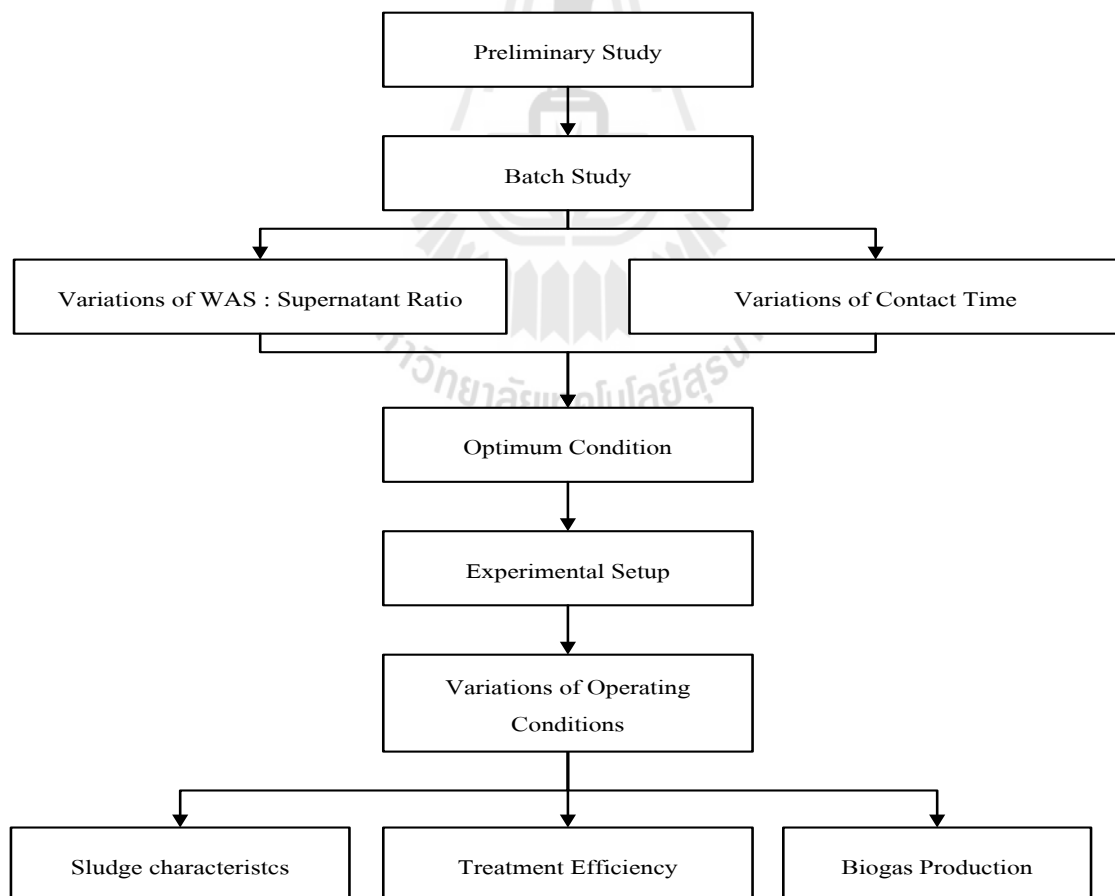
- *Anaerobic Digester* : ถังหมักสแตนเลสความจุ 15 ลิตร เตินระบบด้วยเวลาในการกักเก็บ 10 วัน เตินระบบต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 6 เดือนเพื่อศึกษาประสิทธิภาพและเสถียรภาพของระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศ
- *Methane Measuring* : ทำการวัดก๊าซมีเทนที่เกิดจากระบบย่อยตะกอนแบบไร้ออกซิเจนด้วยการแทนที่น้ำ โดยมีการดักจับก๊าซอื่นๆ ได้แก่ แอมโมเนีย ไฮโดรเจนซัลไฟด์ คาร์บอนไดออกไซด์ ด้วยผง Ca(OH)_2 และสารละลาย NaOH 3%

3.7 วิธีการวิเคราะห์ตัวอย่าง (Analytical Methods)

ตารางที่ 3.4 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์

| Parameters | Methods | Equipments |
|--------------------|--------------------|-------------|
| pH | pH meter | pH meter |
| DO | DO meter | DO meter |
| COD | Dichromate reflux | Titration |
| BOD | Dilution method | BOD bottles |
| BOD20 | OxiTOP-C® | |
| TKN | Marcro-Kjeldahl | Titration |
| NH ₃ -N | Nesslerization | Titration |
| MLSS | Dried at 103-105°C | Oven |
| MLVSS | Ignited at 550°C | Furnace |

3.8 สรุปขั้นตอนการศึกษา



รูปที่ 3.6 สรุปขั้นตอนการดำเนินการวิจัย

บทที่ 4

ผลการศึกษาและอภิปรายผล

4.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส

4.1.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมี

ตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส (waste activated sludge; WAS) ในการศึกษาทำการเก็บตัวอย่างจากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 (secondary sedimentation) จากระบบเอเอสของโรงงานผลิตน้ำอัดลมในจังหวัดนครราชสีมา มาวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและเคมี ดังรายละเอียดแสดงในตารางที่ 4.1 พบว่าอัตราส่วนของ TBOD/TCOD ประมาณ 0.2 แสดงว่าสารอินทรีย์ในรูปของ TCOD มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างยาก แต่ในส่วนที่อยู่ในรูปของสารละลายสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี ซึ่งการศึกษาของ [Deng et al. \(2006\)](#) ระบุว่าอัตราส่วน BOD/COD >0.45 น้ำเสียสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี; BOD/COD = 0.30-0.45 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี; BOD/COD = 0.20-0.30 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ และถ้าน้อยกว่า 0.20 น้ำเสียนั้นไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ และเมื่อเปรียบเทียบลักษณะทางเคมีของ WAS ในการศึกษาอื่นหลายการศึกษาดังรายละเอียดในตารางที่ 4.1 พบว่า WAS ที่ใช้ในการศึกษานี้มีค่าสัดส่วน TBOD/TCOD ต่ำกว่าในหลายการศึกษาที่ผ่านมาซึ่งอาจมีสาเหตุมาจากระยะเวลากักเก็บในถังเติมอากาศซึ่งเป็นแบบยืดเวลา (extended aeration activated sludge) ทำให้เกิดการไฮโดรไลซิสของเซลล์จุลินทรีย์ในถังเติมอากาศและถังตกตะกอน แต่อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาในส่วนของคุณค่าของแข็งระเหยง่าย (Total volatile solids; TVS) ต่อค่าของแข็งทั้งหมดพบว่ามีสัดส่วนของ TVS/TS พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.46 แสดงว่าในตะกอนส่วนเกินมีแนวโน้มของปริมาณสารอินทรีย์ซึ่งสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้แต่อยู่ในรูปของแข็งเป็นส่วนใหญ่

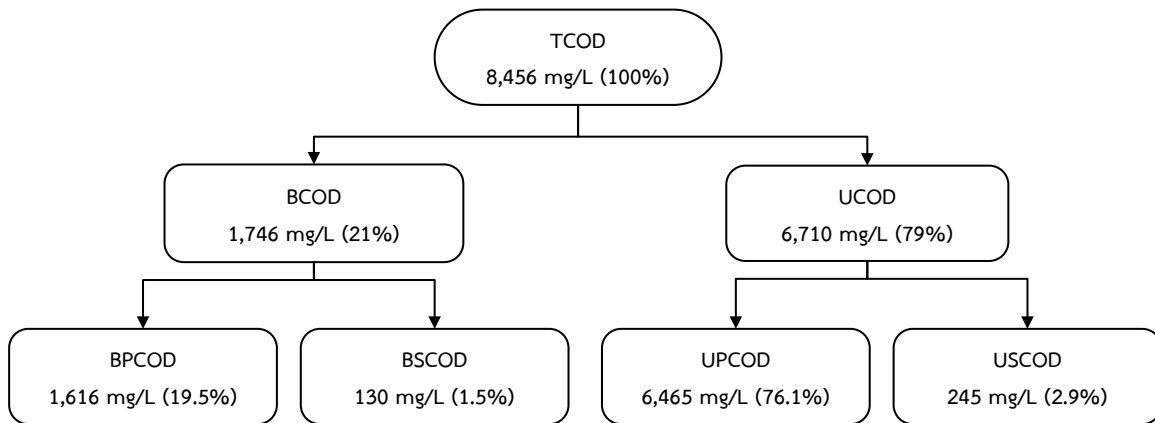
4.1.2 สัดส่วนค่าซีโอดี (COD fractions)

การศึกษาสัดส่วนค่า COD ในตะกอนส่วนเกินจากระบบเอเอส (WAS) มีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์ใน WAS โดยแบ่งสัดส่วนค่า COD ออกเป็น 4 ส่วน คือ (i) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้และอยู่ในรูปสารแขวนลอยและคอลลอยด์ (UPCOD), (ii) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้และอยู่ในรูปสารละลาย (USCOD), (iii) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้และอยู่ในรูปสารแขวนลอยและคอลลอยด์หรือสารอินทรีย์ที่เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (BPCOD) และ (iv) ค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้และอยู่ในรูปสารละลายหรือสารอินทรีย์ที่เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้เร็ว (BSCOD) ดังผลการศึกษาในรูปที่ 4.1 พบว่าค่า COD มีสัดส่วนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพสูงถึงประมาณร้อยละ 79 ของค่า TCOD ทั้งหมดใน WAS ซึ่งคิดเป็น USCOD และ UPCOD

เท่ากับร้อยละ 2.9 และ 76.1 ตามลำดับ ส่วนค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้มีเพียงร้อยละ 21 ของค่า TCOD เท่านั้น ซึ่งคิดเป็น BSCOD และ BPCOD เท่ากับร้อยละ 1.5 และ 19.5 ของค่า TCOD ตามลำดับ ซึ่งพบว่า WAS มี inert fractions ในปริมาณสูงสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในน้ำเสียจึงย่อยสลายทางชีวภาพได้ไม่ดีอีกทั้งส่วนที่ย่อยสลายทางชีวภาพยังอยู่ในรูปที่ย่อยสลายช้าเป็นส่วนใหญ่

ตารางที่ 4.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอนที่ใช้ในการศึกษา

| พารามิเตอร์ | ตะกอนส่วนเกินจากการศึกษาอื่น | | การศึกษานี้ |
|--|------------------------------|---|-------------|
| | Excess Sludge | อ้างอิง | |
| pH | 6.9±0.1 | Lin et al. (1997); Browski et al. (2007); Nges and Liu (2009) | 6.1±0.3 |
| TS (mg/L) | 10,150±410 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) | 7,899±657 |
| TVS (mg/L) | 7,643±118 | Lin et al. (1997) ; Nges and Liu (2009) | 6,556±543 |
| TCOD (mg/L) | 11,905±238 | Lin et al. (1997) ; Nges and Liu (2009) | 8,456±324 |
| SCOD (mg/L) | 251±37 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) | 245±41 |
| TBOD ₂₀ (mg/L) | 5,417±245 | Chen et al. (2007) | 1,746±156 |
| SBOD ₂₀ | - | - | 130±32 |
| Alkalinity (mg/Las CaCO ₃) | 512±44 | Lin et al. (1997) | 496±56 |
| TKN (mg/L) | 409 | Lin et al. (1998); Browski et al. (2007) | 554±89 |
| VS/TS | 0.75 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) | 0.46 |
| SCOD/TCOD | 0.02 | Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) | 0.03 |
| COD:N | 29.11 | Lin et al. (1997); Lin et al. (1998); Browski et al. (2007) | 15.26 |
| TBOD/TCOD | 0.45 | Chen et al. (2007); Lin et al. (1997); Nges and Liu (2009) | 0.21 |



รูปที่ 4.1 สัดส่วนของค่าซีโอดีของตะกอนส่วนเกิน (WAS)

4.2 ลักษณะน้ำทิ้งจากระบบ UASB

4.2.1 ลักษณะทางกายภาพและเคมี

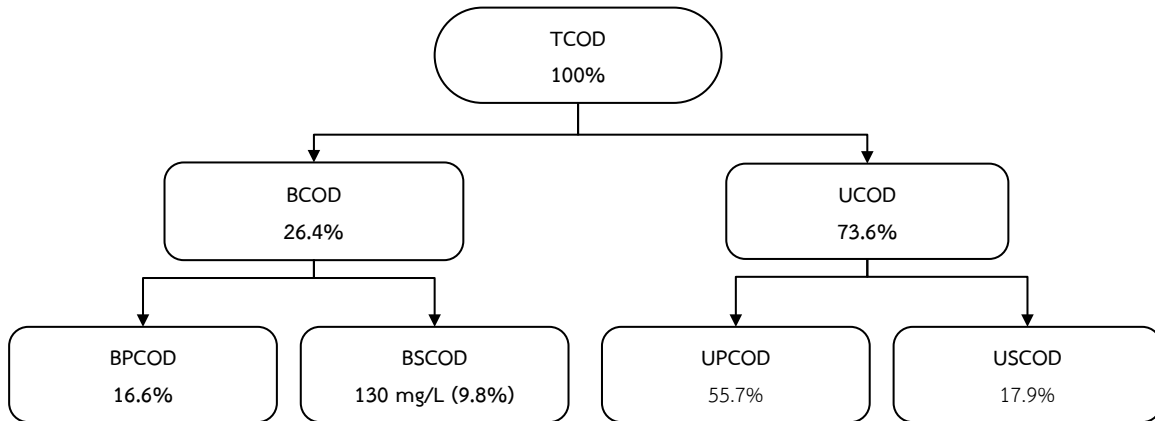
น้ำทิ้งจากระบบ UASB มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์เหลือตกค้างในปริมาณค่อนข้างสูงโดยพบค่าซีโอดีทั้งหมด (TCOD) อยู่ในช่วง 594-1,494 mg/L ค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) 294-574 mg/L ดังลักษณะของน้ำเสียซึ่งแสดงในตารางที่ 4.2 พบว่าอัตราส่วนของ TBOD/TCOD ประมาณ 0.29 และ SBOD/SCOD ประมาณ 0.50 แสดงว่าสารอินทรีย์ในรูปของ TCOD มีการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างยาก แต่ในส่วนของอยู่ในรูปของสารละลายสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี ซึ่งการศึกษาของ [Deng et. al. \(2006\)](#) ระบุว่าอัตราส่วน BOD/COD >0.45 น้ำเสียสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดี; BOD/COD = 0.30-0.45 เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ค่อนข้างดี; BOD/COD = 0.20-0.30 สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ และถ้าน้อยกว่า 0.20 น้ำเสียนั้นไม่มีความเหมาะสมในการย่อยสลายทางชีวภาพ และในการศึกษาที่ยังพบสัดส่วนของ TCOD/SCOD เฉลี่ยประมาณ 2.41 แสดงถึงแนวโน้มของสารอินทรีย์ในรูปแขวนลอย (PCOD) ค่อนข้างสูงและมีค่า TSS อยู่ในช่วง 350-1,050 mg/L อีกทั้งเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ค่อนข้างสูง ซึ่งเป็นสาเหตุของปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำได้ และเมื่อพิจารณาสัดส่วนของ TBOD/TKN และ BOD/NH₄-N มีค่าน้อยกว่า 2.5 และ 4.5 ตามลำดับ ซึ่งตามการศึกษาของ [Grady et. al. \(1995\)](#) ระบุว่าน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อบำบัดน้ำเสียในอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังจะเกิดสถานะขาดแคลนแหล่งคาร์บอนในกระบวนการ Denitrification อีกทั้งมีค่า alkalinity ในรูปของ HCO₃⁻ และ CO₃²⁻ ค่อนข้างสูงสามารถทำให้ไอออนบวกในน้ำเช่น Ca²⁺ เกิดการตกตะกอนได้ดีขึ้นและสามารถสะเทินกรดจากกระบวนการแอสซิโดเจนเนซิสได้

ตารางที่ 4.2 ลักษณะของน้ำทิ้งจากระบบ UASB

| Parameters | Concentrations |
|---|----------------|
| 1. pH | 6.5-7.8 |
| 2. TSS (mg/L) | 350-1,050 |
| 3. TCOD (mg/L) | 594-1,494 |
| 4. TDS (mg/L) | 300-750 |
| 5. SCOD (mg/L) | 294-574 |
| 6. TBOD (mg/L) | 227-385 |
| 7. SBOD (mg/L) | 180-252 |
| 9. TKN (mg-N/L) | 85-267 |
| 10. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg-N/L) | 77-259 |
| 11. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg-N/L) | <0.1 |
| 12. $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (mg-N/L) | <0.1 |
| 13. Alkalinity (mg/L as CaCO_3) | 1,906±245 |
| 14. TBOD/TCOD | 0.29 |
| 15. SBOD/SCOD | 0.50 |
| 16. TBOD/TKN | 1.74 |

4.2.2 COD fractions

จากตารางที่ 4.1 นำมาประเมินสัดส่วนของค่า COD ในน้ำทิ้งจากระบบ UASB พบว่าค่า COD มีสัดส่วนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ประมาณ 73.6% ของค่า TCOD ทั้งหมดในน้ำทิ้งจากระบบ UASB ซึ่งคิดเป็น USCOD และ UPCOD เท่ากับ 17.9% และ 55.7% ตามลำดับ ส่วนค่า COD ที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้มีเพียง 26.4% ของค่า TCOD เท่านั้น ซึ่งคิดเป็น BSCOD และ BPCOD เท่ากับ 16.6% และ 9.8% ของค่า TCOD ตามลำดับ ดังรายละเอียดแสดงในรูปที่ 4.2 จากผลการศึกษาพบว่าน้ำทิ้งจากระบบ UASB มี inert fractions ในปริมาณสูงสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในน้ำเสียจึงย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้เนื่องจากสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ถูกกำจัดไปในระบบ UASB แล้วเมื่อนำมาใช้บำบัด WAS ในเบื้องต้นจึงไม่เป็นการเพิ่มภาระบรรทุกอินทรีย์และไนโตรเจนแต่อย่างใด



รูปที่ 4.2 สัดส่วนของค่าซีโอดีของน้ำทิ้งจากระบบ UASB

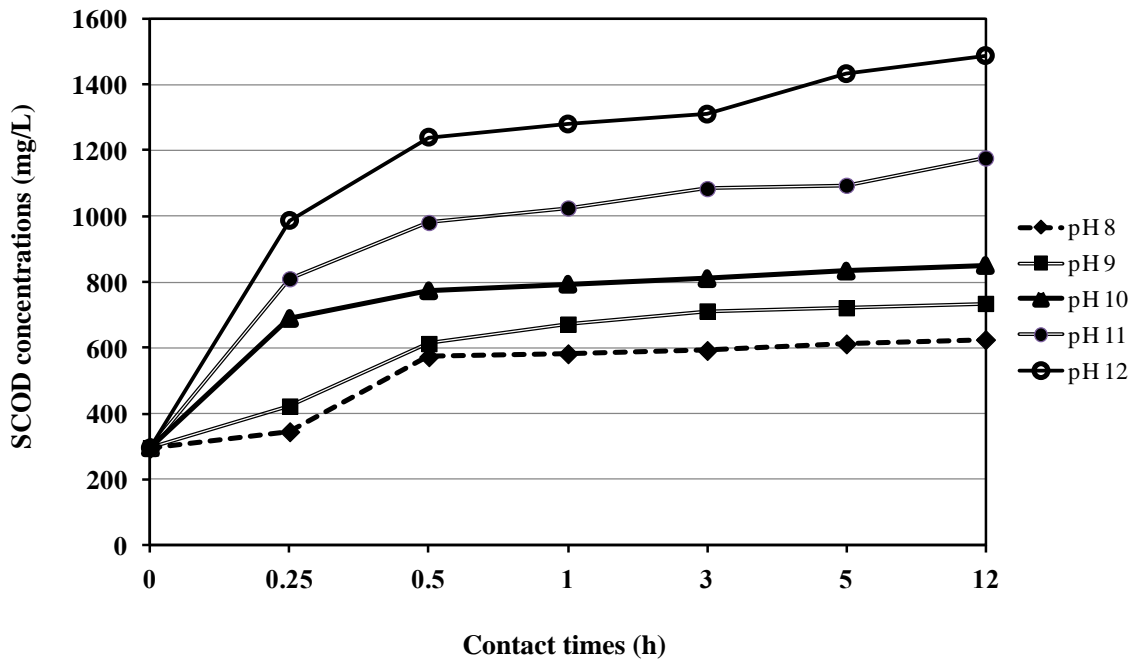
4.3 การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยตะกอนด้วย Ca(OH)_2

การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยตะกอนด้วย Ca(OH)_2 ทำการศึกษาในชุดทดลองแบบกะโดยแปรเปลี่ยนค่า pH และเวลาสัมผัส เพื่อประเมินประสิทธิภาพในการเพิ่มค่า SCOD หรือสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (BSCOD) ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis Kinetics) และสัดส่วนซีโอดีเพื่อประเมินความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพและสารยับยั้ง โดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

4.3.1 ประสิทธิภาพในการเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำ

เพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ใน WAS ด้วย Ca(OH)_2 ทำการศึกษาในชุดทดลองแบบกะโดยแปรเปลี่ยนค่า pH และเวลาสัมผัสดังผลการศึกษาแสดงในรูปที่ 4.3 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าค่า SCOD มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อค่า pH และเวลาสัมผัสเพิ่มขึ้น โดยพบว่าที่เวลาสัมผัส 30 นาทีค่า SCOD เพิ่มขึ้นจาก 296 mg/L เป็น 573 mg/L, 613 mg/L, 773 mg/L, 981 mg/L และ 1,240 mg/L ที่ค่าพีเอช 8, 9, 10, 11 และ 12 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่า Ca(OH)_2 มีศักยภาพในการเพิ่มค่า SCOD ใน WAS โดยมีแนวโน้มว่าค่า SCOD เพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มปริมาณ Ca(OH)_2 เหมือนในการศึกษาของ [Xiao และ Lui \(2006\)](#); [Navia et al., \(2002\)](#); [Cai et al., \(2004\)](#) เนื่องจากในสภาพต่างสามารถทำลายโครงสร้างของกลุ่มตะกอน (floc structures) ได้ โดยในสถานะที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ RNA โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิสหรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดี อีกทั้งอนุมูลไฮดรอกซิล (hydroxyl radical; $-\text{OH} \rightarrow \cdot\text{O}$) สามารถทำให้ EPS ในตะกอนเกิดการบวมตัวและย่อยสลายเป็นสารกึ่งละลาย (subsequent solubility) ได้ดีขึ้น ([Nielsen and Jahn, 1999](#); [Neyens et al., 2004](#); [Yiying et al., 2009](#)) จึงทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินเพิ่มสูงขึ้นและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย

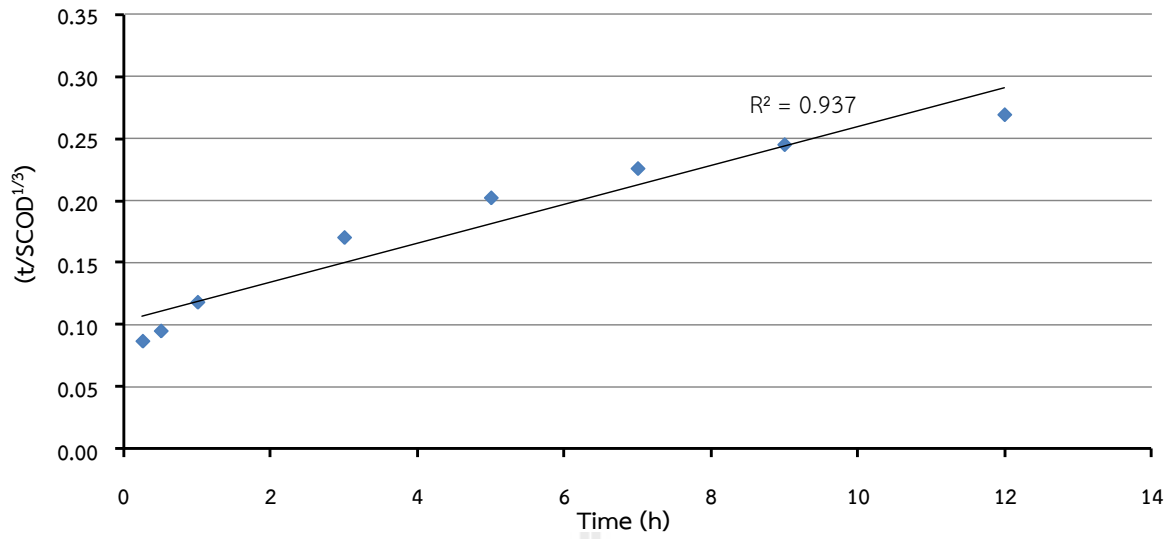
จากแนวโน้มของเส้นกราฟในรูปที่ 4.3 แสดงให้เห็นว่า SCOD เพิ่มขึ้นเป็นลำดับเมื่อเพิ่มปริมาณของ Ca(OH)_2 โดยจะเพิ่มอย่างรวดเร็วในระยะเวลา 30 นาทีแรกและหลังจากนั้นค่า SCOD เพิ่มขึ้นค่อนข้างช้า ซึ่งมีแนวโน้มคล้ายกับในหลายการศึกษาที่ผ่านมาของ Chang et al. (2002) Appels et al. (2008) Yinying et al. (2009) และ Kim et al. (2003) ระบุว่าที่เวลาสัมผัส 30 นาทีต่างสามารถเพิ่มค่า SCOD ใน WAS ได้ถึง 70-80% ดังนั้นในการศึกษาขั้นต่อไปจึงเลือกใช้ระยะเวลาสัมผัสของระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างเท่ากับ 30 นาที



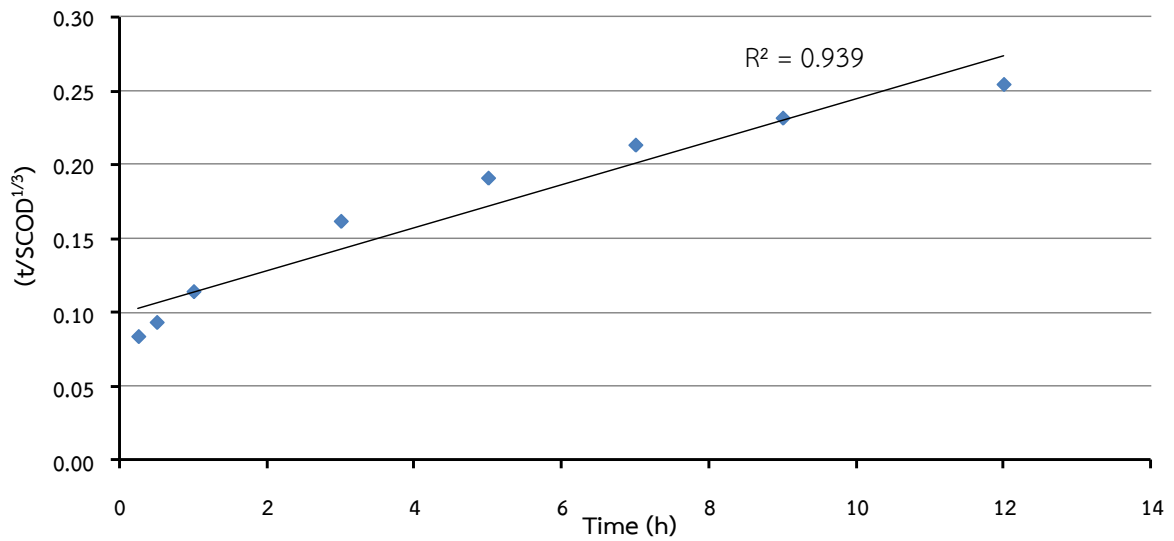
รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพในการเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำ

4.3.2 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis Kinetics)

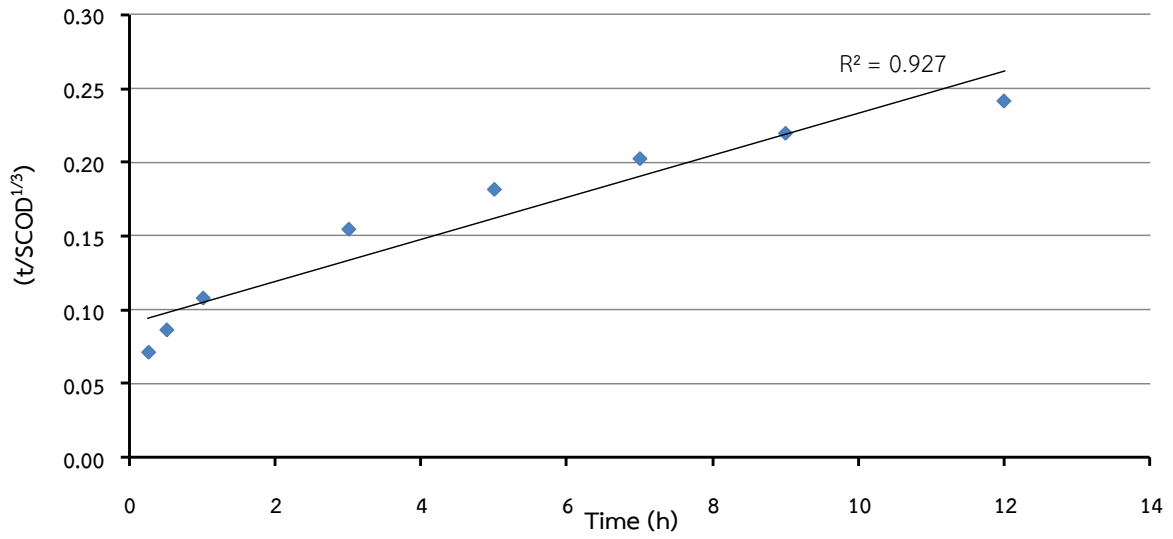
จากกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง (t) และ $(t/\text{SCOD}^{1/3})$ ได้ความสัมพันธ์แบบเส้นตรงดังสมการ $(t/\text{SCOD}^{1/3}) = A + B(t)$ ตามการศึกษาของ Vlyssides et al. (2004) แสดงดังรูปที่ 4.4-4.8 และการคำนวณหาค่า SCOD สูงสุดในทางทฤษฎีหรือ COD_∞ และค่าคงที่การไฮโดรไลซิส (k) แสดงในตารางที่ 4.3 พบว่าเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นค่า COD_∞ จะมีค่าเพิ่มขึ้นตามแสดงให้เห็นว่าการเพิ่มขึ้นของค่าต่างจะทำให้ SCOD เพิ่มขึ้นซึ่งสอดคล้องกับทฤษฎีที่ว่า โดยในสภาวะที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ RNA โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิสหรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดี Lin et al. (1997) และ Yungjin et al. (2009) แต่ความเร็วในการเกิดปฏิกิริยา (k) ไม่ได้มีความแตกต่างกันเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่า pH ดังนั้นความเข้มข้นของต่างจึงเป็นตัวแปรสำคัญในการเพิ่มค่า SCOD เพื่อบำบัด WAS เบื้องต้นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนแบบไร้อากาศ



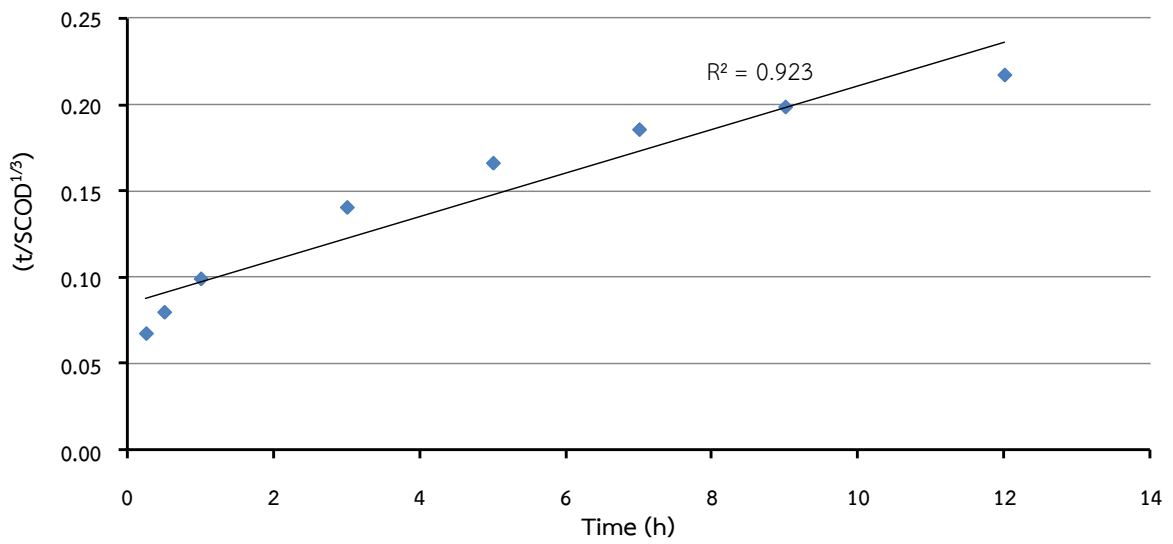
รูปที่ 4.4 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 8



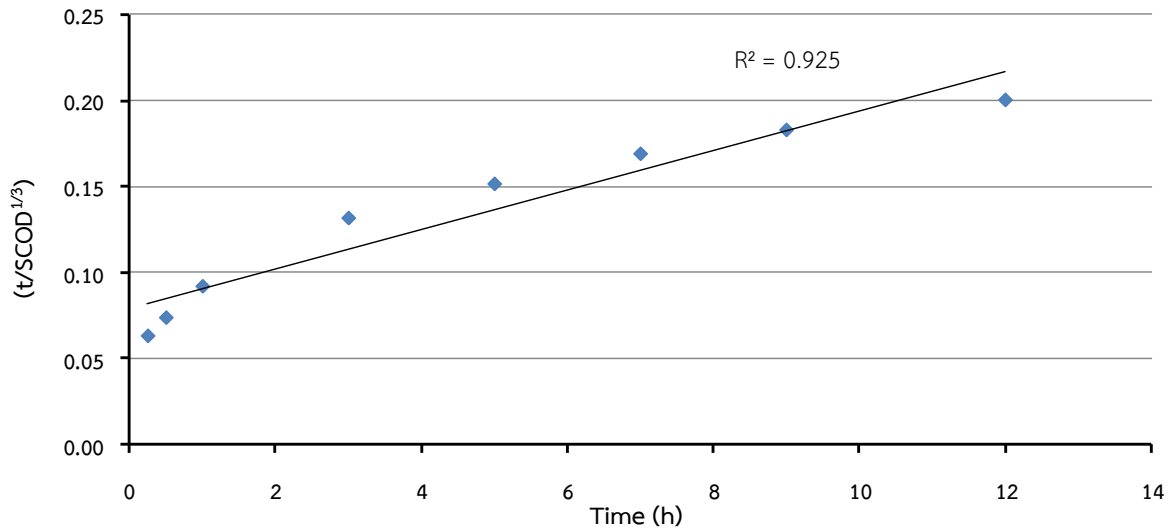
รูปที่ 4.5 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 9



รูปที่ 4.6 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 10



รูปที่ 4.7 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 11



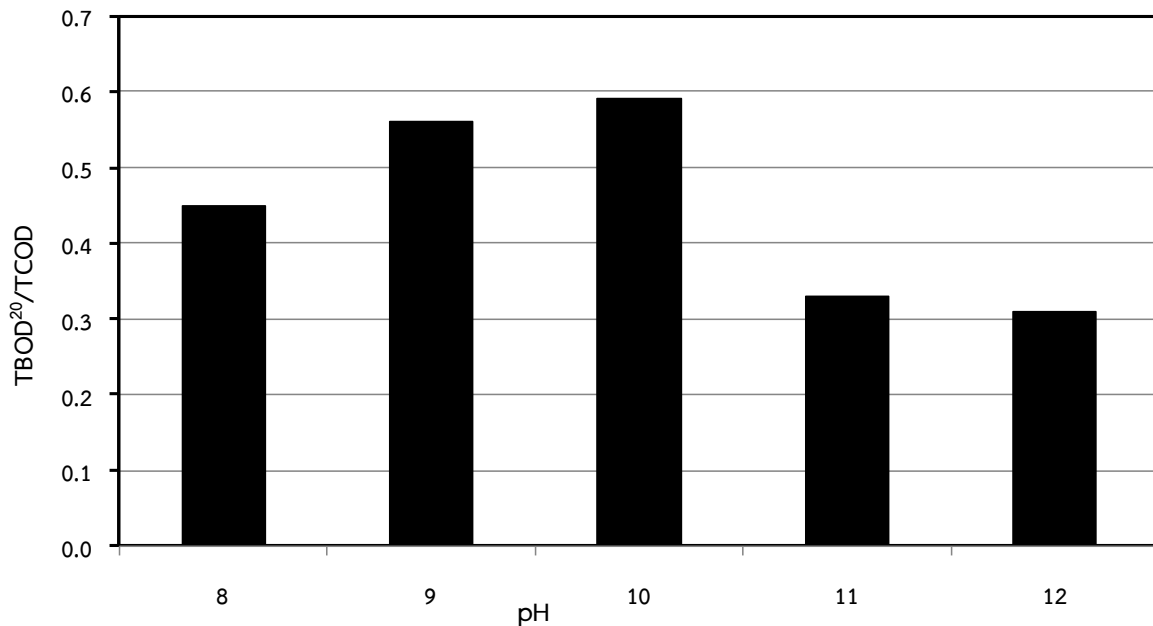
รูปที่ 4.8 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิสที่ pH 12

ตารางที่ 4.3 ค่าคงที่ทางจลศาสตร์ของการไฮโดรไลซิส

| pH | A | B | Maximum theoretical soluble COD (COD _∞ ; mg/L) | Hydrolysis rate, k (h ⁻¹) | r ² |
|----|--------|--------|---|---------------------------------------|----------------|
| 8 | 0.0987 | 0.0140 | 1,222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 9 | 0.0987 | 0.0140 | 1,222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 10 | 0.0908 | 0.0138 | 1,464.87 | 0.7353 | 0.9106 |
| 11 | 0.0843 | 0.0121 | 1,938.24 | 0.6945 | 0.9075 |
| 12 | 0.0785 | 0.0111 | 2,436.61 | 0.6841 | 0.9075 |

4.3.3 ประสิทธิภาพในการย่อยสลายทางชีวภาพ

การวิเคราะห์ค่าสัดส่วน TBOD₂₀/TCOD ทำการศึกษาโดยการวิเคราะห์ค่า TBOD₂₀ และ TCOD ในตะกอนหลังทำการเติม Ca(OH)₂ ที่ค่า pH ที่แตกต่างกันและเวลาสัมผัส 30 นาที ผลกระทบของค่า pH ต่อค่าสัดส่วน TBOD₂₀/TCOD แสดงในรูปที่ 4.9 โดยค่าสัดส่วน TBOD₂₀/TCOD ใน WAS ก่อนปรับ pH มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.21 และเพิ่มเป็น 0.45 0.52 และ 0.59 เมื่อปรับ pH เป็น 8 9 และ 10 ตามลำดับ และมีค่าลดลงเป็น 0.33 และ 0.31 เมื่อปรับ pH เป็น 10 และ 11 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าถึงแม้ Ca(OH)₂ จะสามารถเพิ่มค่า SCOD ได้แต่ในสถานะที่ค่า pH สูงๆ คือตั้งแต่ 10 ขึ้นไปการย่อยสลายทางชีวภาพจะถูกยับยั้ง



รูปที่ 4.9 ผลของค่า pH ต่อ ค่าสัดส่วน TBOD₂₀/TCOD

Ca²⁺ ในความเข้มข้นต่างๆ จะส่งเสริมกระบวนการเมตาโบลิซึมของแบคทีเรียโดยมีความสำคัญต่อการสร้าง ATP หรือออกซิโดซ์ NADH แต่หากความเข้มข้นสูงจะทำให้เกิดการยับยั้งกระบวนการเมตาโบลิซึมของแบคทีเรียและความสามารถในการยับยั้งจะเพิ่มขึ้นตาม Ca²⁺ โดยในการศึกษาของ Jackson-Moss et al., (1989) พบว่าความเข้มข้นของ Ca²⁺ 7,000 mg/L ไม่ส่งผลกระทบต่อระบบย่อยแบบไร้อากาศแต่มีความเข้มข้นของแคลเซียมในน้ำทิ้งจากระบบค่อนข้างสูง แตกต่างกับการศึกษาของ Kugelman and McCarty (1964) ซึ่งระบุว่าความเข้มข้นของแคลเซียมไอออนที่มีความเหมาะสมในกระบวนการผลิตมีเทนจากอะซิติกแอซิดคือ 200 mg/L ส่วนในการศึกษาของ Appels et al. (2008) และ Chen et al. (2008) พบว่าความเข้มข้นของแคลเซียมไอออนประมาณ 2,500-4,000 mg/L เกิดการยับยั้งการย่อยสลายทางชีวภาพในระดับกลางและหากสูงถึง 8,000 mg/L การย่อยสลายทางชีวภาพจะถูกยับยั้งเกือบทั้งหมด จากการศึกษาความสามารถในการเพิ่ม SCOD ด้วย Ca(OH)₂ พบว่าที่ค่า pH 12 ค่า SCOD เพิ่มขึ้นจาก 296 mg/L เป็น 1,240 mg/L และความเข้มข้นของแคลเซียมไอออนเพิ่มขึ้นเป็น 1,126 mg/L แต่อย่างไรก็ตามในระบบในระบบย่อยแบบไร้อากาศต้องรักษาสภาพต่างเอาไว้ในระบบเพื่อสะเทินกรด ดังนั้นจึงทำให้แคลเซียมไอออนสามารถจะตกตะกอนและสะสมอยู่ในถังปฏิกรณ์ ซึ่งแคลเซียมมีผลกระทบต่อระบบบำบัดแบบไร้อากาศได้ 3 กลไกหลักได้แก่ (1) ก่อตะกอนที่ถังปฏิกรณ์และระบบท่อ (2) การตกตะกอนตะกอนของแคลเซียมในถังหมักไร้อากาศจะส่งผลในการยับยั้งกิจกรรมของจุลชีพเนื่องจากการเกิดตะกอนจะไปขัดขวางการถ่ายเทมวลอาหารเข้าสู่เซลล์ (3) การมีแคลเซียมเกิดการรวมตัวกับไบคาร์บอเนตหรือคาร์บอเนตในน้ำเกิดการสูญเสียสภาพต่างและธาตุอาหารได้ โดยในหลายการศึกษาระบุว่าปริมาณแคลเซียมที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 100-200 mg/L (Cail and Barford, 1985; Mahoney et al., 1987; Yu et al., 2001) และเป็นอันตรายเมื่อสูงกว่า 300 mg/L (Hulshoff Pol et al., 1983; Thiele et al., 1990; Yu et al., 2001) ดังนั้นเพื่อลดการสะสมของแคลเซียมในระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศในขั้นต่อไปของการศึกษานี้จึงเป็นการศึกษาแนวโน้มในการลดความเป็นพิษของ Ca(OH)₂ ที่เติมในระบบบำบัดเบื้องต้นเพื่อเพิ่มความสามารถในการละลายของตะกอนหรือ SCOD โดยการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศเพื่อเจือจางแคลเซียมไอออน

4.4 แนวโน้มการลดความเป็นพิษของ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ด้วยน้ำทิ้งจากระบบ UASB

จากผลการศึกษาในขั้นที่ผ่านมาได้ยืนยันถึงผลกระทบของแคลเซียมต่อกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพ ทำให้วัตถุประสงค์ของการศึกษาในขั้นตอนนี้ คือ การลดผลกระทบหรือความเป็นพิษของแคลเซียมและส่งเสริมประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ โดยในหลายการศึกษาระบุว่าปริมาณแคลเซียมที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 100-200 mg/L เป็นธาตุอาหารสำคัญซึ่งจะส่งเสริมการเจริญเติบโตของจุลชีพและยังทำให้การรวมกลุ่มของตะกอนเกิดได้ดีช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการรีดน้ำออกจากตะกอนส่วนเกิน ในระบบ UASB พบว่าตะกอนจะเม็ดได้เร็วขึ้นเมื่อมีปริมาณแคลเซียมต่ำๆ (Cail and Barford, 1985; Mahoney et al., 1987; Yu et al., 2001)

การศึกษาในขั้นตอนนี้เป็นการทดสอบประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพและปัจจัยที่จะส่งเสริมประสิทธิภาพในการย่อย WAS แบบไร้อากาศ ทำการศึกษาแบบกะจำนวน 7 ชุดการทดลองตามรายละเอียดในตารางที่ 3.3 ในบทที่ 3 ประกอบด้วยการบำบัดเบื้องต้นด้วย $\text{Ca}(\text{OH})_2$ แล้วผสมน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพื่อเจือจางแคลเซียมและเพิ่มค่าความเป็นด่าง (alkalinity) ผลการศึกษาดังแสดงในตารางที่ 4.4 พบค่า SCOD เพิ่มขึ้นประมาณ 10-20 เท่าตัวในชุดการศึกษาที่ R4-R6 ซึ่งมีการปรับค่าพีเอชเท่ากับ 12 ร่วมกับการเติมน้ำทิ้งจากระบบ UASB เมื่อเปรียบเทียบกับชุดการศึกษาที่ R1-R3 ที่มีการเติมน้ำทิ้งจากระบบ UASB เพียงอย่างเดียว

ตารางที่ 4.4 ค่าสัดส่วนซีโอดีและการตกตะกอนของแคลเซียม

| พารามิเตอร์ | น้ำทิ้ง UASB | WAS | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 |
|---------------------------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| TCOD (mg/L) | 1,138.13 | 8,413.63 | 4,775.88 | 6,594.75 | 2,957.00 | 4,789.02 | 6,556.33 | 2,890.68 | 8,456.03 |
| SCOD (mg/L) | 354.38 | 244.88 | 299.63 | 272.25 | 327.00 | 2,840.34 | 3,245.45 | 1,098.45 | 3,544.34 |
| TBOD (mg/L) | 283.75 | 1,662.88 | 973.31 | 1,318.09 | 628.53 | 2,106.24 | 2,953.76 | 987.34 | 2,134.56 |
| SBOD (mg/L) | 180.13 | 119.63 | 149.88 | 134.75 | 165.00 | 1,267.70 | 2,145.34 | 887.23 | 1,890.00 |
| Alkalinity (mg/LasCaCO ₃) | 1,906.00 | 496.00 | 1,306.55 | 989.34 | 1,498.34 | 2,008.45 | 2,394.34 | 1,976.23 | 2,680.34 |
| Ca (mg/L) | 30.22 | 29.34 | 28.87 | 28.77 | 28.77 | 578.44 | 760.12 | 397.45 | 1,126.00 |
| TBOD/TCOD | 0.25 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.21 | 0.44 | 0.45 | 0.34 | 0.25 |

และเมื่อพิจารณาสัดส่วนของค่า TBOD/TCOD พบว่าในชุดทดลองที่ R4 และ R5 มีค่าสูงสุดคือประมาณ 0.44 และ 0.45 ตามลำดับ โดยมีปริมาณแคลเซียมในส่วนผสมเท่ากับ 578 mg/L และ 760 mg/L ในส่วนผสมของชุดทดลองที่ R4 และ R5 ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพของระบบบำบัดเบื้องต้นในชุดทดลองที่ R4 และ R5 มีค่า

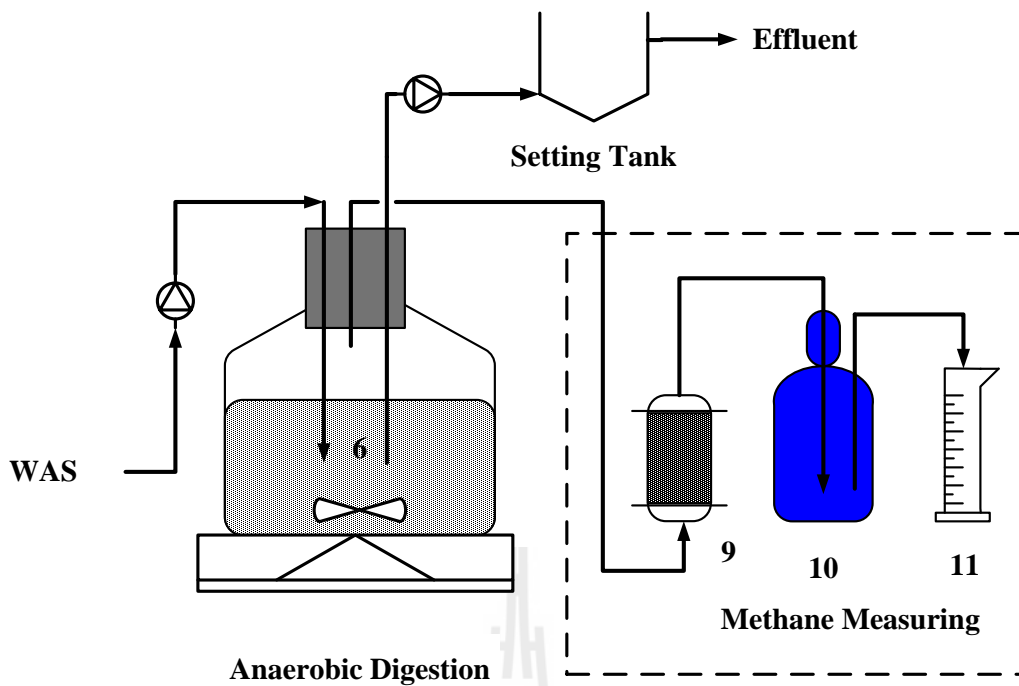
ใกล้เคียงกันและมีค่าความเป็นด่าง >2,000 mg/L เป็นค่าเดินระบบที่มีความเหมาะสมในการเดินระบบผลิตก๊าซชีวภาพ แต่ในชุดทดลองที่ R5 มีค่าแคลเซียมมากกว่าถึง 200 mg/L ในศึกษาขั้นต่อไปจึงเลือกค่าพารามิเตอร์ในชุดการทดลองที่ R4 เพื่อเดินระบบชุดการทดลองระบบการเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งด้วยระบบการหมุนเวียนค่าความเป็นด่างแบบต่อเนื่องเพื่อศึกษาประสิทธิภาพและเสถียรภาพของระบบต่อไป ส่วนในชุดการทดลองที่ R7 ค่า SCOD/TCOD มีค่าเพิ่มขึ้นแต่ TBOD/TCOD ไม่มีความแตกต่างกับชุดทดลองที่ R1-R3 น้ำทิ้งจากระบบ UASB และ WAS แสดงให้เห็นถึงการถูกยับยั้งของกลไกทางชีวภาพ

4.5 การจัดรูปแบบชุดทดลองและค่าการเดินระบบ

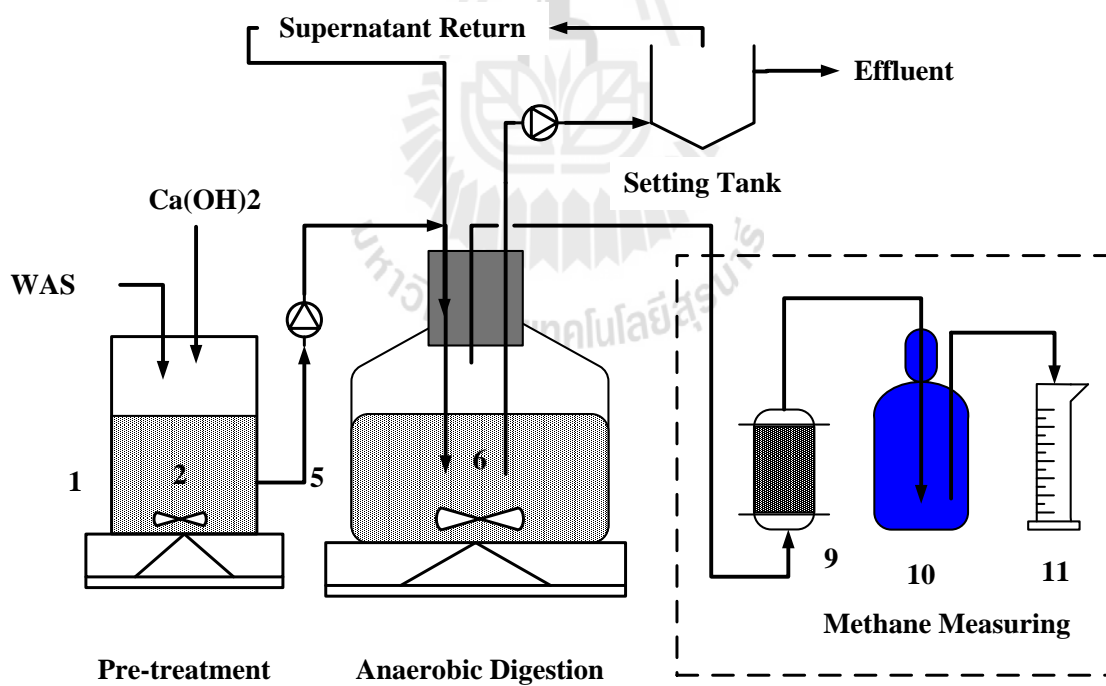
จากการศึกษาพารามิเตอร์ต่างๆ ในการชุดการทดลองแบบกะพบแนวโน้มของประสิทธิภาพของการบำบัดเบื้องต้นด้วยด่างและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ในการศึกษาในขั้นตอนนี้จึงทำการทดสอบเดินระบบต่อเนื่องของระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)_2 และน้ำทิ้งส่วนบนที่หมุนเวียนจากระบบจากระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและเสถียรของระบบในระยะยาวโดยทำการเดินระบบเป็นระยะเวลา 270 วัน ประกอบด้วย (1) ชุดควบคุม (ชุดการทดลอง A) และ (2) ระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)_2 และน้ำทิ้งส่วนบนที่หมุนเวียนจากระบบ (ชุดการทดลอง B) โดยมีพารามิเตอร์ในการเดินระบบแสดงดังตารางที่ 4.5 และรูปแบบการติดตั้งระบบแสดงดังรูปที่ 4.10-4.11

ตารางที่ 4.5 พารามิเตอร์เดินระบบต่อเนื่องของระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศร่วมกับ Ca(OH)_2 และน้ำทิ้งส่วนบน

| พารามิเตอร์ | ชุดการทดลอง A | ชุดการทดลอง B |
|-----------------------------------|---------------|---------------|
| Pretreated with Ca(OH)_2 | - | 50 meq/L |
| Total solids (mg/L) | 8,986±427 | 9,899±435 |
| Volatile Solids (mg/L) | 6,756±334 | 7,956±398 |
| Total COD (mg/L) | 8,467±456 | 8,498±498 |
| Soluble COD (mg/L) | 320±79 | 3,589±234 |
| pH | 6.7±0.17 | 12.0±0.10 |
| Alkalinity (mg/L) | 451±4.12 | 2,896±198 |
| Dewater ability, CST (s) | 30.12±8.97 | 667.12±69.23 |
| HRT (days) | 15, 10, 5 | 15, 10, 5 |



รูปที่ 4.10 การติดตั้งชุดการทดลอง A



รูปที่ 4.11 การติดตั้งชุดการทดลอง B

4.7 ระบบย่อยตะกอนแบบไร้อากาศและการหมุนเวียนค่าความเป็นต่าง

จากการศึกษาเดินระบบต่อเนื่องของระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศจำนวน 2 ชุดการทดลอง แต่ละชุดการทดลองทำการเดินระบบโดยมีการปรับเปลี่ยนเวลาในการกักเก็บจำนวน 3 ค่าได้แก่ 15 วัน 10 วัน และ 5 วันตามลำดับ การศึกษาทำการประเมินประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และการรีดน้ำ และการเกิดก๊าซชีวภาพโดยเฉลี่ยแสดงดังตารางที่ 4.6 โดยทำการเดินระบบแต่ละระยะเวลาที่กักเก็บเป็นระยะเวลา 90 วัน ซึ่งมีรายละเอียดของผลการศึกษาดังต่อไปนี้

ตารางที่ 4.6 ประสิทธิภาพของระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศ

| Digester/HRT | HRT 15 d | | HRT 10 d | | HRT 5 d | |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | A | B | A | B | A | B |
| VS removal (%) | 35±6.22 | 39±4.57 | 28±2.67 | 39±4.22 | 17±3.98 | 38±4.67 |
| TCOD removal (%) | 38±3.45 | 51±2.87 | 37±4.57 | 50±5.78 | 19±4.32 | 50±4.12 |
| Biogas production rate (L/m ³ /d) | 167±34 | 246±25 | 158±27 | 235±31 | 122±25 | 247±24 |
| Total solids (mg/L) | 5,849±324 | 5,245±243 | 6,468±345 | 5,198±234 | 5,285±267 | 5,269±254 |
| Volatile solids (mg/L) | 4,356±167 | 4,853±189 | 4,958±156 | 4,798±175 | 6,013±234 | 4,897±145 |
| TCOD (mg/L) | 5,241±157 | 4,160±168 | 5,258±176 | 4,108±123 | 7,533±145 | 4,166±134 |
| SCOD (mg/L) | 245±35 | 789±37 | 198±35 | 897±67 | 217±32 | 1,098±98 |
| pH | 7.08±0.34 | 8.62±0.56 | 7.38±0.75 | 8.32±0.45 | 7.45±0.32 | 8.72±0.54 |
| Alkalinity (mg/L as CaCO ₃) | 387±45 | 1,986±123 | 298±53 | 2,167±237 | 223±67 | 2,359±325 |
| Ca (mg/L) | 34±12 | 756±45 | 45±14 | 670±78 | 38±16 | 782±83 |
| Dewater ability, CST (s) | 34±6 | 274±14 | 55±9 | 367±23 | 38±7 | 291±19 |

4.5.1 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

จากการศึกษาเดินระบบย่อย WAS แบบต่อเนื่องเปรียบเทียบระหว่าง 2 ชุดการทดลองที่ระยะเวลาในการกักเก็บที่แตกต่างกันดังผลการศึกษาในตารางที่ 4.6 พบว่าชุดการทดลอง A ซึ่งเป็นระบบควบคุมไม่มีระบบบำบัดเบื้องต้น พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดค่า TCOD เฉลี่ยสูงสุดประมาณร้อยละ 38 ของค่า TCOD ที่เข้าสู่ระบบทั้งหมด และมีค่าลดลงเป็นร้อยละ 37 และร้อยละ 19 เมื่อลดระยะเวลาในการกักเก็บลงเป็น 10 วันและ 5 วันตามลำดับ ส่วนในชุดการทดลอง B ซึ่งมีการบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างและน้ำทิ้งส่วนบนหมุนเวียนจากระบบหมักไร้อากาศ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD ประมาณร้อยละ 50-51 และไม่มีความแตกต่างกันเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในการกักเก็บ เมื่อพิจารณาการเข้าสู่สมดุลของระบบพบว่าระบบจะมีการปรับตัวเพื่อเข้าสู่สมดุลได้ช้าลงเมื่อระยะเวลากักเก็บลดลงแต่อย่างไรก็ตามระยะเวลาในการปรับตัวเพื่อเข้าสู่สมดุลไม่เกิน 30 วันในทุกชุดการทดลอง จากผลการศึกษาข้างต้นพบว่าการเพิ่มสัดส่วนการละลายน้ำของ

สารอินทรีย์ด้วย $\text{Ca}(\text{OH})_2$ และการหมุนเวียนน้ำทิ้งจากระบบหมักไร้อากาศสามารถเพิ่มประสิทธิภาพได้มากกว่า ชุดควบคุมถึงร้อยละ 13 ที่ระยะเวลาพักเก็บ 15 วันและ 10 วัน และร้อยละ 31 ที่ระยะเวลาพักเก็บ 5 วัน ซึ่งเกิดเนื่องจาก WAS มีสัดส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากและช้าเป็นองค์ประกอบเป็นส่วนใหญ่ทำให้ชุดการทดลอง A เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกอินทรีย์หรือชลศาสตร์กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพซึ่งเกิดได้ค่อนข้างช้าจึงเกิดไม่สมบูรณ์ในระบบ (Deng et al., 2006) แตกต่างกับชุดการทดลอง B ซึ่งมีการเพิ่มสัดส่วนการละลายของสารอินทรีย์ด้วย $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ทำให้ขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์มีขนาดเล็กลงจึงเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายหรือเร็วขึ้น (Xiao และ Lui, 2006; Navia et al., 2002; Cai et al., 2004) ทำให้สามารถเดินระบบที่ระยะเวลาพักเก็บที่ต่ำกว่าการไม่ระบบบำบัดเบื้องต้นและไม่กระทบต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์

4.5.2 ประสิทธิภาพในการกำจัดค่าของแข็ง

จากผลการศึกษาในตารางที่ 4.6 พบประสิทธิภาพในการกำจัดค่าของแข็งระเหยง่าย (VS) ในชุดการทดลอง A เฉลี่ยประมาณร้อยละ 35 ร้อยละ 28 และร้อยละ 17 ที่ระยะเวลาในการพักเก็บเท่ากับ 15 วัน 10 วัน และ 5 วันตามลำดับ โดยแนวโน้มลดลงเมื่อระยะเวลาพักเก็บลดลง ส่วนในชุดการทดลอง B มีประสิทธิภาพในการกำจัดค่า VS สูงกว่าชุดการทดลอง A โดยมีค่าประมาณร้อยละ 41-42 ในทุกระยะเวลาในการพักเก็บ จากศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดค่า VS มีแนวโน้มเดียวกันกับประสิทธิภาพในการกำจัดค่า TCOD เนื่องด้วยของแข็งระเหยง่ายมีแนวโน้มเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ ซึ่งมีประสิทธิภาพสูงกว่าในการศึกษาของ Lin et al. (1997) ซึ่งใช้ NaOH เป็นระบบบำบัดเบื้องต้นเพื่อเพิ่มสัดส่วนการละลายในระบบย่อย WAS แบบไร้อากาศซึ่งพบประสิทธิภาพในการกำจัด VS เท่ากับร้อยละ 33 ที่ระยะเวลาในการพักเก็บ 7.5 วัน และมีประสิทธิภาพการกำจัด VS ใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ Vlyssides and Karlis (2004) ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด VSS ได้ประมาณร้อยละ 45 ซึ่งมีระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยค่า pH 11 และต้องกระตุ้นด้วยอุณหภูมิถึง 90°C ที่ระยะเวลาในการพักเก็บ 10 ชั่วโมง

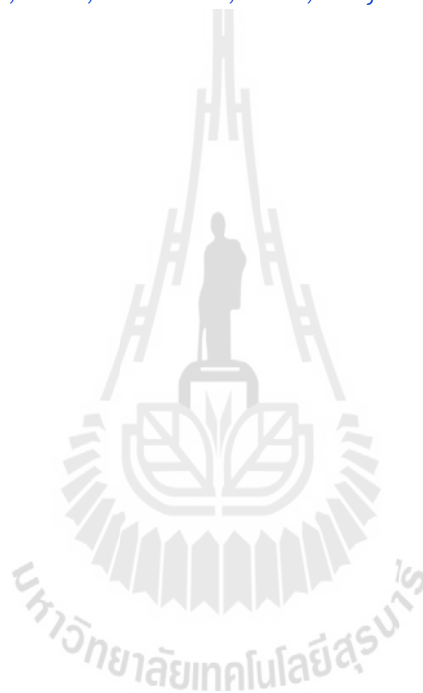
4.5.3 การเกิดก๊าซชีวภาพ

จากตารางที่ 4.6 พบอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยในชุดการทดลอง A ประมาณ $167 \text{ L/m}^3\text{-d}$, $158 \text{ L/m}^3\text{-d}$ และ $122 \text{ L/m}^3\text{-d}$ ที่ระยะเวลาในการพักเก็บ 15 วัน 10 วัน และ 5 วันตามลำดับ พบแนวโน้มการเกิดก๊าซชีวภาพในชุดการทดลอง A มีค่าลดลงเมื่อเวลาในการพักเก็บลดลงสอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และค่า VS และชุดการทดลอง B มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเฉลี่ยประมาณ $235\text{-}247 \text{ L/m}^3\text{-d}$ สูงกว่าชุดการทดลอง A มากกว่าร้อยละ 80 และไม่พบความแตกต่างของประสิทธิภาพเมื่อทำการลดระยะเวลาในการพักเก็บลง แสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยค่าต่างสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายทางชีวภาพและการเกิดก๊าซชีวภาพได้เพิ่มมากขึ้น โดยปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นเมื่อมีการเพิ่มขึ้นของค่าสัดส่วนการละลายน้ำของสารอินทรีย์ (SCOD/TCOD) อีกทั้งในหลายการศึกษาระบุว่าแคลเซียมใน

ปริมาณต่ำๆ จะสนับสนุนการเจริญเติบโตของจุลชีพ (Ahn et al., 2006; Sanjeevi et al., 2013; Chen et al., 2007) และตลอดการเดินระบบในการศึกษานี้ไม่พบผลกระทบของแคลเซียมต่อประสิทธิภาพในการเกิดก๊าซชีวภาพและกำจัดสารอินทรีย์

4.5.4 ประสิทธิภาพในการรีดน้ำ

การศึกษาประสิทธิภาพในการรีดน้ำด้วยการวัดค่า Capillary suction time (CST) จากตารางที่ 4.6 พบประสิทธิภาพในการรีดน้ำของตะกอนในชุดการทดลอง B สูงกว่าชุดการทดลอง A ถึง 6-8 เท่าตัว ซึ่งในหลายการศึกษาระบุว่าแคลเซียมและสภาวะต่างจะส่งเสริมกระบวนการ bio-flocculation ในตะกอนทำให้มีความถ่วงจำเพาะสูงขึ้น (Luo et al., 2015; Ahn et al., 2006; Sanjeevi et al., 2013; Chen et al., 2007) และ



บทที่ 5

สรุปผลการศึกษา

การศึกษาประกอบด้วยการศึกษาประสิทธิภาพเบื้องต้นด้วยชุดทดลองแบบกะและชุดทดลองระดับต้นแบบระบบย่อยแบบไร้อากาศร่วมกับระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างและน้ำทิ้งหมวนเวียนเข้าสู่ระบบย่อยตะกอนส่วนเกิน (WAS) ซึ่งมีผลการศึกษาโดยสรุปดังต่อไปนี้

- ตะกอนส่วนเกินมีแนวโน้มของปริมาณสารอินทรีย์ซึ่งสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้แต่อยู่ในรูปของแข็งเป็นส่วนใหญ่ การบำบัดเบื้องต้นด้วย Ca(OH)_2 มีศักยภาพในการเพิ่มค่า SCOD ใน WAS โดยมีแนวโน้มว่าค่า SCOD เพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มปริมาณ Ca(OH)_2 เนื่องจากในสภาพต่างสามารถทำลายโครงสร้างของกลุ่มตะกอน (floc structures) ได้ โดยในสภาวะที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ RNA โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิสหรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดี อีกทั้งอนุมูลไฮดรอกซิล (hydroxyl radical; $-\text{OH} \rightarrow \cdot\text{O}$) สามารถทำให้ EPS ในตะกอนเกิดการบวมตัวและย่อยสลายเป็นสารกึ่งละลาย (subsequent solubility) ได้ดีขึ้น
- การศึกษาค่าคงที่การไฮโดรไลซิส (k) พบว่าเมื่อค่า pH เพิ่มขึ้นค่า COD_∞ จะมีค่าเพิ่มขึ้นตามแสดงให้เห็นว่าการเพิ่มขึ้นของค่าต่างจะทำให้ SCOD เพิ่มขึ้นซึ่งสอดคล้องกับทฤษฎีที่ว่าในสภาวะที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ RNA โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิสหรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดี แต่ความเร็วในการเกิดปฏิกิริยา (k) ไม่ได้มีความแตกต่างกันเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงค่า pH
- Ca(OH)_2 จะสามารถเพิ่มค่า SCOD ได้แต่ในสภาวะที่ค่า pH สูงๆ คือตั้งแต่ 10 ขึ้นไปการย่อยสลายทางชีวภาพจะถูกยับยั้ง ซึ่งแคลเซียมมีผลกระทบต่อระบบบำบัดแบบไร้อากาศได้ 3 กลไกหลักได้แก่ (1) ก่อตะกอนที่ถึงปฏิกรณ์และระบบท่อ (2) การตกตะกอนตะกอนของแคลเซียมในถังหมักไร้อากาศจะส่งผลในการยับยั้งกิจกรรมของจุลชีพเนื่องจากการเกิดตะกอนจะไปขัดขวางการถ่ายเทมวลอาหารเข้าสู่เซลล์ (3) การมีแคลเซียมเกิดการรวมตัวกับไบคาร์บอเนตหรือคาร์บอเนตในน้ำเกิดการสูญเสียสภาพต่างและธาตุอาหารได้
- การหมวนเวียนน้ำทิ้งส่วนบนจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศมีศักยภาพในการเจือจางแคลเซียมป้องกันการตกตะกอนของแคลเซียมในระบบย่อยแบบไร้อากาศได้
- ในชุดทดลองระดับต้นแบบพบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มเป็นร้อยละ 50-51 และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มเป็น 235-247 $\text{L/m}^3\text{-d}$ อีกทั้งพบประสิทธิภาพในการรีดน้ำเพิ่มขึ้น 6-8 เท่าของระบบที่ไม่มีการบำบัดเบื้องต้นและยังไม่พบผลกระทบของระยะเวลาในการกักเก็บในการศึกษา แสดงให้เห็นว่าระบบย่อยแบบไร้อากาศร่วมกับการบำบัดเบื้องต้นด้วยต่างและน้ำทิ้งส่วนบนจากระบบสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกินได้อย่างมีประสิทธิภาพและไม่พบพิษของแคลเซียมในการศึกษา

เอกสารอ้างอิง

กรมควบคุมมลพิษ. (2546). **คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ** เล่มที่ 1, p.7

มันสิน ตัณฑุลเวศม์ .(2542). “เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1,2” , พิมพ์ครั้งที่ 1 สำนักพิมพ์
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Ahring, B. K. (2003). **Perspectives for anaerobic digestion**. In: **Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology**, T. Scheper (ed.), vol 81, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Anderson, B. C. and Mavinic, D. S. (1993). **Behaviour and control of nutrients in the enhanced aerobic digestion process: pilot-scale studies**. *Environ. Technol.*, 14, 301–318.

Appels L, Baeyens J, Degre`ve J, Dewil R (2008). **Principles and potential of the anaerobic digestion of waste- activated sludge**. *Progress in Energy and Combustion Science* 34 (2008) 755–781

Archer, D.B. and Kirsop, B.H. (1991). **The microbiology and control of anaerobic digestion. pp. 43-95**, In: **Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology**, A. Wheatly (ed.), Elsevier Appl. Sciences, London, U.K.

Barbusinski, K., Koscielniak, H.(1997). **Activated sludge floc structure during aerobic digestion**. *Water Science and Technology* 36 (11), 107e114.

Benfield, L.D. and Randall, C.W. (1985). **Biological Process Design for Wastewater Treatment**. Ibis Publishing, Virginia.

Bernard, S. and Gray, N.F. (2000). **Aerobic Digestion of Pharmaceutical and Domestic Wastewater Sludges at Ambient Temperature**. *Wat. Res.*, 34 (3): 725-734

Bernet, N., Dangcong, P., Delgene, J.P. and Moletta, R. (2001). **Nitrification at Low Oxygen Concentration in Biofilm Reactor**. *Journal of Environmental Engineering*, 127(3).

- Bolzonella, D., Battistoni, P., Susini, C. and Cecchi, F. (2006). **Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy)**. *Water Science & Technology* Vol 53 No 8 pp 203–211.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenès, J.P., Carrère, H. (2006). **Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability**, *Chem. Eng. Process.* 45 (8): 711–718.
- Bougrier, C. Delgenes, J.P. Carrere, H. (2007) **Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge**, *Biochem. Eng. J.* 34 (1): 20–27.
- Carrington, E. G. (2001). **Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction—final report**. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Dugba, P., R. Zhang, et al. (1997). **Dairy Wastewater Treatment with a Temperature-Phased Sequencing Batch Reactor System**. 52nd Purdue Industrial Waste Conference Proceedings, USA, Ann Arbor Press.
- Eastman J.A. and Ferguson J.F. (1981). **Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion**. *JWPCF*, 53(3), 352-366.
- Egemen, E., Corpening, J., Nirmalakhandan, N. (1994). **Evaluation of an ozonation system for reduced waste sludge generation**. *Water Science and Technology*, 44 (2-3), 445-452.
- Elefsiniotis, P., Wareham, D.G. and Oldham, W.K. (1996). **Particulate organic carbon solubilization in an acid phase upflow anaerobic sludge blanket system**. *Environmental Science and Technology*, 30: 1508–1514.
- Gachler, R.; Imboden, D.M. (1985) Lake Restoration. In **Chemical Processes in Lakes**. John Wiley and Sons: New York, 365-388.

- Ghosh, S. (1987). **“Improved Sludge Gasification by Two-Phase Anaerobic Digestion”**.
Journal of Environmental Engineering 113(6): 1265-1284.
- Grady, L., Diagger, G. and Lim. (1999). **Biological Wastewater Treatment**, 2nd Edition. Marcel Dekker, Inc., New York, NY
- Gujer, W. and Zehnder, A. J. B. (1983). **Conversion processes in anaerobic digestion**. Water Science and Technology, 15 (8/9), 127-167.
- Hänel, K. (1988). **Biological treatment of sewage by the activated sludge process**. Chichester, Horwood.
- Henze, M., Harremoes, P., LaCour Jansen J. and Arvin E. (2000). **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes**. Third Edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York.
- Higgins, M.J., Novak, J.T., 1997. **Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation**. J. Environ. Eng. 123, 479–485.
- Jewell, W. J., S. Dell-Orto, et al. (1981). **“Economics of Plug Flow Methane Reactors”**. Methane Technology for Agriculture Conference: 178-207.
- Jewell, W. J., R. M. Kabrick, et al. (1981). **Earthen-Supported Plug Flow Reactor for Dairy Applications. Methane Technology for Agriculture**. Conference, Ithaca, New York, Northeast Regional Agricultural Engineering Service.
- Jin, Y.Y., Li, H., Mahar, R.B., Wang, Z.Y., Nie, Y.F. (2009). **Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion**. Journal of Environmental Sciences 21, 279e284.
- Khalili, N. R., Chaib E., Parulekar S. J. and Nykiel D. (2000). **Performance enhancement of batch aerobic digesters via addition of digested sludge**. J. Hazard. Mater., 91–102.

- Lin, J., Ma, Y. and Huang, C. (1998). Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high strength, nitrogenous wastewater biological treatment process. **Bioresource Technology**. 65: 35-42
- Low, E.W., Chase, H.A., Milner, M.G., Curtis, T.P.(2000). **Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process**. Water Res. 34 (12), 3204–3212.
- Lu J. (2006). **Optimization of anaerobic digestion of sewage sludge using thermophilic anaerobic pre-treatment**. BioScience and Technol, BioCentrum-DTU Technical University of Denmark, DK-2800 Lyngby,Denmark.pp-13.
- Lu J. (2006). **Optimization of anaerobic digestion of sewage sludge using thermophilic anaerobic pre-treatment**. BioScience and Technol, BioCentrum-DTU Technical University of Denmark, DK-2800 Lyngby,Denmark.pp-38.
- Malina J.F. and Pohland F.G. (1992). **Water quality management library vol. 7: design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes**. Technomic Publishing Company,Lancaster, USA.
- McFarland, M.J. (2001). **Biosolids Engineering**, McGraw-Hill, Inc., New York, NY.
- Metcalf and Eddy (1991). **Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse**. 3rd ed. McGRAW-HILL: ISBN 0-07-1.
- Metcalf & Eddy. (2003). **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill, USA. p.1456 ISBN 0-07-112250-8.
- Monruedee M.(2004). **AEROBIC DIGESTION OF WASTE ACTIVATED SLUDGE WITH ULTRASONIC PRETREATMENT**. School of Environment, Resources and Development, AIT, Thailand. Page 9.
- Mudrack, K. and Kunst, S. (1986). **Biology of sewage Treatment and Water Pollution Control**. Ellis Horwood Limited, England.

- Nevim, G., Yonsel, S., Dagan, L. and Onar, A.N. (2002). **Investigation of Organic Nitrogen and Carbon Removal in the Aerobic Digestion of Various Sludges**. Environmental Monitoring and Assessment, 80: 97–106.
- Nielsen, H. B., Mladenosvska, Z., Ahring, B. K. (2007). **Bioaugmentation of a two stage thermophilic (68°C/55°C) anaerobic digestion concept for improvement of the methane yield from cattle manure**. Biotechnol.Bioeng. 97(6): 1638–1643.
- Ningben Jin, Bo Jin, Nanwen Zhu, Haiping Yuan, Jianbo Ruan. (2015). **Disinhibition of excessive volatile fatty acids to improve the efficiency of autothermal thermophilic aerobic sludge digestion by chemical approach**. Bioresource Technol. 175: 120-127.
- PCD (2010). **The presentation in the topic of “International Conference on Construction and Environment”**, at Tokyo, Japan, on February 2010. Pollution Control Department (PCD), Ministry of Natural Resources and Environment, Thailand.
- Qasim SR.(1999) . **Wastewater Treatment Plants: Planning. Design and operation**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press.
- Rai, C.L., Struenkman, GRao, . P.G. **Influence of ultrasonic disintegration on sludge growth reduction and its estimation by respirometry**, Environ. Sci. Technol. 38: 5779-5785.
- Rao, Y.S., Shankha, K.B. and Chen, J.C. (1993). **Microbiological Stabilization of Sludge by Aerobic Digestion and Storage**. Journal of Environmental Engineering, 119 (3).
- Rivero, J.A.C., Madhavan, N. Suidan, M.T. Ginestet, P. J.M. Audic, (2006) **Enhancement of anaerobic digestion of excess municipal sludge with thermal and/or oxidative treatment**, J. Environ. Eng. -ASCE 132 (6): 638–644.
- Simachaya W. (2009). **Wastewater Tariffs in Thailand**. Ocean & Coastal Management, 52, 378-382.

Skiadas, I.V., Gavala, H.N., Lu, J. and Ahring, B.K. (2005). **Thermal pre-treatment of primary and secondary sludge at 70 °C prior to anaerobic digestion.** *Water Science and Technology* 52 (1-2), 161-166.

Turovskiy IS, Mathai PK.(2006). **Wastewater sludge processing.** New York: Wiley.

US Environmental Protection Agency (1979). **Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal.** EPA-625/1-790-011, Technol. Transfer, Washington, D.C.

Water Environment Federation.(1995). **Wastewater Residuals Stabilization, Manual of Practice FD-9,** Chapter 2 Aerobic Digestion, 13-31, Alexandria, Virginia.

Weemaes, M., Grootaerd, H. Simoens, F. Verstraete, W. (2000). Anaerobic digestion of ozonized biosolids, **Water Res.** 34 (8): 2330–2336.

Wei, Y., Van Houten, R.T., Borger, A.R., Eikelboom, D.H., Fan, Y.(2003). **Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment.** *Water Research* 37: 4453-4467.

Wihal S.(2010). **NUTRIENT UTILIZATION FROM ANAEROBIC DIGESTER EFFLUENT THROUGH ALGAE CULTIVATION.** UTAH STATE UNIVERSITY, Logan, Utah, USA, pp.21-24.

WQM(2011). **Wastewater Treatment Plant.** Water Quality Management Office (WQM), Bangkok Metropolitan Administration. Retrieved on February, 2011.<http://dds.bangkok.go.th/wqm/thai>.

Yan, Y., Chen, H., Xu, W., He, Q., Zhou, Q.(2013). **Enhancement of biochemical methane potential from excess sludge with low organic content by mild thermal pretreatment.** *Biochem. Eng. J.* 70, 127–134.

Yeom, I.T. Lee, K.R. Lee, Y.H. Ahn, K.H. Lee, S.H. (2002). **Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants,** *Water Sci. Technol.* 46 (4–5): 421–425.

Zhang, T. and Noike, T. (1991). **Comparison of one-phase and two-phase anaerobic digestion processes in characteristics of substrate degradation and bacterial population levels.** Water Science and Technology 23, 1157-1166.

Zeikus, J.G. (1980). **Microbial populations in digesters.** pp 61-89, In: Anaerobic Digestion. D.A. Stafford, B.I. Wheatley and D.E. Hughes (ed.), Applied Science Publishers, London, U.K.



ผนวก ก

การเผยแพร่ผลงานวิจัย

1. ALKALINE AND CARBONATE RECIRCULATION PRETREATMENT OF ANAEROBIC DIGESTION FOR WASTE ACTIVATED SLUDGE (WAS). P. RACHO, W. WONGLERTARAK AND B. WICHITSATHIAN *Proceedings Venice 2012, Fourth International Symposium on Energy from Biomass and Waste. San Servolo, Venice, Italy; 12-15 November 2012.*
2. Combined Alkaline and Recirculation Pretreatment on Waste Activated Sludge (Was) Stabilization. **International Conference on Biological, Chemical and Environmental Sciences (BCES-2014).** Jan. 21-22, 2014 Patong Beach, Phuket (Thailand)
3. Combined Alkaline and Recirculation Pretreatment on Waste Activated Sludge (Was) Stabilization. Patcharin RaCho. **Int'l Journal of Advances in Agricultural & Environmental Engg.** (IJAAEE) Vol. 1, Issue 1(2014) ISSN 2349-1523 EISSN 2349-1531



Combined Alkaline and Recirculation Pretreatment on Waste Activated Sludge (Was) Stabilization

Patcharin Racho

Abstract— Experiments were carried out via batch reactor that proposed to preliminary study and experimental on pilot scale of two stage anaerobic digestion with combined alkaline and recirculation as a pretreatment. The value of raw WAS biodegradability was about 0.08. After adjusted pH by $\text{Ca}(\text{OH})_2$, the BOD₂₀/COD ratios were increased where pH increase but the biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. In order to inhibit the calcium ion toxicity during anaerobic digester. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization or calcium precipitation before methanogenic reactor. Consequently, the pilot scale of two stage anaerobic digester with the pretreatment were evaluated at hydraulic retention times of 10 days. The first-stage digesters were operated with proposes of sludge disintegration. The BOD₅/COD ratios in reactors were higher than that of control reactor at the end of 100 days. These second-stage digester was conducted to methane production. Finally, in order to see the combined pretreatment effect in continuous operation, the sludge pretreated with high intensity alkaline (pH 12) and effluent recirculation for salt concentration toxicity reduction was fed to an anaerobic sequencing batch reactor (2nd stage). The production of methane increased by more than 35.3% and soluble COD (SCOD) removal also increased by more than 69.2% over the control. Therefore, it is recognized that higher digestion efficiencies of the WAS were obtained through alkaline and recirculation pretreatment.

Keywords—Waste Activated Sludge (WAS); Sludge Stabilization; Alkaline and Recirculation Pretreatment; Biogas Production

I. INTRODUCTION

THE activated sludge treatment process is one of the most common methods used in a sewage and industry wastewater treatment plant to remove organic contaminants. The large amount of waste sludge, constituting of refractory and non-biodegradable cellulose compounds, which is produced by this process leads to the difficulty of sludge disposal [1]. In the field of sludge treatment, the terms pretreatment, co-treatment, disintegration and hydrolysis usually refer to processes which are combined with the main biological sludge treatment process. The objectives of the

overall treatment train is to remove organic material and water, hence reducing volume and mass, remove degradable material, which prevents subsequent odors and pathogen vectors, and remove pathogens. Anaerobic digestion is a favored stabilization method compared to aerobic digestion, due to its lower cost, lower energy footprint, and moderate performance, especially for stabilization. Co-treatment processes aim at enhancing the main anaerobic digestion processes by altering physical or chemical properties. The two basic properties that determine sludge behavior are degradation rate (often defined by a 1st order coefficient), and extent, or conversely, inert fraction. Co-treatment processes may change either property, and can be located in a number of places in the treatment plant. In the case of main treatment plant enhancement, the main process is manipulated to provide improved degradability. Changes in either kinetic degradation rate or degradability will enhance gas production and anaerobic digester performance. Improving rate can also allow process intensification, with the faster kinetics allowing for the same performance in a smaller digester, and thus decreasing hydraulic retention time (HRT) [2].

In order to destroy the refractory structure of waste activated sludge (WAS) and increase its biodegradability, a physio-chemical pretreatment method is commonly carried out to transform the particulate compounds contained in WAS into soluble compounds [1, 3, 4]. The chemical pretreatment is too efficient and cost-effective that capable in ambient temperature. Alkaline destroys floc structures and cell walls by hydroxyl anions. Extremely high pH causes natural shape losing of proteins, saponification of lipid, and hydrolysis of RNA. Chemical degradation ionization of the hydroxyl groups lead to extensive swelling and subsequent solubilization gels in sludge [5]. Kim et al. [6] who used the alkaline pretreatment were performed at pH 12 and 30 minutes of contact time by various alkaline agents at ambient temperature. Those results showed the soluble COD values were increased about 39.8%, 36.6%, 10.8% and 15.3% for NaOH, KOH, $\text{Mg}(\text{OH})_2$ and $\text{Ca}(\text{OH})_2$, respectively after added alkaline. As well as Chui et al. [7] reported that the percentages of SCOD to total COD (TCOD) were increased from 3.31% to 36.3% by alkaline pretreatment. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pretreatment for WAS has an attractive because it lower cost than the other alkaline. However, the metabolism of microorganism were inhibited when high values of salt concentration in WAS. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pretreatment for WAS causing of high calcium concentrations. Problems due to accumulation of calcium carbonate in anaerobic

Patcharin Racho is with the school of environmental engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, 30000, Thailand (corresponding author's phone: 66044224565; e-mail: patcha@sut.ac.th).

reactors can be avoided by applying a crystallization reactor to remove calcium from the influent. The possibility of reusing the produced alkalinity by anaerobic effluent recirculation was investigated in this research. Calculations and experiments were carried out to investigate to what extent calcium could be removed from the alkaline pretreatment sludge before feed to anaerobic reactor. Also, this study has attractive to investigate the effect of Ca(OH)₂ pretreatment on WAS biodegradability. As well as, the solution for salt concentration toxicity reduction by carbonate recirculation.

II. MATERIAL AND METHODS

A. Waste activated Sludge (WAS)

The waste activated sludge (WAS) samples were taken from the secondary sedimentation of activated sludge wastewater treatment in a food factory. The WAS samples and anaerobic effluents were stored at 4°C for stabilization

components before used in experiments. The WAS characteristics are shown in Table 1.

B. Batch Test of Alkaline and Carbonate Recirculation Pretreatment

Alkaline and carbonate recirculation pretreatment investigation were devised into two main parts study. Firstly, the experimental were performed by Ca(OH)₂ adjustment via pH value variation in ranges of 8, 9, 10, 11 and 12 for soluble fraction and biodegradability evaluation. Also, the contact times were varied by values of 0.25, 0.5, 1, 3, 6, and 12 h, respectively under anoxic condition and ambient temperature. Secondly, the influencing of recirculation on calcium precipitation and toxicity reduction were evaluated by WAS to anaerobic effluent ratio variation as details in Table 2.

TABLE I
WASTE ACTIVATED SLUDGE CHARACTERISTICS

| Parameters | Unit | WAS |
|------------------|---------------------------|-------------|
| pH | - | 5.1-6.9 |
| TCOD | mg/L | 7,157-9,566 |
| SCOD | mg/L | 94-296 |
| BOD 20 days | mg/L | 646-780 |
| TS | mg/L | 6,273-8,420 |
| VS/TS | mg/L | 0.46 |
| TKN | mg/L | 52-650 |
| Total Alkalinity | mg/L as CaCO ₃ | 119-564 |

TABLE II
PROCESS CONDITIONS FOR THE BATCH TEST REACTORS

| Process conditions | Recirculation Ratios | | pH adjustments |
|--------------------|----------------------|-------------------------|----------------|
| | WAS (mL) | Anaerobic Effluent (mL) | |
| R1 | 100 | 100 | - |
| R2 | 150 | 50 | - |
| R3 | 50 | 150 | - |
| R4 | 100 | 100 | pH 12 |
| R5 | 150 | 50 | pH 12 |
| R6 | 50 | 150 | pH 12 |
| R7 | 200 | - | pH 12 |

C. Hydrolysis Kinetics

At constant temperature and pH, the rate of hydrolysis is a first-order function for the conversion of particulate biomass to utilizable soluble substrate. In this study a first-order rate expression of the degradable particulate COD_p was tested, according to the following expression [8]:

$$\frac{d(\text{COD})}{dt} = k(\text{COD}_{\infty} - \text{SCOD}) \tag{1}$$

Where SCOD = soluble COD concentration, mg/L; PCOD = particulate COD concentration, mg/L; COD_{nh} = nonhydrolyzable COD_p concentration, mg/L; COD_∞ =

maximum theoretical soluble COD, mg/L = P COD) COD_{nh}; k = first-order hydrolysis rate constant, h⁻¹.

In the above equation, the two unknown parameters, k and COD_∞ can be determined by the method of nonlinear curve fitting of experimental data especially for this type of differential equation. According to this method the experimental quantities of (t) and (t/COD_s^{1/3}) have linear relationship: (t/COD_s^{1/3}) = A+B(t). The constants A and B are determined from experimental data using a conventional linear regression method. After this, the COD_∞ and k are estimated according to the following equations: COD_∞ = 1/(6A²B) and k = 4.8387B/A.

D. Two stage anaerobic digester experimental set up

The two stage completed mixed anaerobic digester were operated at 10 days of retention time. The 1st stage of anaerobic digestion experiments were carried out in two stainless steel cylinders with an effective volume of 15 L each. The first stage reactor was filled with WAS sample, and the chemical pretreated sludge and adjusting the sludge pH to 12. Then the effluent of the 1st stage was fed to the 2nd stage of anaerobic digester and the 30% of 2nd stage effluent was recirculation to the 1st stage as the details was shown in Figure 1.

illustrated in Table 3. That showed SCOD increased di pH values and contact times were increase. Ca(OH)₂ disintegrate the sludge. After 30 min Ca(OH)₂ treat sludge SCOD increased from 296 mg/L to 573 mg/L, 773 mg/L, 981 and 1,240 mg/L with the pH values 9, 10, 11 and 12, respectively. The results showed that so organic matters decreased gradually when Ca(OH)₂ incr Similar results were also reported. The effect of Ca(O treatment duration on sludge disintegration is also show Figure 2. The increase of SCOD can be divided into stages: an initial rapid stage of 30 minutes and a subsequent slow stage. The similar duration of the first stage can als

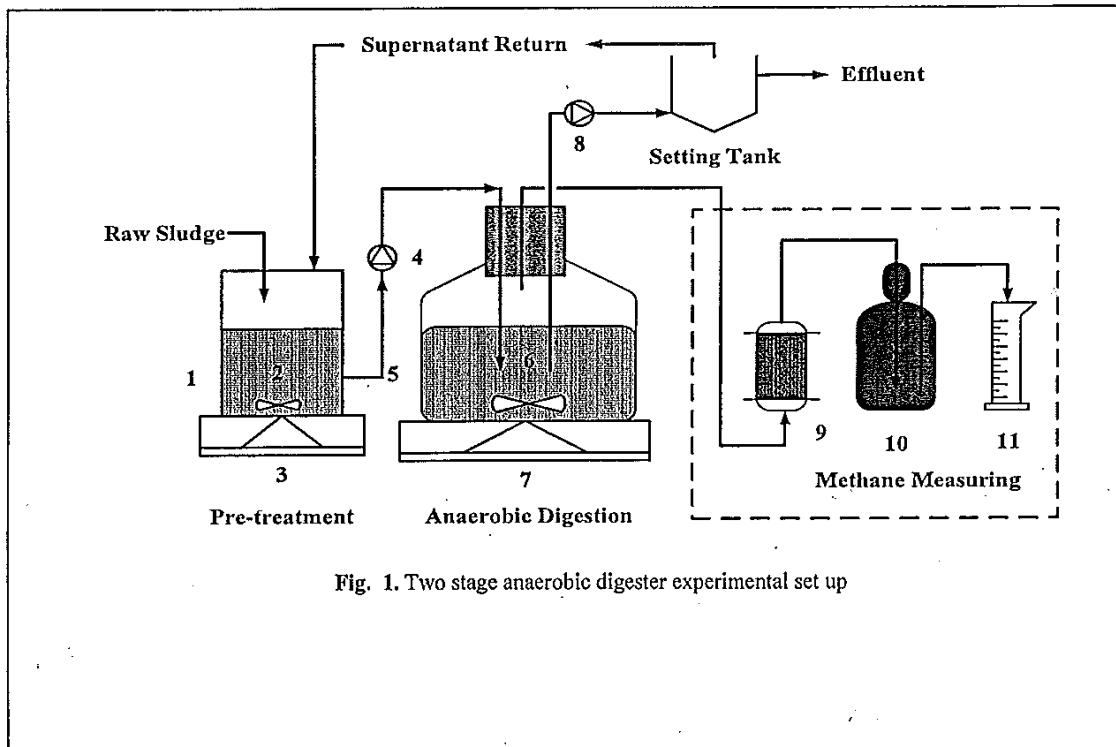


Fig. 1. Two stage anaerobic digester experimental set up

E. Analytical methods

The influent and effluent samples of alkaline and carbonate recirculation pretreatment were analyzed following the standard methods [9] for the examination of water and wastewater including of COD, SCOD, TS, VS, TKN and total alkalinity. The BOD values were determined by an OxiTop@-C measuring pressure head instrument [10]. The SCOD/TCOD ratios were indicating parameter for capable of solubility that to reflect the extent of hydrolysis. As well as, TBOD₂₀/TCOD ratios were used to evaluated the WAS biodegradability.

III. BATCH TEST EXPERIMENTS

A. Ca(OH)₂ Enhanced SCOD Fractionations

Alkaline pretreatment were performed under various pH values and contact times. The overall results of this study are

found in other papers [1, 2, 5, 6]. In first 30 min, solubilization quantity was 70–85% of total soluble organic matters in 12 h. So most efficient treatment dur was 30 min.

B. Hydrolysis Kinetics

Experimental data related to SCOD concentrations and values during hydrolysis process are given in Figure 3 increase of soluble COD concentration as well as a increase the pH values. For all the hydrolysis conditions, a increase of SCOD was observed during the first hour. The decreasing rate on the SCOD production was observed the maximum value was reached. However, for more intensive hydrolysis conditions (pH ≥ 10) the COD solubilization increased significantly until the 5th hour of hydrolysis, and about >80% of the solubilization had been achieved.

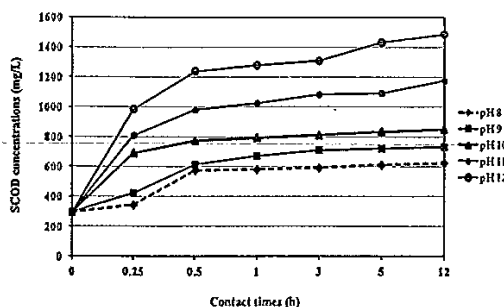


Fig. 2 Variation of sludge SCOD with duration time during Ca(OH)₂ treatment.

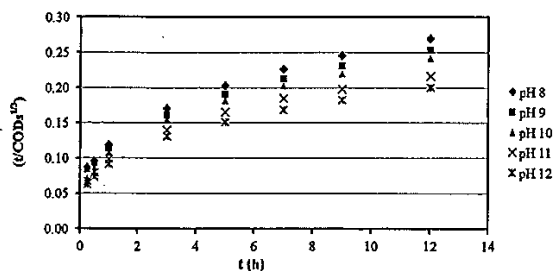


Fig. 3 The experimental quantities of (t) and (t/CODs)^{1/3}

high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. Very little is known about the toxicity of Ca²⁺ in the anaerobic system. Jackson-Moss et al. [12] observed that Ca²⁺ concentrations of up to 7,000 mg/L had no inhibitory effect on anaerobic digestion. A large proportion of the Ca²⁺ passed through the digester and was present in the effluent. These reported a much lower toxicity threshold. They showed that the optimum Ca²⁺ concentration for methanation of acetic acid was 200 mg/L. Ca²⁺ was moderately inhibitory at a concentration of 2,500–4,000 mg/L, but was strongly inhibitory at a concentration of 8,000 mg/L [2, 11, 12].

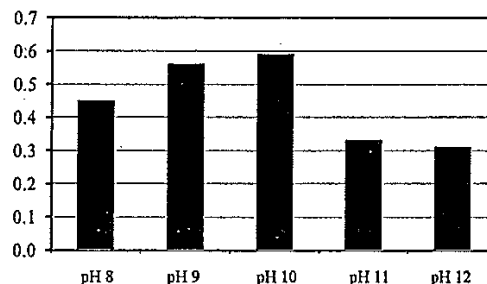


Fig. 4 The BOD₂₀/COD profiles of WAS after adjusted pH

C. Calcium Precipitation and Alkaline Toxicity Reduction Potential

TABLE III
CALCULATION OF THE HYDROLYSIS RATE CONSTANT K AND THE THEORETICAL UPPER LIMIT OF SOLUBLE COD

| pH | A | B | Maximum theoretical soluble COD (COD _∞ ; mg/L) | Hydrolysis rate, k (h ⁻¹) | r ² |
|----|--------|--------|---|---------------------------------------|----------------|
| 8 | 0.0987 | 0.0140 | 1,222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 9 | 0.0987 | 0.0140 | 1,222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 10 | 0.0908 | 0.0138 | 1,464.87 | 0.7353 | 0.9106 |
| 11 | 0.0843 | 0.0121 | 1,938.24 | 0.6945 | 0.9075 |
| 12 | 0.0785 | 0.0111 | 2,436.61 | 0.6841 | 0.9075 |

D. Biodegradability Performances

The BOD₂₀/COD ratios were evaluated during pH values varying and 5 h of contact time as the results shown in Figure 4. The BOD₂₀/COD ratio of raw WAS was about 0.08. After adjusted pH, the BOD₂₀/COD ratios were increased to 0.52 and 0.59 of pH 8 and pH 9, respectively. However, the BOD₂₀/COD ratios were decreased during adjusted pH 10 and pH 11 and biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by the metabolism of microorganism were inhibited at the higher values than pH 9 [1, 11].

Hydrolysis of organic matter was limited at high calcium hydroxide concentration [11]. As results of BOD₂₀/COD ratios were less than 0.05 when adjusted pH values in ranges of 12 to 14. Calcium hydroxide at low concentration is essential for the methanogenic bacteria, presumably because it is important for the formation of ATP or oxidation of NADH. However,

Calcium hydroxide can be improved the SCOD fraction but high calcium ion can be inhibited the microorganism activity. In this study, the possibility of reusing the produced alkalinity by recirculation anaerobic effluent was investigated. Calculations and experiments were carried out to investigate to what extent calcium could be removed from the influent. Experiments were carried out in batch test study. The influent contained up to 2,815 mg/L as CaCO₃ during the adjusted pH to 12, condition. Removal of calcium from the influent could be successfully accomplished as the result results showed in Table 4. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization. Consequently, no extra chemicals (i.e. Na₂CO₃ and/or NaOH) were needed. A chemical equilibrium model, with adapted pseudo solubility products, is a very useful tool to determine the proper recycle ratio of effluent for optimal performance.

IV. TWO STAGE ANAEROBIC DIGESTION EXPERIMENTS

The ability of chemical and recirculation pre-treatment to solubilize or remove particulate organic matter has been demonstrated by the experiments in the first part of the paper, the comparison and analysis of the treated sludge anaerobic biodegradability were required to optimize the coupling process of alkaline and recirculation pre-treatment and biodegradation.

A. COD and VSS Removal

The alkaline and recirculation pre-treatment was carried out in the following conditions: sludge concentration were about 7.0-9.0 g/L, pH 12.0 fed into the 1st anaerobic digester (1st AD). Results of the first stage of experiments on COD degradation and VSS removal are shown in Table 5, where the residual COD and VSS are represented. Table 5 shows the changes in characteristics of sludge samples after alkaline and recirculation pre-treatment. Since a small portion of the organic solids was degraded or solubilized into the supernatant after the pre-treatment, the initial TS and TCOD concentrations of sludge samples after the pre-treatment were slightly lower than the control samples but different, and their reduction percentages were 32-39% and 12-15%, respectively. These shows higher performances when compared to the control unit of two stage anaerobic digester without alkaline and recirculation pre-treatment (Control AD) [13, 14, 15, 16, 17].

Consequently, 2nd Stage anaerobic digester (2nd AD) showed higher removal efficiency from the very beginning of digestion. During 100 days of digestion operation, TS and TCOD removed about 48-52% and 40-46%, respectively at 10 days of retention time. Therefore, alkaline and recirculation pre-treatment could significantly enhance sludge biodegradability and anaerobic digestion efficiency.

B. Biogas generation

Biogas production from WAS by 2nd stage anaerobic digestion with alkaline and recirculation pre-treatment was investigated. The results showed that the methane yield of 2nd AD with alkaline and recirculation pre-treatment higher than the control AD about 2 times during operation periods of 100 days. These can be concludes of alkaline can be improved the chemical hydrolysis efficiency and reducing that toxic by supernatant recirculation.

V. CONCLUSIONS

Adjusted pH by Ca(OH)₂, the BOD₂₀/COD ratios were increased where pH increase but the biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. In order to inhibit the calcium ion toxicity during anaerobic digester. Recirculation of the anaerobic effluent supplied

TABLE IV
COD FRACTIONATION AND CALCIUM PRECIPITATION PERFORMANCES

| Process conditions | Concentrations (mg/L) | | | | | Concentrations (mg/L as CaCO ₃) | |
|--------------------|-----------------------|--------|-------|-------|-------|---|-------------|
| | TS | TSS | TDS | TCOD | SCOD | Alkalinity | Ca-Hardness |
| R1 | 9,945 | 8,280 | 1,665 | 469 | 88 | 2,565 | 360 |
| R2 | 9,280 | 8,110 | 1,170 | 352 | 205 | 2,270 | 400 |
| R3 | 10,825 | 8,270 | 2,555 | 352 | 205 | 2,955 | 580 |
| R4 | 14,525 | 10,090 | 4,435 | 2,053 | 1,906 | 2,600 | 455 |
| R5 | 13,340 | 9,630 | 3,710 | 3,520 | 2,346 | 3,480 | 790 |
| R6 | 14,605 | 11,410 | 3,195 | 3,285 | 2,053 | 1,850 | 245 |
| R7 | 12,355 | 8,450 | 3,905 | 4,106 | 2,698 | 2,680 | 2,815 |

TABLE V
CHARACTERISTICS OF SLUDGE AFTER TWO STAGE ANAEROBIC DIGESTION (AD)

| Parameter | Unit | Influent | Effluent | | |
|---------------|-----------|-------------|-------------|--------------------|--------------------|
| | | | Control AD | 1 st AD | 2 nd AD |
| pH | - | 5.1-6.9 | 5.6-7.0 | 11-12 | 7.6-8.4 |
| TCOD | mg/L | 7,157-9,566 | 6,440-8,418 | 6,080-7,418 | 4,294-5,165 |
| SCOD | mg/L | 94-296 | 125-350 | 567-750 | 234-456 |
| TS | mg/L | 6,273-8,420 | 5,520-7,409 | 4,205-5,109 | 3,261-4,041 |
| TDS | mg/L | 410-820 | 356-765 | 1,356-2,765 | 1,244-1,840 |
| TKN | mg/L | 52-650 | 123-567 | 223-467 | 183-367 |
| VFA | mg/L | 45 | 150-186 | 50-300 | 200-300 |
| TP | mg/L | 10-19 | 6-13 | 10-14 | 8-12 |
| Methane Yield | (L/kg-VS) | - | 143-150 | | 245-284 |

sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization or calcium precipitation before methanogenic reactor. Consequently, of 2nd AD operation with alkaline and recirculation pre-treatment can improved the biogas yield more 2 times than the control AD.

ACKNOWLEDGMENT

The authors would like to express their sincere gratitude to the National Research Council of Thailand (NRCT) and Suranaree University of Technology for funding this research.

REFERENCES

- [1] Chang, C.N., Ma, Y.S. and Lo, C.W. (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chemical Engineering Journal* 90: 273-281.
- [2] Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34: 755-781.
- [3] Lin, J.G., Chang, C.N. and Chang, S.C. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. *Bioresource Technology* 62: 85-90.
- [4] Lin, J.G., Ma, Y.S., Chao, A.C. and Huang, C.L. (1999). BMP test on chemically pretreated sludge. *Bioresource Technology* 68: 187-192.
- [5] Yinying, J., Huan, L., Bux, M. P., Zhiyu, W. and Youngfeng, N. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Science* 21: 279-284.
- [6] Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W. and Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 95: 271-275.
- [7] Chu, Y.C., Chang C.N., Lin, J.G. and Huang, S.J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Water science and technology* 36: 155-162.
- [8] Vlyssides, A.G., P.K. Karlis. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 91: 201-206.
- [9] APHA, AWWA, and WEF. (2005). Standard methods for the examination of the water and wastewater. Washington D.C.: American Public Health Association.
- [10] Gatti, M.N., Usach, F.G., Seco, A., Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *J Chem Technol Biotechnol* 85: 536-544.
- [11] Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99: 4044-4064.
- [12] Jackson-Moss, C.A., Duncan, J.R., Cooper, D.R., 1989. The effect of calcium on anaerobic digestion. *Biotechnol. Lett.* 11 (3), 219-224.
- [13] Kugelman, I.J., McCarty, P.L., 1964. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* 37, 97-116.
- [14] Nges, I.A., and Liu, J. (2009). Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. *Renewable Energy* 34: 1795-1800.
- [15] Penaud, V., Delgene's, J.P., Moletta, R. (1999). Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability. *Enzyme and Microbial Technology* 25: 258-263.
- [16] Serikawa, R. M. (2007). Wet electrolytic oxidation of organic sludge. *Journal of Hazardous Materials* 146: 646-651.
- [17] Zhang, L., Jahng, D. (2010). Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *Journal of Hazardous Materials* 182: 536-543. *biaxial anisotropy," in 1987 Proc. INTERMAG Conf., pp. 2.2-1-2.2-6.*

Combined Alkaline and Recirculation Pretreatment on Waste Activated Sludge (WAS) Stabilization

Patcharin Racho

Abstract— Experiments were carried out via batch reactor that proposed to preliminary study and experimental on pilot scale of two stage anaerobic digestion with combined alkaline and recirculation as a pretreatment. The value of raw WAS biodegradability was about 0.08. After adjusted pH by $\text{Ca}(\text{OH})_2$, the BOD₂₀/COD ratios were increased where pH increase but the biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. In order to inhibit the calcium ion toxicity during anaerobic digester. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization or calcium precipitation before methanogenic reactor. Consequently, the pilot scale of two stage anaerobic digester with the pretreatment were evaluated at hydraulic retention times of 10 days. The first-stage digesters were operated with proposes of sludge disintegration. The BOD₅/COD ratios in reactors were higher than that of control reactor at the end of 100 days. These second-stage digester was conducted to methane production. Finally, in order to see the combined pretreatment effect in continuous operation, the sludge pretreated with high intensity alkaline (pH 12) and effluent recirculation for salt concentration toxicity reduction was fed to an anaerobic sequencing batch reactor (2nd stage). The production of methane increased by more than 35.3% and soluble COD (SCOD) removal also increased by more than 69.2% over the control. Therefore, it is recognized that higher digestion efficiencies of the WAS were obtained through alkaline and recirculation pretreatment.

Keywords—Waste Activated Sludge (WAS); Sludge Stabilization; Alkaline and Recirculation Pretreatment; Biogas Production

I. INTRODUCTION

THE activated sludge treatment process is one of the most common methods used in a sewage and industry wastewater treatment plant to remove organic contaminants. The large amount of waste sludge, constituting of refractory and non-biodegradable cellulose compounds, which is produced by this process leads to the difficulty of sludge disposal [1]. In the field of sludge treatment, the terms pretreatment, co-treatment, disintegration and hydrolysis usually refer to processes which are combined with the main biological sludge treatment process. The objectives of the

Patcharin Racho is with the school of environmental engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, 30000, Thailand (corresponding author's phone: 66044224565; e-mail: patcha@sut.ac.th).

overall treatment train is to remove organic material and water, hence reducing volume and mass, remove degradable material, which prevents subsequent odors and pathogen vectors, and remove pathogens. Anaerobic digestion is a favored stabilization method compared to aerobic digestion, due to its lower cost, lower energy footprint, and moderate performance, especially for stabilization. Co-treatment processes aim at enhancing the main anaerobic digestion processes by altering physical or chemical properties. The two basic properties that determine sludge behavior are degradation rate (often defined by a 1st order coefficient), and extent, or conversely, inert fraction. Co-treatment processes may change either property, and can be located in a number of places in the treatment plant. In the case of main treatment plant enhancement, the main process is manipulated to provide improved degradability. Changes in either kinetic degradation rate or degradability will enhance gas production and anaerobic digester performance. Improving rate can also allow process intensification, with the faster kinetics allowing for the same performance in a smaller digester, and thus decreasing hydraulic retention time (HRT) [2].

In order to destroy the refractory structure of waste activated sludge (WAS) and increase its biodegradability, a physio-chemical pretreatment method is commonly carried out to transform the particulate compounds contained in WAS into soluble compounds [1, 3, 4]. The chemical pretreatment is too efficient and cost-effective that capable in ambient temperature. Alkaline destroys floc structures and cell walls by hydroxyl anions. Extremely high pH causes natural shape losing of proteins, saponification of lipid, and hydrolysis of RNA. Chemical degradation ionization of the hydroxyl groups lead to extensive swelling and subsequent solubilization gels in sludge [5]. Kim et al. [6] who used the alkaline pretreatment were performed at pH 12 and 30 minutes of contact time by various alkaline agents at ambient temperature. Those results showed the soluble COD values were increased about 39.8%, 36.6%, 10.8% and 15.3% for NaOH, KOH, $\text{Mg}(\text{OH})_2$ and $\text{Ca}(\text{OH})_2$, respectively after added alkaline. As well as Chui et al. [7] reported that the percentages of SCOD to total COD (TCOD) were increased from 3.31% to 36.3% by alkaline pretreatment. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pretreatment for WAS has an attractive because it lower cost than the other alkaline. However, the metabolism of microorganism were inhibited when high values of salt concentration in WAS. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pretreatment for WAS causing of high calcium concentrations. Problems due to accumulation of calcium carbonate in anaerobic

reactors can be avoided by applying a crystallization reactor to remove calcium from the influent. The possibility of reusing the produced alkalinity by anaerobic effluent recirculation was investigated in this research. Calculations and experiments were carried out to investigate to what extent calcium could be removed from the alkaline pretreatment sludge before feed to anaerobic reactor. Also, this study has attractive to investigate the effect of Ca(OH)₂ pretreatment on WAS biodegradability. As well as, the solution for salt concentration toxicity reduction by carbonate recirculation.

II. MATERIAL AND METHODS

A. Waste activated Sludge (WAS)

The waste activated sludge (WAS) samples were taken from the secondary sedimentation of activated sludge wastewater treatment in a food factory. The WAS samples and anaerobic effluents were stored at 4°C for stabilization

components before used in experiments. The WAS characteristics are shown in Table 1.

B. Batch Test of Alkaline and Carbonate Recirculation Pretreatment

Alkaline and carbonate recirculation pretreatment investigation were devised into two main parts study. Firstly, the experimental were performed by Ca(OH)₂ adjustment via pH value variation in ranges of 8, 9, 10, 11 and 12 for soluble fraction and biodegradability evaluation. Also, the contact times were varied by values of 0.25, 0.5, 1, 3, 6, and 12 h, respectively under anoxic condition and ambient temperature. Secondly, the influencing of recirculation on calcium precipitation and toxicity reduction were evaluated by WAS to anaerobic effluent ratio variation as details in Table 2.

TABLE I
WASTE ACTIVATED SLUDGE CHARACTERISTICS

| Parameters | Unit | WAS |
|------------------|---------------------------|-------------|
| pH | - | 5.1-6.9 |
| TCOD | mg/L | 7,157-9,566 |
| SCOD | mg/L | 94-296 |
| BOD 20 days | mg/L | 646-780 |
| TS | mg/L | 6,273-8,420 |
| VS/TS | mg/L | 0.46 |
| TKN | mg/L | 52-650 |
| Total Alkalinity | mg/L as CaCO ₃ | 119-564 |

TABLE II
PROCESS CONDITIONS FOR THE BATCH TEST REACTORS

| Process conditions | Recirculation Ratios | | pH adjustments |
|--------------------|----------------------|-------------------------|----------------|
| | WAS (mL) | Anaerobic Effluent (mL) | |
| R1 | 100 | 100 | - |
| R2 | 150 | 50 | - |
| R3 | 50 | 150 | - |
| R4 | 100 | 100 | pH 12 |
| R5 | 150 | 50 | pH 12 |
| R6 | 50 | 150 | pH 12 |
| R7 | 200 | - | pH 12 |

C. Hydrolysis Kinetics

At constant temperature and pH, the rate of hydrolysis is a first-order function for the conversion of particulate biomass to utilizable soluble substrate. In this study a first-order rate expression of the degradable particulate COD, was tested, according to the following expression [8]:

$$\frac{d(\text{COD})}{dt} = k(\text{COD}_\infty - \text{SCOD}) \tag{1}$$

Where SCOD = soluble COD concentration, mg/L; PCOD = particulate COD concentration, mg/L; COD_{nh} = nonhydrolyzable COD_p concentration, mg/L; COD_∞ =

maximum theoretical soluble COD, mg/L =P COD) COD_{nh}; k = first-order hydrolysis rate constant, h⁻¹.

In the above equation, the two unknown parameters, k and COD_∞ can be determined by the method of nonlinear curve fitting of experimental data especially for this type of differential equation. According to this method the experimental quantities of (t) and (t/CODs^{1/3}) have linear relationship: (t/CODs^{1/3}) = A+B(t). The constants A and B are determined from experimental data using a conventional linear regression method. After this, the COD_∞ and k are estimated according to the following equations: COD_∞ = 1/(6A²B) and k = 4.8387B/A.

D. Two stage anaerobic digester experimental set up

The two stage completed mixed anaerobic digester were operated at 10 days of retention time. The 1st stage of anaerobic digestion experiments were carried out in two stainless steel cylinders with an effective volume of 15 L each. The first stage reactor was filled with WAS sample, and the chemical pretreated sludge and adjusting the sludge pH to 12. Then the effluent of the 1st stage was fed to the 2nd stage of anaerobic digester and the 30% of 2nd stage effluent was recirculation to the 1st stage as the details was shown in Figure

organic matters decreased gradually when Ca(OH)₂ increase. Similar results were also reported. The effect of Ca(OH)₂ treatment duration on sludge disintegration is also shown in Figure 2. The increase of SCOD can be divided into two stages: an initial rapid stage of 30 minutes and a subsequent slow stage. The similar duration of the first stage can also be found in other papers [1, 2, 5, 6]. In first 30 min, the solubilization quantity was 70–85% of total solubilized organic matters in 12 h. So most efficient treatment duration was 30 min.

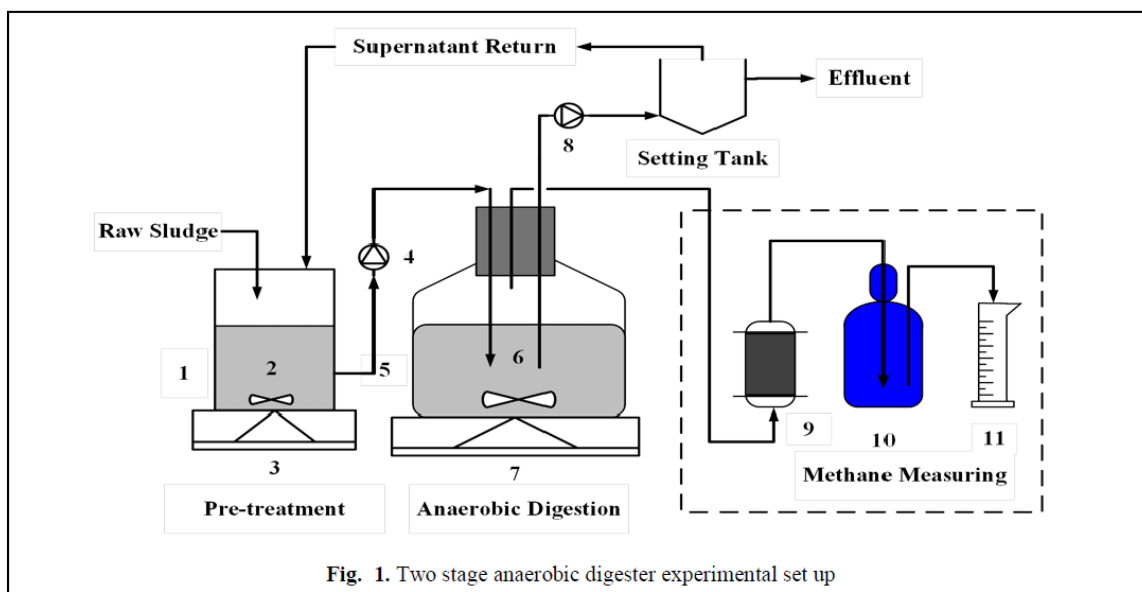


Fig. 1. Two stage anaerobic digester experimental set up

1.

E. Analytical methods

The influent and effluent samples of alkaline and carbonate recirculation pretreatment were analyzed following the standard methods [9] for the examination of water and wastewater including of COD, SCOD, TS, VS, TKN and total alkalinity. The BOD values were determined by an OxiTop®-C measuring pressure head instrument [10]. The SCOD/TCOD ratios were indicating parameter for capable of solubility that to reflect the extent of hydrolysis. As well as, TBOD₂₀/TCOD ratios were used to evaluated the WAS biodegradability.

III. BATCH TEST EXPERIMENTS

A. Ca(OH)₂ Enhanced SCOD Fractionations

Alkaline pretreatment were performed under various pH values and contact times. The overall results of this study are illustrated in Table 3. That showed SCOD increased during pH values and contact times were increase. Ca(OH)₂ can disintegrate the sludge. After 30 min Ca(OH)₂ treatment, sludge SCOD increased from 296 mg/L to 573 mg/L, 613 mg/L, 773 mg/L, 981 and 1,240 mg/L with the pH values of 8, 9, 10, 11 and 12, respectively. The results showed that soluble

B. Hydrolysis Kinetics

Experimental data related to SCOD concentrations and pH values during hydrolysis process are given in Figure 3. An increase of soluble COD concentration as well as a increase of the pH values. For all the hydrolysis conditions, a rapid increase of SCOD was observed during the first hour. Then a decreasing rate on the SCOD production was observed until the maximum value was reached. However, for more intensive hydrolysis conditions (pH ≥ 10) the COD solubilization increased significantly until the 5th hour of hydrolysis, where about >80% of the solubilization had been achieved.

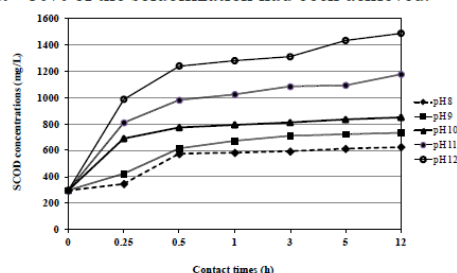


Fig. 2 Variation of sludge SCOD with duration time during Ca(OH)₂ treatment.

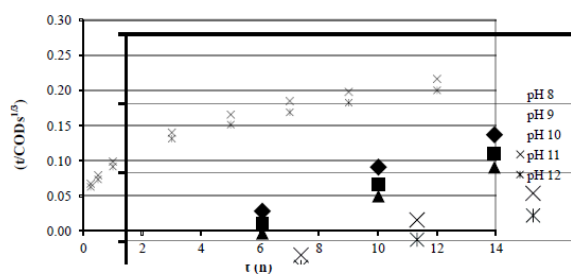


Fig. 3 The experimental quantities of (t) and $(t/COD_s)^{1/3}$

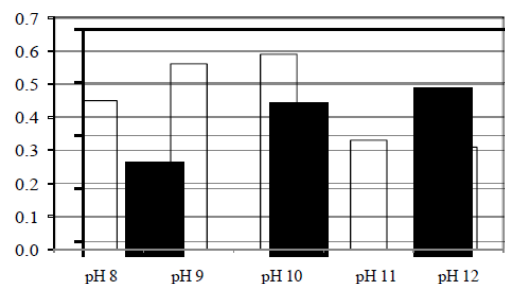


Fig. 4 The BOD_{20}/COD profiles of WAS after adjusted pH

TABLE III
CALCULATION OF THE HYDROLYSIS RATE CONSTANT K AND THE THEORETICAL UPPER LIMIT OF SOLUBLE COD

| pH | A | B | Maximum theoretical soluble COD (COD _∞ ; mg/L) | Hydrolysis rate, k (h ⁻¹) | r ² |
|----|--------|--------|---|---------------------------------------|----------------|
| 8 | 0.0987 | 0.0140 | 1,222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 9 | 0.0987 | 0.0140 | 1,222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 10 | 0.0908 | 0.0138 | 1,464.87 | 0.7353 | 0.9106 |
| 11 | 0.0843 | 0.0121 | 1,938.24 | 0.6945 | 0.9075 |
| 12 | 0.0785 | 0.0111 | 2,436.61 | 0.6841 | 0.9075 |

D. Biodegradability Performances

The BOD_{20}/COD ratios were evaluated during pH values varying and 5 h of contact time as the results shown in Figure 4. The BOD_{20}/COD ratio of raw WAS was about 0.08. After adjusted pH, the BOD_{20}/COD ratios were increased to 0.52 and 0.59 of pH 8 and pH 9, respectively. However, the BOD_{20}/COD ratios were decreased during adjusted pH 10 and pH 11 and biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by the metabolism of microorganism were inhibited at the higher values than pH 9 [1, 11].

Hydrolysis of organic matter was limited at high calcium hydroxide concentration [11]. As results of BOD_{20}/COD ratios were less than 0.05 when adjusted pH values in ranges of 12 to 14. Calcium hydroxide at low concentration is essential for the methanogenic bacteria, presumably because it is important for the formation of ATP or oxidation of NADH. However, high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. Very little is known about the toxicity of Ca^{2+} in the anaerobic system. Jackson-Moss et al. [12] observed that Ca^{2+} concentrations of up to 7,000 mg/L had no inhibitory effect on anaerobic digestion. A large proportion of the Ca^{2+} passed through the digester and was present in the effluent. These reported a much lower toxicity threshold. They showed that the optimum Ca^{2+} concentration for methanation of acetic acid was 200 mg/L. Ca^{2+} was moderately inhibitory at a concentration of 2,500–4,000 mg/L, but was strongly inhibitory at a concentration of 8,000 mg/L [2, 11, 12].

C. Calcium Precipitation and Alkaline Toxicity Reduction Potential

Calcium hydroxide can be improved the SCOD fraction but high calcium ion can be inhibited the microorganism activity. In this study, the possibility of reusing the produced alkalinity by recirculation anaerobic effluent was investigated. Calculations and experiments were carried out to investigate to what extent calcium could be removed from the influent. Experiments were carried out in batch test study. The influent contained up to 2,815 mg/L as $CaCO_3$ during the adjusted pH to 12, condition. Removal of calcium from the influent could be successfully accomplished as the result results showed in Table 4. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization. Consequently, no extra chemicals (i.e. Na_2CO_3 and/or $NaOH$) were needed. A chemical equilibrium model, with adapted pseudo solubility products, is a very useful tool to determine the proper recycle ratio of effluent for optimal performance.

IV. TWO STAGE ANAEROBIC DIGESTION EXPERIMENTS

The ability of chemical and recirculation pre-treatment to solubilize or remove particulate organic matter has been demonstrated by the experiments in the first part of the paper, the comparison and analysis of the treated sludge anaerobic biodegradability were required to optimize the coupling process of alkaline and recirculation pre-treatment and biodegradation.

A. COD and VSS Removal

The alkaline and recirculation pre-treatment was carried out in the following conditions: sludge concentration were about 7.0-9.0 g/L, pH 12.0 fed into the 1st anaerobic digester (1st AD). Results of the first stage of experiments on COD degradation and VSS removal are shown in Table 5, where the residual COD and VSS are represented. Table 5 shows the changes in characteristics of sludge samples after alkaline and recirculation pre-treatment. Since a small portion of the organic solids was degraded or solubilized into the supernatant after the pre-treatment, the initial TS and TCOD concentrations of sludge samples after the pre-treatment were slightly lower than the control samples but different, and their reduction percentages were 32-39% and 12-15%, respectively. These shows higher performances when compared to the control unit of two stage anaerobic digester without alkaline and recirculation pre-treatment (Control AD) [13, 14, 15, 16, 17].

B. Biogas generation

Biogas production from WAS by 2nd stage anaerobic digestion with alkaline and recirculation pre-treatment was investigated. The results showed that the methane yield of 2nd AD with alkaline and recirculation pre-treatment higher than the control AD about 2 times during operation periods of 100 days. These can be concludes of alkaline can be improved the chemical hydrolysis efficiency and reducing that toxic by supernatant recirculation.

V. CONCLUSIONS

Adjusted pH by Ca(OH)₂, the BOD20/COD ratios were increased where pH increase but the biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. In order to inhibit the calcium ion toxicity during anaerobic

TABLE IV
COD FRACTIONATION AND CALCIUM PRECIPITATION PERFORMANCES

| Process conditions | Concentrations (mg/L) | | | | | Concentrations (mg/L as CaCO ₃) | |
|--------------------|-----------------------|--------|-------|-------|-------|---|-------------|
| | TS | TSS | TDS | TCOD | SCOD | Alkalinity | Ca-Hardness |
| R1 | 9,945 | 8,280 | 1,665 | 469 | 88 | 2,565 | 360 |
| R2 | 9,280 | 8,110 | 1,170 | 352 | 205 | 2,270 | 400 |
| R3 | 10,825 | 8,270 | 2,555 | 352 | 205 | 2,955 | 580 |
| R4 | 14,525 | 10,090 | 4,435 | 2,053 | 1,906 | 2,600 | 455 |
| R5 | 13,340 | 9,630 | 3,710 | 3,520 | 2,346 | 3,480 | 790 |
| R6 | 14,605 | 11,410 | 3,195 | 3,285 | 2,053 | 1,850 | 245 |
| R7 | 12,355 | 8,450 | 3,905 | 4,106 | 2,698 | 2,680 | 2,815 |

TABLE V
CHARACTERISTICS OF SLUDGE AFTER TWO STAGE ANAEROBIC DIGESTION (AD)

| Parameter | Unit | Influent | Effluent | | |
|---------------|-----------|-------------|-------------|--------------------|--------------------|
| | | | Control AD | 1 st AD | 2 nd AD |
| pH | - | 5.1-6.9 | 5.6-7.0 | 11-12 | 7.6-8.4 |
| TCOD | mg/L | 7,157-9,566 | 6,440-8,418 | 6,080-7,418 | 4,294-5,165 |
| SCOD | mg/L | 94-296 | 125-350 | 567-750 | 234-456 |
| TS | mg/L | 6,273-8,420 | 5,520-7,409 | 4,205-5,109 | 3,261-4,041 |
| TDS | mg/L | 410-820 | 356-765 | 1,356-2,765 | 1,244-1,840 |
| TKN | mg/L | 52-650 | 123-567 | 223-467 | 183-367 |
| VFA | mg/L | 45 | 150-186 | 50-300 | 200-300 |
| TP | mg/L | 10-19 | 6-13 | 10-14 | 8-12 |
| Methane Yield | (L/kg-VS) | - | 143-150 | | 245-284 |

Consequently, 2nd Stage anaerobic digester (2nd AD) showed higher removal efficiency from the very beginning of digestion. During 100 days of digestion operation, TS and TCOD removed about 48-52% and 40-46%, respectively at 10 days of retention time. Therefore, alkaline and recirculation pre-treatment could significantly enhance sludge biodegradability and anaerobic digestion efficiency.

digester. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization or calcium precipitation before methanogenic reactor. Consequently, of 2nd AD operation with alkaline and recirculation pre-treatment can improved the biogas yield more 2 times than the control AD.

ACKNOWLEDGMENT

The authors would like to express their sincere gratitude to the National Research Council of Thailand (NRCT) and Suranaree University of Technology for funding this research.

REFERENCES

- [1] Chang, C.N., Ma, Y.S. and Lo, C.W. (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chemical Engineering Journal* 90: 273-281.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1385-8947\(02\)00015-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1385-8947(02)00015-3)
- [2] Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34: 755-781.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- [3] Lin, J.G., Chang, C.N. and Chang, S.C. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. *Bioresource Technology* 62: 85-90.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00121-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00121-1)
- [4] Lin, J.G., Ma, Y.S., Chao, A.C. and Huang, C.L. (1999). BMP test on chemically pretreated sludge. *Bioresource Technology* 68: 187-192.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00126-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00126-6)
- [5] Yinying, J., Huan, L., Bux, M. P., Zhiyu, W. and Youngfeng, N. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Science* 21: 279-284.
- [6] Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W. and Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 95: 271-275.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1389-1723\(03\)80028-2](http://dx.doi.org/10.1016/S1389-1723(03)80028-2)
- [7] Chu, Y.C., Chang C.N., Lin, J.G. and Huang, S.J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Water science and technology* 36: 155-162.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00681-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00681-1)
- [8] Vlyssides, A.G., P.K. Karlis. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 91: 201-206.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00176-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00176-7)
- [9] APHA, AWWA, and WEF. (2005). Standard methods for the examination of the water and wastewater. Washington D.C.: American Public Health Association.
- [10] Gatti, M.N., Usach, F.G., Seco, A., Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organicmatter fractions. *J Chem Technol Biotechnol* 85: 536-544.
- [11] Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S.(2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology* 99: 4044-4064.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- [12] Jackson-Moss, C.A., Duncan, J.R., Cooper, D.R., 1989. The effect of calcium on anaerobic digestion. *Biotechnol. Lett.* 11 (3), 219-224.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01026064>
- [13] Kugelman, I.J., McCarty, P.L., 1964. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* 37, 97-116.
- [14] Nges, I.A., and Liu, J. (2009). Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. *Renewable Energy* 34: 1795-1800.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2008.12.001>
- [15] Penaud, V., Delgenes, J.P., Moletta, R. (1999). Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability. *Enzyme and Microbial Technology* 25: 258-263.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0141-0229\(99\)00037-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-0229(99)00037-X)
- [16] Serikawa, R. M. (2007). Wet electrolytic oxidation of organic sludge. *Journal of Hazardous Materials* 146: 646-651.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.107>
- [17] Zhang, L., Jahng, D. (2010). Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *Journal of Hazardous Materials* 182: 536-543. *biaxial anisotropy*,³¹ in *1987 Proc. INTERMAG Conf.*, pp. 2.2-1-2.2-6.

ALKALINE AND CARBONATE RECIRCULATION PRETREATMENT OF ANAEROBIC DIGESTION FOR WASTE ACTIVATED SLUDGE (WAS)

P. RACHO, W. WONGLERTARAK AND B. WICHITSATHIAN

School of Environmental Engineering, Institute of Engineering, Suranaree University of Technology, Nakhon Ratchasima, Thailand 30000.

SUMMARY: Experiments were carried out via batch reactor that proposed to preliminary study for anaerobic digestion reactor and its configuration. The WAS influent contained up to 9,000-10,000 mg/L of total solids (TS) and 7,000-8,000 mg/L of total COD. The value of raw WAS biodegradability was about 0.08. After adjusted pH by Ca(OH)₂, the BOD₂₀/COD ratios were increased to 0.56 and 0.59 of pH 8 and pH 9, respectively. However, the BOD₂₀/COD ratios were decreased during adjusted pH 10 and pH 11 and biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by hydrolysis of organic matter was limited at high calcium hydroxide concentration. Calcium hydroxide at low concentration is essential for the methanogenic bacteria, presumably because it is important for the formation of ATP or oxidation of NADH. However, high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. Removal of calcium during anaerobic digester could be successfully accomplished. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization. Consequently, no extra chemicals (i.e. Na₂CO₃ and/or NaOH) were needed. A chemical equilibrium model, with adapted pseudo solubility products, is a very useful tool to determine the proper recycle ratio of effluent for optimal performance.

1. INTRODUCTION

The activated sludge treatment process is one of the most common methods used in a sewage and industry wastewater treatment plant to remove organic contaminants. The large amount of waste sludge, constituting of refractory and non-biodegradable cellulose compounds, which is produced by this process leads to the difficulty of sludge disposal (Chang and Lo, 2002). In the field of sludge treatment, the terms pretreatment, co-treatment, disintegration and hydrolysis usually refer to processes which are combined with the main biological sludge treatment process. The objectives of the overall treatment train is to remove organic material and water, hence reducing volume and mass, remove degradable material, which prevents subsequent odors and pathogen vectors, and remove pathogens (US.EPA, 1993). Anaerobic digestion is a favored

stabilization method compared to aerobic digestion, due to its lower cost, lower energy footprint, and moderate performance, especially for stabilization (Appels et al., 2008). Co-treatment processes aim at enhancing the main anaerobic digestion processes by altering physical or chemical properties. The two basic properties that determine sludge behavior are degradation rate (often defined by a 1st order coefficient), and extent, or conversely, inert fraction (Batsone et al., 2009). Co-treatment processes may change either property, and can be located in a number of places in the treatment plant. In the case of main treatment plant enhancement, the main process is manipulated to provide improved degradability. Changes in either kinetic degradation rate or degradability will enhance gas production and anaerobic digester performance. Improving rate can also allow process intensification, with the faster kinetics allowing for the same performance in a smaller digester, and thus decreasing hydraulic retention time (HRT).

In order to destroy the refractory structure of waste activated sludge (WAS) and increase its biodegradability, a physio-chemical pretreatment method is commonly carried out to transform the particulate compounds contained in WAS into soluble compounds (Chang and Lo, 2002; Achu and Liu, 2009; Lin et al., 1999). The chemical pretreatment is too efficient and cost-effective that capable in ambient temperature. Alkaline destroys floc structures and cell walls by hydroxyl anions. Extremely high pH causes natural shape losing of proteins, saponification of lipid, and hydrolysis of RNA. Chemical degradation ionization of the hydroxyl groups lead to extensive swelling and subsequent solubilization gels in sludge (Yiying et al., 2009). Kim et al. (2003) who used the alkaline pretreatment were performed at pH 12 and 30 minutes of contact time by various alkaline agents at ambient temperature. Those results showed the soluble COD values were increased about 39.8%, 36.6%, 10.8% and 15.3% for NaOH, KOH, Mg(OH)₂ and Ca(OH)₂, respectively after added alkaline. As well as Chui et al. (1997) reported that the percentages of SCOD to total COD (TCOD) were increased from 3.31% to 36.3% by alkaline pretreatment. Ca(OH)₂ pretreatment for WAS has an attractive because it lower cost than the other alkaline. However, the metabolism of microorganism were inhibited when high values of salt concentration in WAS. Ca(OH)₂ pretreatment for WAS causing of high calcium concentrations. Problems due to accumulation of calcium carbonate in anaerobic reactors can be avoided by applying a crystallization reactor to remove calcium from the influent. The possibility of reusing the produced alkalinity by anaerobic effluent recirculation was investigated in this research. Calculations and experiments were carried out to investigate to what extent calcium could be removed from the alkaline pretreatment sludge before feed to anaerobic reactor. Also, this study has attractive to investigate the effect of Ca(OH)₂ pretreatment on WAS biodegradability. As well as, the solution for salt concentration toxicity reduction by carbonate recirculation.

2. MATERIAL AND METHODS

Waste activated Sludge (WAS) and Anaerobic Effluent

The waste activated sludge (WAS) samples were taken from the secondary sedimentation of activated sludge wastewater treatment in a food factory. Also, the anaerobic effluents were taken from the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) effluent in a tapioca starch factory, Nakhon Ratchasima municipality, Thailand. The WAS samples and anaerobic effluents were stored at 4°C for stabilization components before used in experiments. The WAS and anaerobic effluent characteristics are shown in Table 1.

Alkaline and Carbonate Recirculation Pretreatment

Alkaline and carbonate recirculation pretreatment investigation were devised into two main parts study. Firstly, the experimental were performed by $\text{Ca}(\text{OH})_2$ adjustment via pH value variation in ranges of 8, 9, 10, 11 and 12 for soluble fraction and biodegradability evaluation. Also, the contact times were varied by values of 0.25, 0.5, 1, 3, 6, and 12 h, respectively under anoxic condition and ambient temperature. Secondly, the influencing of recirculation on calcium precipitation and toxicity reduction were evaluated by WAS to anaerobic effluent ratio variation as details in Table 2.

Table 1. Waste Activated Sludge (WAS) and Anaerobic Effluent Characteristics

| <i>Parameters</i> | <i>Unit</i> | <i>WAS</i> | <i>Anaerobic Effluents</i> |
|-------------------|-------------------------|-------------------|----------------------------|
| pH | - | 6.9 ± 0.51 | 7.8 ± 0.42 |
| TCOD | mg/L | $9,566 \pm 1,215$ | $1,234 \pm 500$ |
| SCOD | mg/L | 296 ± 94 | 343 ± 65 |
| BOD ₂₀ | mg/L | 780.6 ± 46 | 154 ± 54 |
| TS | mg/L | $8,420 \pm 273$ | $1,323 \pm 76$ |
| VS/TS | - | 0.46 | 0.37 |
| TKN | mg/L as N | 650 ± 52 | 250 ± 46 |
| Total alkalinity | mg/L as CaCO_3 | 564.4 ± 119 | $1,974 \pm 91$ |

Table 2. Process conditions for the batch test reactors R1 to R7

| <i>Process conditions</i> | <i>Recirculation Ratios</i> | | <i>pH adjustments</i> |
|---------------------------|-----------------------------|--------------------------------|-----------------------|
| | <i>WAS (mL)</i> | <i>Anaerobic Effluent (mL)</i> | |
| R1 | 100 | 100 | - |
| R2 | 150 | 50 | - |
| R3 | 50 | 150 | - |
| R4 | 100 | 100 | pH 12 |
| R5 | 150 | 50 | pH 12 |
| R6 | 50 | 150 | pH 12 |
| R7 | 200 | - | pH 12 |

Obtaining the COD Fractions

The carbonaceous material characterizations measured in terms of the COD parameter were subdivided into a number of fractions following Wentzel, et al. (1999) as shown in Figure 1. That is presented to quality four COD fractions—unbiodegradable soluble (USCOD) and particulate (UPCOD), readily (BSCOD) and slowly (BPCOD) biodegradable. Biodegradation fractions (BCOD) were calculated from the measured of the total COD (TCOD) and BOD 20 days with inhibited nitrification. The BOD values were calculated using negative pressure values from the OxiTop[®]-C measuring head (Boursier et al., 2005). The particle and colloidal were separated from soluble fractions by filtration method through a glass fiber filter (Whatman's GF/C).

Hydrolysis Kinetics

At constant temperature and pH, the rate of hydrolysis is a first-order function for the conversion of particulate biomass to utilizable soluble substrate. In this study a first-order rate expression of the degradable particulate COD, was tested, according to the following expression (Vlyssides and Karlis, 2004):

$$\frac{d(\text{COD})}{dt} = k(\text{COD}_\infty - \text{SCOD}) \tag{1}$$

where SCOD = soluble COD concentration, mg/L; PCOD = particulate COD concentration, mg/L; COD_{nh} = nonhydrolyzable COD_p concentration, mg/L; COD_∞ = maximum theoretical soluble COD, mg/L (=P COD) COD_{nh}; k = first-order hydrolysis rate constant, h⁻¹.

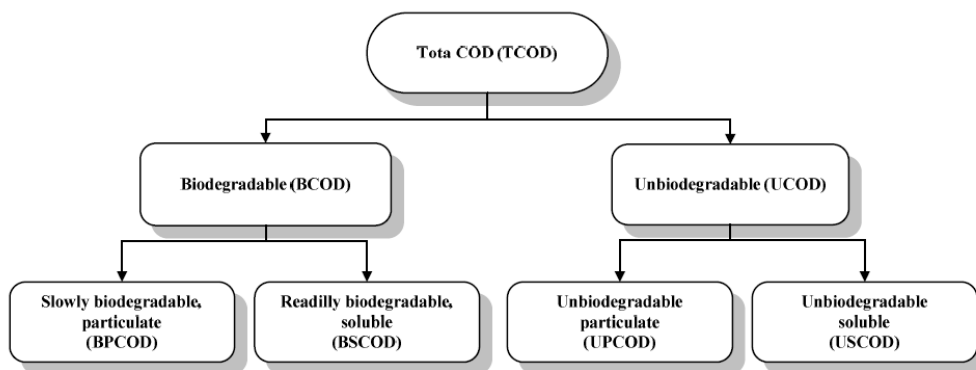


Figure 1 Division of COD fractions in two DHS systems

In the above equation, the two unknown parameters, k and COD_∞ can be determined by the method of nonlinear curve fitting of experimental data especially for this type of differential equation. According to this method the experimental quantities of (t) and (t/CODs^{1/3}) have linear relationship: (t/CODs^{1/3}) = A+B(t). The constants A and B are determined from experimental data using a conventional linear regression method. After this, the COD_∞ and k are estimated according to the following equations: COD_∞ = 1/(6A²B) and k = 4.8387B/A.

Analytical methods

The influent and effluent samples of alkaline and carbonate recirculation pretreatment were analyzed following the standard methods (APHA, 2005) for the examination of water and wastewater including of COD, SCOD, TS, VS, TKN and total alkalinity. The BOD values were determined by an OxiTop®-C measuring pressure head instrument (Gatti et al., 2010). The SCOD/TCOD ratios were indicating parameter for capable of solubility that to reflect the extent of hydrolysis. As well as, TBOD₂₀/TCOD ratios were used to evaluated the WAS biodegradability.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Ca(OH)₂ Enhanced SCOD Fractionations

Alkaline pretreatment were performed under various pH values and contact times. The overall results of this study are illustrated in Table 3. That showed SCOD increased during pH values and contact times were increase. Ca(OH)₂ can disintegrate the sludge. After 30 min Ca(OH)₂ treatment, sludge SCOD increased from 296 mg/L to 573 mg/L, 613 mg/L, 773 mg/L, 981 and 1,240 mg/L with the pH values of 8, 9, 10, 11 and 12, respectively. The results showed that soluble organic matters decreased gradually when Ca(OH)₂ increase. Similar results were also reported by Xiao and Liu (2006). The effect of Ca(OH)₂ treatment duration on sludge disintegration is also shown in Figure 2. The increase of SCOD can be divided into two stages: an initial rapid stage of 30 minutes and a subsequent slow stage. The similar duration of the first stage can also be found in other papers (Navia et al., 2002; Cai et al., 2004; Xiao and Liu, 2006). In first 30 min, the solubilization quantity was 70–85% of total solubilized organic matters in 12 h. So most efficient treatment duration was 30 min.

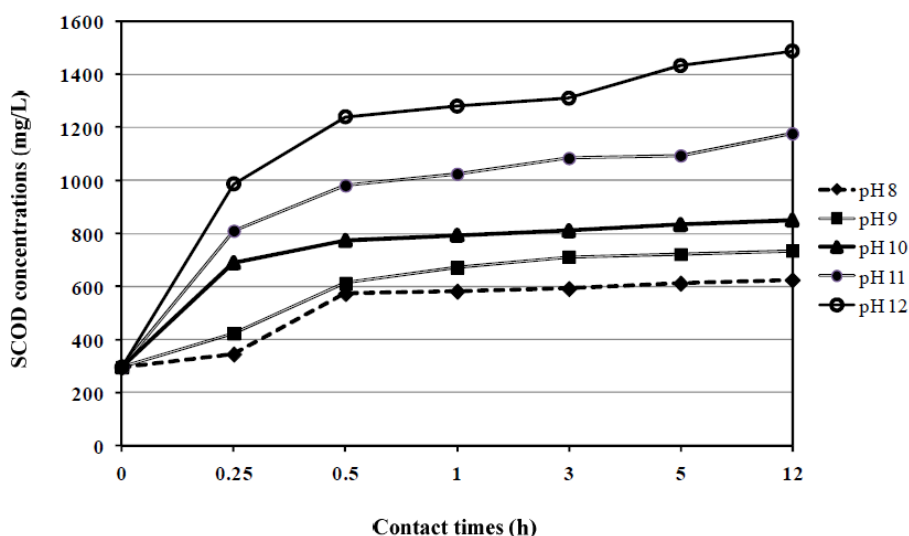


Figure 2 Variation of sludge SCOD with duration time during Ca(OH)₂ treatment.

Hydrolysis Kinetics

Experimental data related to SCOD concentrations and pH values during hydrolysis process are given in Figure 3. An increase of soluble COD concentration as well as a increase of the pH values. For all the hydrolysis conditions, a rapid increase of SCOD was observed during the first hour. Then a decreasing rate on the SCOD production was observed until the maximum value was reached. However, for more intensive hydrolysis conditions (pH ≥ 10) the COD solubilization increased significantly until the 5th hour of hydrolysis, where about >80% of the solubilization had been achieved.

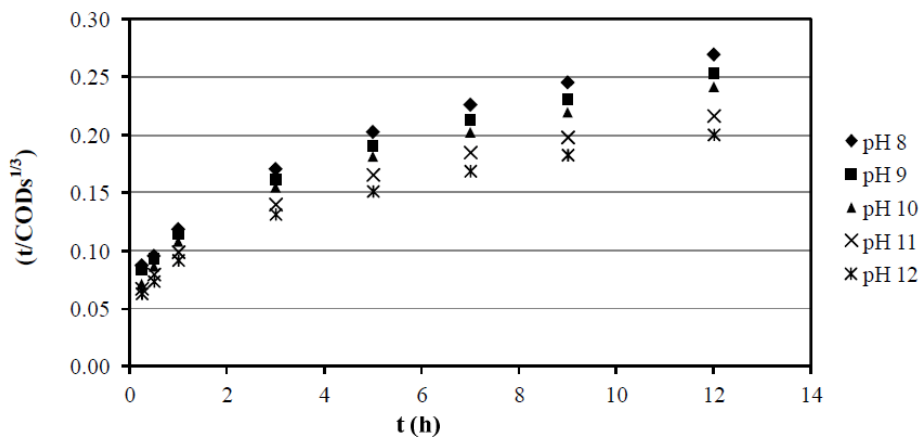


Figure 3. The experimental quantities of (t) and (t/CODs^{1/3})

Table 3. Calculation of the hydrolysis rate constant k and the theoretical upper limit of soluble COD

| pH | A | B | Maximum theoretical soluble COD (COD _∞ ; mg/L) | Hydrolysis rate, k (h ⁻¹) | r ² |
|----|--------|--------|---|---------------------------------------|----------------|
| 8 | 0.0987 | 0.0140 | 1222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 9 | 0.0987 | 0.0140 | 1222.04 | 0.6863 | 0.9266 |
| 10 | 0.0908 | 0.0138 | 1464.87 | 0.7353 | 0.9106 |
| 11 | 0.0843 | 0.0121 | 1938.24 | 0.6945 | 0.9075 |
| 12 | 0.0785 | 0.0111 | 2436.61 | 0.6841 | 0.9075 |

Biodegradability Performances

The BOD₂₀/COD ratios were evaluated during pH values varying and 5 h of contact time as the results shown in Figure 4. The BOD₂₀/COD ratio of raw WAS was about 0.08. After adjusted pH, the BOD₂₀/COD ratios were increased to 0.52 and 0.59 of pH 8 and pH 9, respectively. However, the BOD₂₀/COD ratios were decreased during adjusted pH 10 and pH 11 and biodegradation was inhibited at pH 12. This can be explained by the metabolism of microorganism were inhibited at the higher values than pH 9 (Chen et al., 2008; Zhang et al., 2010).

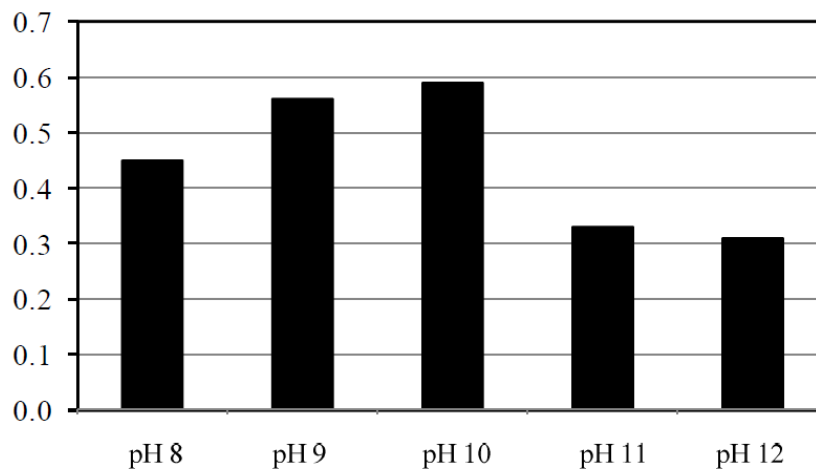


Figure 4 The BOD₂₀/COD profiles of WAS after adjusted pH

Hydrolysis of organic matter was limited at high calcium hydroxide concentration (Chen et al., 2008). As results of BOD₂₀/COD ratios were less than 0.05 when adjusted pH values in ranges of 12 to 14. Calcium hydroxide at low concentration is essential for the methanogenic bacteria, presumably because it is important for the formation of ATP or oxidation of NADH. However, high concentrations of calcium ion was inhibited the activity of the microorganisms and interfere with their metabolism. The level of inhibition depends on the concentration found in the sludge. Very little is known about the toxicity of Ca²⁺ in the anaerobic system. Jackson-Moss et al. (1989) observed that Ca²⁺ concentrations of up to 7000 mg/L had no inhibitory effect on anaerobic digestion. A large proportion of the Ca²⁺ passed through the digester and was present in the effluent. Kugelman and McCarty (1964) reported a much lower toxicity threshold. They showed that the optimum Ca²⁺ concentration for methanation of acetic acid was 200 mg/L. Ca²⁺ was moderately inhibitory at a concentration of 2,500–4,000 mg/L, but was strongly inhibitory at a concentration of 8,000 mg/L. (Appels et al., 2008; Chen et al., 2008).

Calcium Precipitation and Alkaline Toxicity Reduction Potential

Calcium hydroxide can be improved the SCOD fraction but high calcium ion can be inhibited the microorganism activity. In this study, the possibility of reusing the produced alkalinity by recirculation anaerobic effluent was investigated. Calculations and experiments were carried out to investigate to what extent calcium could be removed from the influent. Experiments were carried out in batch test study. The influent contained up to 2,815 mg/L as CaCO₃ during the adjusted pH to 12, condition. Removal of calcium from the influent could be successfully accomplished as the result results showed in Table 4. Recirculation of the anaerobic effluent supplied sufficient bicarbonate alkalinity for crystallization. Consequently, no extra chemicals (i.e. Na₂CO₃ and/or NaOH) were needed. A chemical equilibrium model, with adapted pseudo solubility products, is a very useful tool to determine the proper recycle ratio of effluent for optimal performance.

Table 4. COD fractionation and calcium precipitation performances

| Process conditions | Concentrations (mg/L) | | | | | Concentrations (mg/L as CaCO ₃) | |
|--------------------|-----------------------|--------|-------|-------|-------|---|-------------|
| | TS | TSS | TDS | TCOD | SCOD | Alkalinity | Ca-Hardness |
| R1 | 9,945 | 8,280 | 1,665 | 469 | 88 | 2,565 | 360 |
| R2 | 9,280 | 8,110 | 1,170 | 352 | 205 | 2,270 | 400 |
| R3 | 10,825 | 8,270 | 2,555 | 352 | 205 | 2,955 | 580 |
| R4 | 14,525 | 10,090 | 4,435 | 2,053 | 1,906 | 2,600 | 455 |
| R5 | 13,340 | 9,630 | 3,710 | 3,520 | 2,346 | 3,480 | 790 |
| R6 | 14,605 | 11,410 | 3,195 | 3,285 | 2,053 | 1,850 | 245 |
| R7 | 12,355 | 8,450 | 3,905 | 4,106 | 2,698 | 2,680 | 2,815 |

4. CONCLUSION

In conclusion, the waste activated sludge (WAS) was high slowly degradation that disadvantage of anaerobic digestion or conventional digesters. Alkaline pretreatment have capable to improve WAS biodegradability by increased organic solubility fraction or soluble chemical oxygen demand (SCOD). The SCOD increased during pH values and contact times were increase. Most of soluble organic was increased at pH 12 and 5 h of contact time (about 80% of initial SCOD). However, the BOD₂₀/COD ratios were decreased during adjusted pH 10 and pH 11 and biodegradation was limited at pH 12. This caused by the metabolism of microorganism were inhibited at the higher values than pH 10. Results showed that the possibility of reusing the produced alkalinity by recirculation anaerobic effluent can be reduced microorganism toxicity from the calcium ion concentration via alkaline pretreatment process.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to express their sincere gratitude to the National Research Council of Thailand (NRCT) for funding this research.

REFERENCES

- APHA, AWWA, and WEF. (2005). Standard methods for the examination of the water and wastewater. Washington D.C., American Public Health Association.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Prog. Energ. Combust.*, vol. 34, 755–781.
- Chang, C.N., Ma, Y.S. and Lo, C.W. (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chem. Eng. J.*, vol. 90, 273-281.
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S.(2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technol.*, vol. 99, 4044–4064.

- Chu, Y.C., Chang C.N., Lin, J.G. and Huang, S.J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.*, vol. 36, 155-162.
- Gatti, M.N., Usach, F.G., Seco, A., Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 85, 536–544.
- Jackson-Moss, C.A., Duncan, J.R., Cooper, D.R., 1989. The effect of calcium on anaerobic digestion. *Biotechnol. Lett.*, vol. 11, n. 3, 219–224.
- Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W. and Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Jo. Biosci. Bioeng.*, vol. 95, 271-275.
- Kugelman, I.J., McCarty, P.L., 1964. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.*, vol. 37, 97–116.
- Lin, J.G., Chang, C.N. and Chang, S.C. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. *Bioresour Technol.*, vol. 62, 85-90.
- Lin, J.G., Ma, Y.S., Chao, A.C. and Huang, C.L. (1999). BMP test on chemically pretreated sludge. *Bioresour Technol.*, vol. 68, 187-192.
- Nges, I.A., and Liu, J. (2009). Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. *Renew. Energ.*, vol. 34, 1795–1800.
- Penaud, V., Delgene's, J.P., Moletta, R. (1999). Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability. *Enzyme Microb. Technol.*, vol. 25, 258–263.
- Serikawa, R. M. (2007). Wet electrolytic oxidation of organic sludge. *J. Hazard. Mat.*, vol. 146, pp. 646–651.
- Vlyssides, A.G., P.K. Karlis. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. *Bioresour Technol.*, vol. 91, 201-206.
- Yinying, J., Huan, L., Bux, M. P., Zhiyu, W. and Youngfeng, N. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *J. Environ. Sci.*, vol. 21, 279-284.
- Zhang, L., Jahng, D. (2010). Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. *J. Hazard. Mater.*, vol. 18, 536-543.

ผนวก ข ประวัตินักวิจัย

หัวหน้าโครงการ

ดร. พัชรินทร์ ราโช

สถานที่ทำงาน

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000
โทรศัพท์ 044-224-565 โทรสาร 044-224-606
E-mail: patcha@sut.ac.th

การศึกษา

วิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
วิศวกรรมศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
สำนักวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ประสบการณ์การทำงาน

ก.ย. 2541 – ก.ย. 2542 ผู้ช่วยวิจัย มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ก.ย. 2545 – พ.ย. 2547 Technical Engineer บริษัท ไฮโดรโซน จำกัด
ธ.ค. 2547 - ธ.ค. 2548 Senior Product Engineer
บริษัท ทอปริชคอร์ปอเรชั่น จำกัด
ม.ค. 2548 – ก.พ. 2549 Data & Technical Engineering Manager
บริษัท ทอปริชคอร์ปอเรชั่น จำกัด
ม.ค. 2549 – พ.ย. 2551 ที่ปรึกษา บริษัท ทอปริชคอร์ปอเรชั่น จำกัด
พ.ย. 2551– พ.ค. 2552 Engineering Manager บริษัท ครีเอชั่นเซ็นเตอร์ จำกัด
ก.ค. 2553 – ปัจจุบัน อาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

งานวิจัย

1. การเพิ่มประสิทธิภาพระบบอัลตราฟิลเตรชันในการกำจัดโครเมียม (VI) ด้วยแปงโมดิฟายด์
2. การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งด้วยระบบการหมุนเวียนค่าความเป็นต่าง
3. นวัตกรรมการดูดซับโลหะหนักด้วยเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปร

4. การเสริมสร้างศักยภาพและถ่ายทอดความรู้การบริหารจัดการระบบประปาชุมชนในภาคตะวันออกเฉียงเหนือ
5. การพัฒนาเศษโพลีเอสเตอร์เพื่อเป็นตัวดูดซับและตัวกลางในการกรอง
6. การบำบัดน้ำเกลือจากกระบวนการฟื้นฟูสภาพแร่ซิงค์และการผลิตก๊าซคลอรีนและไฮโดรเจนด้วยวิธีเซลล์อิเล็กโทรไลต์
7. การกำจัดความกระด้างด้วยกระบวนการเคมีต้นทุนต่ำร่วมกับระบบอัลตราฟิวเตรชั่น

บทความ

1. Wichitsatian, B. and Racho, P. (2009). Quantification of Organic and Nitrogen Removal in Downflow Hanging Sponge (DHS) Systems as a Post-Treatment of UASB Effluent. **IWA Specialist Conference Chemical Industries**. November 30-December 2. Massey University, Palmerston North, New-Zealand.
2. Racho, P. and Wichitsathian, B. and Jindal, R. (2552). Biokinetic Parameters as an Indicator to Biodegradability Assessment of Down-flow Hanging Sponge (DHS) System. **การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8**. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
3. พัชรินทร์ ราโช ศิริกานดา ธรรมพร บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดา. (2552). ดุลยภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS)” **การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 8**. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา
4. Racho, P., Wichitsathian, B. and Jindal, R. (2008). Feasibility of low cost post-treatment options for the anaerobic processes of tapioca starch wastewater: Fungal Down-flow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS systems. **KKU Res. J.** 13(10): 1-12.
5. Racho, P. and Wichitsathian, B. (2008). Feasibility of low cost post-treatment options for the anaerobic processes of tapioca starch wastewater: Fungal Down-flow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS systems. **12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)**. Research Center for Environmental and Hazardous Substance Management (EHSM), Khon Kaen University, Thailand ; 25-29 August 2008
6. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ พัชรินทร์ ราโช. (2548). การศึกษาสถานการณ์และปัญหาในการจัดการขยะติดเชื้อจากโรงพยาบาลในประเทศไทย. การสัมมนาการพัฒนากลุ่มงานวิจัยในเครือข่ายอุดมศึกษานครราชสีมา, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 24 มิถุนายน 2548.

7. Racho, P. and Jindal, R. (2004). Heavy Metals in Bottom Ash from a Medical-Waste Incinerator in Thailand. **Pract. Periodical of Haz., Toxic, and Radioactive Waste Mgmt.** 8(1): 31-38.
8. พัชรินทร์ ราโช (2545). การศึกษาปริมาณโลหะหนักในซี้เถ้าก้นเตาเผาขยะติดเชื้อโรงพยาบาลในจังหวัดนครราชสีมา. **การประชุมเสนอผลงานวิจัยระดับบัณฑิตศึกษาของประเทศไทย ครั้งที่ 3.** 18-19 กรกฎาคม 2545. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี: นครราชสีมา.

ผู้ร่วมวิจัย

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร

สถานที่ทำงาน สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000
โทรศัพท์ 044-224-451 โทรสาร 044-224-606 E-mail: boonchai@sut.ac.th

ประวัติการศึกษา D.Tech.Sc. (Environmental Engineering),
Asian Institute of Technology, Thailand.
M.Sc. (Environmental Technology),
King Mongkut's Institute of Technology Thonburi, Thailand.
B.Sc. (Industrial Chemistry),
King Mongkut's Institute of Technology Thonburi, Thailand.

ประวัติการทำงาน

| | |
|--------------------|---|
| ม.ค. 40 – มิ.ย. 49 | อาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี |
| ก.ค. 49 – ปัจจุบัน | ผู้ช่วยศาสตราจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี |
| ต.ค. 48 – พ.ย. 51 | รองผู้อำนวยการศูนย์บรรณสารและสื่อการศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี |
| พ.ย. 51 – ปัจจุบัน | ผู้อำนวยการศูนย์บรรณสารและสื่อการศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี |

งานวิจัย

1. การใช้กระบวนการตะกอนลอยในการบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมปลาทุ่น่ากระป๋อง, 2537
2. โครงการการสร้างเตาเผาขยะชุมชนพร้อมระบบกำจัดอนุภาค (เตาเผาขยะอัดตาหีฯ), 2542
3. Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment, 2004.

4. การบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยชุมชนด้วยวิธีทางเคมี, 2547.
5. Cleaner Technology in A Metal Finishing Industry in Thailand, 2005.
6. A Novel Wastewater Treatment System Using A UASB Reactor and A Downflow Hanging Sponge (DHS) Post Treatment Unit, 2005-2007.
7. การประเมินผลสัมฤทธิ์โครงการสหกิจศึกษานำร่องของประเทศไทย, 2005-2006.
8. โครงการศึกษาผลกระทบสิ่งแวดล้อมการทำเกลือจากน้ำเกลือใต้ดินในภาคตะวันออกเฉียงเหนือ: โครงการศึกษาเพื่อพัฒนาเทคนิคและการผลิตเกลือ, 2006.
9. การประยุกต์ใช้กระบวนการกรองผ่านเยื่อกรองสำหรับการนำน้ำทิ้งชุมชนกลับมาใช้ประโยชน์ใหม่ (กรณีศึกษา : มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี), 2009.

สิทธิบัตร

1. “เตาเผาขยะขนาดเล็กประสิทธิภาพสูง” เลขที่สิทธิบัตร 22984 ลงวันที่ 27 ธันวาคม 2550

ผลงานทางวิชาการ

1. Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., and Ahn, K. H., 2004. Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors. *Journal of Environmental Science and Health, Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 39(9), 2391 – 2404.
2. Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., and Ahn, K. H., 2004. Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors. *The Fourth AIT-KIST International Joint Symposium*, Asian Institute of Technology, Thailand, 20 May.
3. Wichitsathian, B., Sindhuja, S., Visvanathan, C., and Ahn, K. H., 2004. Biokinetic Parameters As an Indicator to Ammonia Toxicity in Leachate Treatment Using Membrane Bioreactors. *Asian Journal of Microbiology Biotechnology Environmental Science*, 6(1), 1-6.
4. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ นเรศ เชื้อสุวรรณ, 2548. การบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรในขั้นต้นด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ. การสัมมนาการพัฒนาทีมงานวิจัยในเครือข่ายอุดมศึกษานครราชสีมา, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 24 มิถุนายน 2548.
5. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ พัชรินทร์ ราโช, 2548. การศึกษาสถานการณ์และปัญหาในการจัดการขยะติดเชื้อจากโรงพยาบาลในประเทศไทย. การสัมมนาการพัฒนาทีมงานวิจัยในเครือข่ายอุดมศึกษา นครราชสีมา, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 24 มิถุนายน 2548.
6. บุญชัย วิจิตรเสถียร, 2548. การใช้เทคโนโลยีสะอาดในโรงงานอุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์แต่งหน้าขนม. การประชุมเครือข่ายกลุ่มศึกษาและวิจัยด้านเทคโนโลยีสะอาด ประจำปี 2548, ศูนย์เทคโนโลยีโลหะและวัสดุแห่งชาติ, 9 กันยายน 2548.
7. บุญชัย วิจิตรเสถียร และ นเรศ เชื้อสุวรรณ. 2549. การบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มสุกรในขั้นต้นด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ. วารสารเทคโนโลยีสุรนารี, ปีที่ 13, ฉบับที่ 1, หน้า 29-37.
8. บุญชัย วิจิตรเสถียร. 2549. การบำบัดน้ำชะขยะด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 5, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 8-10 มีนาคม 2549.

9. สุชาติดา ปุณณสัมฤทธิ์, จรียา ยี่มรัตน์บวร และบุญชัย วิจิตรเสถียร. 2549. การบำบัดน้ำทิ้งจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีโดยใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำประดิษฐ์. วารสาร มฉก. วิชาการ, ปีที่ 9, ฉบับที่ 18, หน้า 66-78.
10. Terasut Sookkumnerd, Guntima Sirijeerachai, Rattanawan Kiattikomol and Boonchai Wichitsathian, 2006. Modeling and Simulation of Salt Crystallization in a Solar Evaporator. International Conference on Green and Sustainable Innovation, Rydges Amora Tapae Chiang Mai Hotel, Chiang Mai, Thailand, 29 November – 1 December.
11. ศุนทร แสนหุม และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. 2550. การลดการใช้น้ำในกระบวนการเคลือบฟอสเฟตโดยอาศัยเทคโนโลยีสะอาด. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 6, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 7-9 มีนาคม 2550.
12. ศุนทร แสนหุม และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. 2550. การลดการใช้น้ำในกระบวนการเคลือบฟอสเฟตโดยอาศัยเทคโนโลยีสะอาด. วารสารวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย, 22(2): 91-101.
13. Patcharin Racho and Boonchai Wichitsathian, 2008. Feasibility of Low Cost Post-treatment Options for the Anaerobic Processes of Tapioca Starch Wastewater: Fungal Downflow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS Systems, 12th International Conference on Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008), Khon Kaen University, Thailand, 25-29 August.
14. Patcharin Racho, Boonchai Wichitsathian and Ranjna Jindal, 2008. Feasibility of Low Cost Post-treatment Options for the Anaerobic Processes of Tapioca Starch Wastewater: Fungal Downflow Hanging Sponge (DHS) and Bacterial DHS Systems. KKU Research Journal, 13(10): 1172-1184.
15. พัชรินทร์ ราโช, บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดาล. 2552. การประเมินการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS) ด้วยค่าคงที่ทางจลศาสตร์. การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 8, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 25-27 มีนาคม 2552.
16. พัชรินทร์ ราโช, ศิริกานดา ธรรมพร, บุญชัย วิจิตรเสถียร และ รัญจนา จินดาล. 2552. ดุลยภาพมวลเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีและไนโตรเจนของระบบ Down-flow Hanging Sponge (DHS). การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมครั้งที่ 8, สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 25-27 มีนาคม 2552.

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุนอุดหนุนงานวิจัย ประจำปีงบประมาณ 2555 เรื่อง การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอน ส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งด้วยกระบวนการหมุนเวียนค่าความเป็นด่าง นอกจากนี้ผู้วิจัยขอขอบคุณผู้ให้การช่วยเหลือและสนับสนุนงานวิจัยทุกท่านที่มีได้กล่าวไว้ในที่นี้

คณะผู้วิจัย
30 กันยายน 2558

