

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก
โดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา

TREATMENT OF MATURE LANDFILL LEACHATE BY USING
 TiO_2 PHOTOCATALYST

ปริยานุช พัฒนาการค้า

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมโยธา

คณะวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

ปีการศึกษา 2558

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก
โดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา

ปริญานุช พัฒนาการค้า

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร
ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมโยธา

คณะวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

ปีการศึกษา 2558

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี

หัวข้อวิทยานิพนธ์

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการ
โฟโตคะตะลิติกโดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา
Treatment of Mature Landfill Leachate by Using TiO₂ Photocatalyst

ชื่อ - นามสกุล

นางสาวปริยานุช พัฒนาการค้า

สาขาวิชา

วิศวกรรมโยธา

อาจารย์ที่ปรึกษา

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์, วศ.ด.

ปีการศึกษา


2558

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.....


ประธานกรรมการ

(อาจารย์ฐันนียา รังษีสิริระชัย, วศ.ด.)

.....



กรรมการ

(รองศาสตราจารย์สัญญา สิริวิथाปกรณ, Ph.D.)

.....


กรรมการ

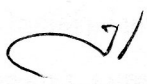
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ปิติศานต์ กร้ามาตร, ปร.ด.)

.....


กรรมการ

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์, วศ.ด.)

คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี อนุมัติวิทยานิพนธ์ฉบับนี้
เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

.....
.....คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ศิวกร อ่างทอง, Ph.D.)

วันที่ 12 เดือน กรกฎาคม พ.ศ. 2559

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกโดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา
ชื่อ -นามสกุล	นางสาวปรียานุช พัฒนการคำ
สาขาวิชา	วิศวกรรมโยธา
อาจารย์ที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์, วศ.ค.
ปีการศึกษา	2558

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มุ่งเน้นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ซึ่งลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยดังกล่าวมีองค์ประกอบที่ยากต่อการย่อยสลายด้วยกระบวนการทางชีวภาพ โดยมีค่า BOD_5/COD ก่อนข้างต่ำอยู่ระหว่าง 0.10-0.15

โดยการศึกษาจะทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด COD, BOD_5 และ VFA ในน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 แบบฟิล์มบาง ที่เตรียมด้วยวิธีโซลเจลเคลือบลงบน Petri dish 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ โดยทำการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมขึ้นด้วยอุปกรณ์ต่างๆ ได้แก่ XRD, AFM และ UV-Vis Spectrometer ตามลำดับ

จากผลการศึกษา พบว่า ตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมขึ้นมีคุณสมบัติเหมาะสมสำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยมีโครงสร้างผลึกเป็นอนาเทส ขนาดช่องว่างพลังงานต่ำ และมีขนาดอนุภาคในระดับนาโนเมตรอยู่ระหว่าง 25-200 nm สำหรับประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยพบว่า สามารถกำจัด COD ได้มีประสิทธิภาพสูงสุด เท่ากับ 25.00, 41.50 และ 52.65% โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีจำนวนชั้นการเคลือบ 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ ทั้งนี้กระบวนการดังกล่าวสามารถเพิ่มค่า BOD_5/COD ในน้ำชะมูลฝอยได้ คิดเป็น 69.64, 54.11, 49.82 และ 33.38% ที่ค่า BOD_5/COD เริ่มต้นเท่ากับ 50:320, 80:640, 110:720 และ 140:960 ตามลำดับ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น VFA หลังผ่านการบำบัด 180 นาที สามารถลด VFA ในช่วง 6.3 ถึง 10.00% สำหรับการศึกษาจลนพลศาสตร์ของกระบวนการดังกล่าวสามารถอธิบายได้โดยสมการ Langmuir Hinshelwood และสามารถหาค่าคงที่ของปฏิกิริยาเฉพาะ โดยมีค่าเท่ากับ 6.67×10^{-8} , 2.00×10^{-7} และ $5.83 \times 10^{-7} \text{ min}^{-1} \cdot \mu W^{-1}$ เมื่อใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีจำนวนชั้นการเคลือบ 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ

คำสำคัญ: กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง โซลเจล แสงอัลตราไวโอเลต หลุมฝังกลบ

Thesis Title	Treatment of Mature Landfill Leachate by Using TiO ₂ Photocatalyst
Name - Surname	Miss. Preeyanuch Phatthanakarnkha
Program	Civil Engineering
Thesis Advisor	Assistant Professor Thammasak Rojviroon, D.Eng.
Academic Year	2015

ABSTRACT

This study investigated the performance of photocatalytic process in the treatment of mature landfill leachate. The characteristics of leachate from mature landfill comprised of non-biodegradable organic substances and less biodegradable carbon with low BOD₅/COD ratio of. 0.1-0.15.

This study compared the COD, BOD₅ and VFA removal efficiencies of titanium dioxide (TiO₂) thin films photocatalyst coated on the surfaces of petri dish that prepared by sol-gel dip coating method with 3, 4 and 5 coating layers. The physical properties of TiO₂ photocatalyst were evaluated by AFM, UV-Vis Spectrometer and XRD.

The analysis results indicated that the crystalline structure of TiO₂ on the coated surface was anatase phase with the band gap energy of 3.26 eV and the particle diameters were ranging from 25-200 nm. For the photocatalytic activity test, the COD removal efficiencies at 180 minutes were 25.00%, 41.50% and 52.65%, for 3, 4 and 5 layers coating, respectively. The results showed the photocatalytic process of TiO₂ thin films were able to increase the BOD₅/COD ratio by 69.64%, 54.11%, 49.82% and 33.38% for the respective initial BOD₅/COD ratios of 50: 320, 80: 640, 110: 720 and 140: 960. Moreover, this process could reduce the VFA concentrations with the efficiencies of 6.3 to 10.00% at 180 min. The kinetics of photocatalytic process with TiO₂ photocatalyst could be explained by the Langmuir-Hinshelwood kinetic model. The specific rates of the photocatalytic process for COD removal were 6.67×10^{-8} , 2.00×10^{-7} and $5.83 \times 10^{-7} \text{ min}^{-1} \cdot \mu\text{W}^{-1}$, for 3, 4 and 5 layers coating, respectively.

Keywords: Advanced oxidation processes, Sol-gel Dip-coating, UVA, Landfill leachate

กิตติกรรมประกาศ

การศึกษางานวิจัยฉบับนี้สำเร็จลุล่วงอย่างสมบูรณ์ได้ด้วยความกรุณา และความอนุเคราะห์ของผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธรรมศักดิ์ โจนน์วิรุฬห์ อาจารย์ที่ปรึกษา และผู้ช่วยศาสตราจารย์ อรรวรรณ โจนน์วิรุฬห์ ที่ได้กรุณาเสียสละเวลาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และให้ข้อเสนอแนะในการปรับปรุงแก้ไขข้อบกพร่องต่างๆ จนสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี ผู้ทำการศึกษาวิจัยขอกราบขอบพระคุณอย่างสูงมา ณ ที่นี้

ขอขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.ฐนียา รังษิสุริยะชัย ประธานกรรมการสอบ รวมถึงกรรมการสอบผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ปิตินันต์ กร้ามาตร และรองศาสตราจารย์ ดร. ศัญญา ลีริวิทยาปกรณั ที่ ได้ให้ความกรุณาในการแก้ไขข้อบกพร่องต่าง ๆ ของงานวิจัย รวมทั้งเสียสละเวลาในการเป็นกรรมการสอบในครั้งนี้

ขอขอบพระคุณ และมอบความดีทั้งหมดนี้ให้แก่ นายสุตตัน กากิ (คุณพ่อ) นางน้ำฝน พัฒนาการคำ (คุณแม่) ญาติพี่น้อง และนางสาวชลธิชา จ้อยกระจ่าง ที่คอยช่วยเหลือและเป็นกำลังใจในการทำงานวิจัยนี้ รวมถึงคณาจารย์ทุกท่านที่ให้การสนับสนุนและประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ให้แก่ข้าพเจ้า และขอขอบคุณภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยราชภัฏจันทรเกษมที่ให้ใช้สถานที่ห้องปฏิบัติการสำหรับปฏิบัติงานวิจัยนี้ให้สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยหวังเป็นอย่างยิ่งว่างานวิจัยเล่มนี้จะเป็นประโยชน์สำหรับผู้ที่เกี่ยวข้อง หากงานวิจัยในครั้งนี้ขาดตกบกพร่อง หรือไม่สมบูรณ์ประการใด ผู้วิจัยกราบขออภัยมา ณ โอกาสนี้ด้วย

ปริญานุช พัฒนาการคำ

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	(3)
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	(4)
กิตติกรรมประกาศ.....	(5)
สารบัญ.....	(6)
สารบัญตาราง.....	(9)
สารบัญรูป.....	(12)
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	(14)
บทที่ 1 บทนำ.....	15
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	15
1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย.....	16
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....	16
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	16
บทที่ 2 ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	18
2.1 น้ำชะมูลฝอย.....	18
2.1.1 การย่อยสลายของน้ำชะมูลฝอยในหลุมฝังกลบ.....	19
2.1.2 ลักษณะของน้ำชะมูลฝอย.....	21
2.1.3 การบำบัดน้ำชะมูลฝอย.....	23
2.2 กระบวนการโฟโตคะตะลิติก.....	27
2.2.1 กระบวนการดูดซับ (Adsorption process).....	27
2.2.2 การฉายแสง (Irradiation process).....	28
2.2.3 ตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก.....	29
2.2.4 กลไกการเกิดปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก.....	30
2.2.5 จลนพลศาสตร์ของโฟโตคะตะลิติก (Kinetics of photocatalysis).....	33
2.3 ทฤษฎีโซล-เจล (Sol-gel).....	37
2.3.1 การเคลือบผิวด้วยวิธีโซล-เจล.....	38

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.4 การทดสอบลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2	40
2.4.1 X-Ray Diffraction (XRD)	40
2.4.2 Atomic Force Microscopy (AFM)	40
2.4.3 UV-Vis Spectroscopy	42
2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	43
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	46
3.1 เครื่องมือและอุปกรณ์	46
3.1.1 ถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก	46
3.1.2 อุปกรณ์หุบเคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา	46
3.1.3 สารเคมีที่ใช้ในการศึกษา.....	47
3.1.4 เครื่องมือและอุปกรณ์สำหรับงานวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ	47
3.2 ขั้นตอนการดำเนินงาน.....	48
3.3 ศึกษาลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า.....	49
3.4 การเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2	49
3.5 การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา.....	50
3.6 ศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD และติดตาม BOD_5 , VFA ในน้ำชะมูลฝอย จากหลุมฝังกลบเก่าโดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก	52
3.6.1 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD.....	52
3.6.2 ติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD_5 และ VFA	53
3.7 การศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในการบำบัด น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า	57
3.8 สถานที่ทำการศึกษา.....	57
บทที่ 4 ผลการดำเนินงานและการวิเคราะห์ข้อมูล	58
4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า	58
4.2 ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์.....	59
4.2.1 การวิเคราะห์ X-ray Diffraction (XRD)	59

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.2.2 การวิเคราะห์ Atomic Force Microscopy (AFM)	60
4.2.3 การวิเคราะห์ด้วย UV-Vis Spectroscopy.....	60
4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2	62
4.3.1 ประสิทธิภาพการบำบัด COD	62
4.3.2 การติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD_5	65
4.3.3 การติดตามการเปลี่ยนแปลง VFA.....	67
4.3.4 อัตราส่วนระหว่าง BOD_5 กับ COD.....	68
4.4 จลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก.....	70
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ	74
5.1 สรุปผลการวิจัย.....	74
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	76
บรรณานุกรม	77
ภาคผนวก	85
ภาคผนวก ก การกำจัด COD ด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่ง TiO_2	86
ภาคผนวก ข การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD และ VFA ด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2	93
ภาคผนวก ค อุปกรณ์สำหรับการวิเคราะห์งานวิจัย.....	98
ภาคผนวก ง ผลงานวิจัยที่ตีพิมพ์เผยแพร่	101
ประวัติผู้เขียน.....	113

สารบัญตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2.1 ลักษณะของชะมูลฝอยตามอายุของหลุมฝังกลบ	22
ตารางที่ 2.2 สรุปกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอยต่างๆ	25
ตารางที่ 2.3 การบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีการต่างสำหรับสถานที่ฝังกลบใหม่และเก่า.....	26
ตารางที่ 2.4 การเปรียบเทียบลักษณะสมบัติของไทเทเนียมไดออกไซด์ ระหว่างรูไทล์, อนาเทส และบรูคไคท์	30
ตารางที่ 2.5 ศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation Potential) ของตัวออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ	33
ตารางที่ 2.6 สารปนเปื้อนหลังจากการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกของน้ำชะมูลฝอย.	36
ตารางที่ 2.7 ข้อดีและข้อเสียของการเคลือบด้วยเทคนิคโซล-เจล.....	39
ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์หลักสมบัติของน้ำชะมูลฝอย.....	49
ตารางที่ 3.2 อุณหภูมิในการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา TiO ₂ บนผิวตัวกลาง	50
ตารางที่ 3.3 วิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพตัวเร่งปฏิกิริยา TiO ₂	51
ตารางที่ 3.4 ชุดทดลองสำหรับการศึกษาในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO ₂	52
ตารางที่ 4.1 ลักษณะและคุณภาพของน้ำชะมูลฝอยเบื้องต้นก่อนการบำบัด.....	58
ตารางที่ 4.2 คุณสมบัติของ TiO ₂ ชนิดฟิล์มบาง	61
ตารางที่ 4.3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ TiO ₂	63
ตารางที่ 4.4 การเปลี่ยนแปลง BOD ₅ หลังผ่านกระบวนการบำบัดด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก.....	66
ตารางที่ 4.5 การเปลี่ยนแปลง VFA หลังผ่านกระบวนการบำบัดด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก.....	67
ตารางที่ 4.6 อัตราส่วนระหว่าง BOD ₅ :COD	68
ตารางที่ 4.7 ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย.....	72
ตารางที่ 4.8 เปรียบเทียบค่าคงที่ปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย กับงานวิจัยอื่น	73
ตารางที่ ก.1 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO ₂ เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L	87

สารบัญตาราง (ต่อ)

	หน้า
ตารางที่ ก.2 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L	87
ตารางที่ ก.3 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L	88
ตารางที่ ก.4 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L	88
ตารางที่ ก.5 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L	89
ตารางที่ ก.6 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L	89
ตารางที่ ก.7 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L	90
ตารางที่ ก.8 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L	90
ตารางที่ ก.9 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L	91
ตารางที่ ก.10 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L	91
ตารางที่ ก.11 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L	92
ตารางที่ ก.12 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L	92
ตารางที่ ข.1 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L	94
ตารางที่ ข.2 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 80 mg/L	94

สารบัญตาราง (ต่อ)

หน้า

ตารางที่ ข.3 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 110 mg/L.....	95
ตารางที่ ข.4 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 140 mg/L.....	95
ตารางที่ ข.5 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น VFA ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้น	96



สารบัญรูป

	หน้า
รูปที่ 2.1 การเกิดน้ำชะมูลฝอย	18
รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายในหลุมฝังกลบ	20
รูปที่ 2.3 การเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนของ BOD_5 : COD, COD : TOC, VF : FS ของน้ำชะมูลฝอย ตามอายุของหลุมฝังกลบ	23
รูปที่ 2.4 สเปกตรัมของคลื่นแม่เหล็กไฟฟ้า	28
รูปที่ 2.5 โครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์	29
รูปที่ 2.6 กลไกการเกิดปฏิกิริยาต่างๆในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก	32
รูปที่ 2.7 ขั้นตอนเทคนิคโซล-เจล และผลิตภัณฑ์ต่างๆ	37
รูปที่ 2.8 ขั้นตอนการจุ่มเคลือบแบบกะ	38
รูปที่ 3.1 ถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก	46
รูปที่ 3.2 อุปกรณ์ชุบเคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา	46
รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการดำเนินงานในการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า	48
รูปที่ 3.4 แผนผังแสดงขั้นตอนการเคลือบ Petri dish	50
รูปที่ 3.5 แผนผังแสดงการกำจัด COD จากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก	54
รูปที่ 3.5 แผนผังแสดงการกำจัด BOD_5 จากน้ำชะมูลฝอยด้วย กระบวนการโฟโตคะตะลิติก	55
รูปที่ 3.6 แผนผังแสดงการกำจัด VFA จากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก	56
รูปที่ 4.1 การเลี้ยวเบนรังสีเอ็กซ์ของผงไทเทเนียมไดออกไซด์	59
รูปที่ 4.2 ภาพถ่าย 3 มิติ ด้วยอุปกรณ์ AFM ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2	60
รูปที่ 4.3 ความสามารถในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยบนตัวกลาง TiO_2	62
รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการบำบัด COD ของน้ำชะมูลฝอย	65
รูปที่ 4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น BOD ในน้ำชะมูลฝอยกับเวลาในการเกิดปฏิกิริยา สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก	66

สารบัญรูป (ต่อ)

	หน้า
รูปที่ 4.6 อัตราส่วนระหว่าง BOD ₅ :COD ในการบำบัดด้วยโฟโตคะตะลิติก	69
รูปที่ 4.7 จลนพลศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO ₂	71
รูปที่ ค.1 อุปกรณ์ X-ray diffraction (XRD) รุ่น Bruker model D8 Advance สถานะที่ทำการวิเคราะห์ : Cu K α radiation at scan rate of 0.02° S-1	98
รูปที่ ค.2 อุปกรณ์ UV-Vis spectrometer ยี่ห้อ Perkin Elmer รุ่น Lambda 650 สถานะที่ทำการวิเคราะห์ : ความยาวคลื่นในช่วง 290–800 nm	98
รูปที่ ค.3 อุปกรณ์ Atomic Force Microscopy (AFM) ยี่ห้อ Asylum research รุ่น MFP-3D-BIO™	99
รูปที่ ค.4 อุปกรณ์วัดความเข้มแสง ยี่ห้อ UV-Light Meter Model UV-340	99
รูปที่ ค.5 ปีเปตอ๊ด โนมดี ยี่ห้อ Engineered for Excellence BIOHIT	100



คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

Å	อังสตรอม
°C	องศาเซลเซียส
cm	เซนติเมตร
E_g	แถบพลังงาน (energy gap)
e^-	อิเล็กตรอนที่แถบการนำไฟฟ้า
eV	อิเล็กตรอนโวลต์
g	กรัม
h^+	โฮลที่แถบวาเลนซ์
L	ลิตร
mg	มิลลิกรัม
min	นาที
mL	มิลลิลิตร
μm	ไมโครเมตร
μW	ไมโครวัตต์
nm	นาโนเมตร
O^\cdot	ออกไซด์ไอออนเรดิคัล (oxide ion radicals)
O_2^\cdot	ซูเปอร์ออกไซด์ไอออนเรดิคัล (superoxide ion radicals)
$\cdot\text{OH}$	ไฮดรอกซิลเรดิคัล
$\cdot\text{OH}_2$	เปอร์ไฮดรอกซิลเรดิคัล
rms	รากที่สองของค่าความขรุขระเฉลี่ย
UV	รังสีอัลตราไวโอเล็ต
W	วัตต์

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญ

ปัจจุบันประเทศไทยได้มีนโยบายในการส่งเสริมการจัดการขยะมูลฝอยซึ่งได้กำหนดเป็นวาระแห่งชาติ พ.ศ. 2557 ที่มีเนื้อหารายละเอียดเกี่ยวกับการจัดการขยะมูลฝอยและของเสียอันตรายจากรายงานสถานการณ์มลพิษของประเทศไทยในปี 2557 พบว่า ประเทศไทยมีปริมาณขยะมูลฝอยชุมชนเกิดขึ้นทั่วประเทศ 26.19 ล้านตัน และมีปริมาณขยะมูลฝอยตกค้างสะสมทั่วประเทศที่ไม่ถูกนำไปกำจัด 14.8 ล้านตัน [1] ซึ่งเป็นผลอันเนื่องมาจากการพัฒนาอย่างต่อเนื่องในด้านเศรษฐกิจ สังคม อุตสาหกรรม และเกษตรกรรม สำหรับการจัดการขยะมูลฝอยมีรูปแบบหลากหลาย โดยการกำจัดขยะมูลฝอยส่วนใหญ่นิยมใช้วิธีการฝังกลบ ซึ่งวิธีการดังกล่าวสามารถรองรับขยะมูลฝอยได้ในปริมาณมากและหลากหลายประเภท เป็นวิธีการที่มีค่าใช้จ่ายในการลงทุนและดำเนินการค่อนข้างต่ำ การจัดการไม่สลับซับซ้อนมากนัก และมีความยืดหยุ่นมากในการรองรับ ทั้งด้านปริมาณและลักษณะของขยะมูลฝอย [2] แต่วิธีการฝังกลบขยะมูลฝอยนี้ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม เนื่องจากก่อให้เกิดปัญหาด้านการจัดการน้ำชะมูลฝอย ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายโดยกระบวนการชีวภาพ และเกิดจากปริมาณน้ำฝนที่ตกลงบนพื้นที่หลุมฝังกลบ ทั้งนี้ น้ำชะมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีความสกปรกสูงประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ และสารแขวนลอยปนเปื้อนในรูปต่างๆ ซึ่งอยู่ในรูปที่ย่อยสลายได้ยาก [3] นอกจากนี้มักจะมีสีน้ำตาลดำที่เกิดจากสารประกอบฮิวมิก (Humic substance) หากน้ำชะมูลฝอยดังกล่าวเกิดการปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมไม่ว่าจะเป็น แหล่งน้ำผิวดินหรือแหล่งน้ำใต้ดิน จะก่อให้เกิดผลกระทบต่อคุณภาพสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของมนุษย์อย่างมาก กล่าวคือ ทำให้เกิดการแพร่กระจายเชื้อโรค ปัญหากลิ่นรบกวน ก่อให้เกิดความรู้สึกพึงรังเกียจต่อผู้ที่พบเห็น ส่งผลกระทบต่อพืชน้ำและสัตว์น้ำในระบบนิเวศน์

โดยทั่วไปวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยส่วนมากที่พบจะใช้ระบบบำบัดทางชีวภาพ [4] แต่ด้วยข้อจำกัดของกระบวนการทางชีวภาพที่ไม่สามารถกำจัดสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อนหรือสารที่มีเสถียรภาพและความคงตัวสูงที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยได้ ดังนั้นจึงได้มีการประยุกต์ใช้กระบวนการขั้นสูงในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย อาทิเช่น เฟนตัน, โอโซน และเมมเบรน เป็นต้น [5-8] แต่เนื่องจากกระบวนการข้างต้นมีข้อจำกัดในด้านความยุ่งยาก และอุปกรณ์ในการติดตั้งระบบ ประกอบด้วยค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง

งานวิจัยนี้ได้มีการนำกระบวนการโฟโตคะตะลิติกมาประยุกต์ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก (Photocatalytic) เป็นกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advance Oxidation Processes, AOPs) ที่มีศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ กลิ่นในวัสดุต่างๆ จุลินทรีย์และเชื้อโรคที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย ดังนั้นในการศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษา ประสิทธิภาพของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ในการ บำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบขยะมูลฝอย

1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

1.2.2 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD และ BOD จากน้ำเสียน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ กระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

1.2.3 ศึกษาจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

1.3.1 ศึกษาในถังปฏิกรณ์แบบแบทช์ (Batch Reactor) ที่เป็นระบบปิด

1.3.2 ตัวเร่งปฏิกิริยาที่ใช้ คือ ไทเทเนียมไดออกไซด์ชนิดฟิล์มบาง ซึ่งเตรียมขึ้น โดยวิธี โซล-เจล

1.3.3 แหล่งกำเนิดแสงที่ใช้ คือ หลอดอัลตราไวโอเลตชนิดเอ ที่มีความยาวคลื่นเท่ากับ 365 nm และมีความเข้มแสง $1,000 \mu\text{W}/\text{cm}^2$

1.3.4 น้ำชะมูลฝอยที่ใช้นำมาจากหลุมฝังกลบเก่าไทรน้อย ตำบลคลองขวาง อำเภไทร น้อย จังหวัดนนทบุรี

1.3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการศึกษาได้แก่ COD, BOD และ VFA

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 ทราบลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

1.4.2 ทราบประสิทธิภาพของการกำจัด COD รวมทั้งติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD และ VFA จากน้ำชะมูลฝอยด้วยไทเทเนียมไดออกไซด์โดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

1.4.3 ทราบค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

1.4.4 สามารถนำค่าจลนพลศาสตร์ที่คำนวณได้จากกระบวนการสำหรับบำบัดน้ำชะมูลฝอย จากหลุมฝังกลบเก่า ไปประยุกต์ใช้ในการออกแบบหรือคาดการณ์ระบบในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย จากหลุมฝังกลบเก่าหลุมอื่นๆ

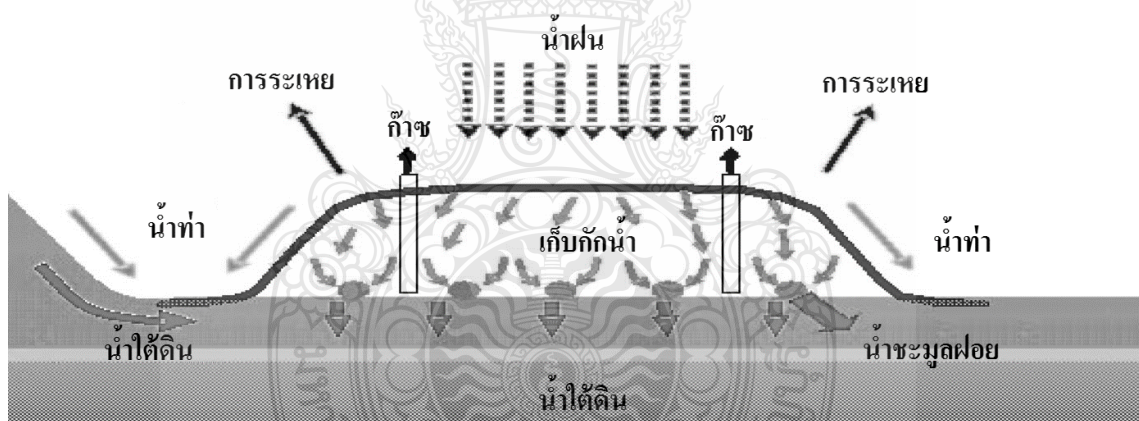


บทที่ 2

ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำชะมูลฝอย

น้ำชะมูลฝอย เกิดขึ้นเนื่องจากการซึมผ่านของน้ำในชั้นของมูลฝอยในสถานที่ฝังกลบ โดยจะเกิดการชะสารละลายหรือชะเอาสารตะกอน สารแขวนลอย และพวกจุลินทรีย์ต่างๆ ออกมาด้วยน้ำ โดยทั่วไปถ้ามีน้ำไหลผ่านมากก็จะชะเอาสารปนเปื้อนเพิ่มมากขึ้น หากมีการจัดการที่ไม่ถูกต้องจะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม โดยเฉพาะอย่างยิ่งทำให้เกิดการปนเปื้อนของน้ำใต้ดินและน้ำผิวดิน น้ำชะขยะจึงเป็นปัญหาหลักที่จะต้องจัดการฝังกลบอย่างถูกต้อง [9] น้ำชะมูลฝอยจะประกอบไปด้วยของเหลวที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายของตัวมูลฝอยเอง และส่วนใหญ่ น้ำชะมูลฝอยจะเกิดจากการซึมผ่านเข้าสู่สถานที่ฝังกลบจากภายนอก เช่น ระบายน้ำ น้ำฝน และน้ำผิวดิน [10] ดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 การเกิดน้ำชะมูลฝอย [11]

น้ำฝนที่ตกลงมาบริเวณหลุมฝังกลบมูลฝอยส่วนหนึ่งกลายเป็นน้ำผิวดิน (Surface runoff) หลังจากที่ผ่านมาการระเหย การคายน้ำของดินและพืช ส่วนที่เหลือจะถูกเก็บกักไว้ในชั้นดินจนกระทั่งความชื้นที่สะสมในชั้นดินเกิดความจุสนาม (Field capacity) ของดิน น้ำจะซึมลงสู่ชั้นของมูลฝอย โดยของเหลวที่ซึมลงมาจะถูกสะสมอยู่ในชั้นของมูลฝอยจนกระทั่งถึงค่าความจุสนามของมูลฝอย น้ำเหล่านี้จะชะละลายสารต่างๆ ออกจากมูลฝอยและซึมลงไปสะสมที่พื้นใต้หลุมฝังกลบมูลฝอย เรียกว่า น้ำชะมูลฝอย (Leachate) [12]

2.1.1 การย่อยสลายของน้ำชะมูลฝอยในหลุมฝังกลบ

ในพื้นที่ฝังกลบหลังจากที่มีการฝังกลบมูลฝอยโดยมีชั้นดินปิดทับ แล้วมูลฝอยเกิดกระบวนการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ น้ำชะมูลฝอยเป็นผลจากระบวนการเปลี่ยนแปลงรูปมูลฝอยทางด้านกายภาพ เคมี และชีวภาพ โดยมีน้ำเป็นตัวร่วมปฏิกิริยา กระบวนการเกิดปฏิกิริยาจะเกิดกลไกทางกายภาพ 3 ระยะ ได้แก่ การย่อยสลายของแข็ง (Solid phase) การเกิดของเหลว (Liquid phase) และการเกิดก๊าซ (Gas phase) ของเหลวที่เกิดขึ้นมีปริมาณสารอินทรีย์ทั้งในรูปของสารละลาย สารแขวนลอย และอออนของสารอินทรีย์ปนเปื้อนสูง แสดงดังรูปที่ 2.2

การย่อยสลายของน้ำชะมูลฝอยในหลุมฝังกลบ ประกอบไปด้วย 5 ขั้นตอนดังนี้ [13]

1) Initial adjustment phase เป็นขั้นแรกของการย่อยสลาย ซึ่งในขั้นตอนนี้จะเป็นการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic condition) เนื่องจากยังมีออกซิเจนหลงเหลืออยู่ในหลุมฝังกลบ

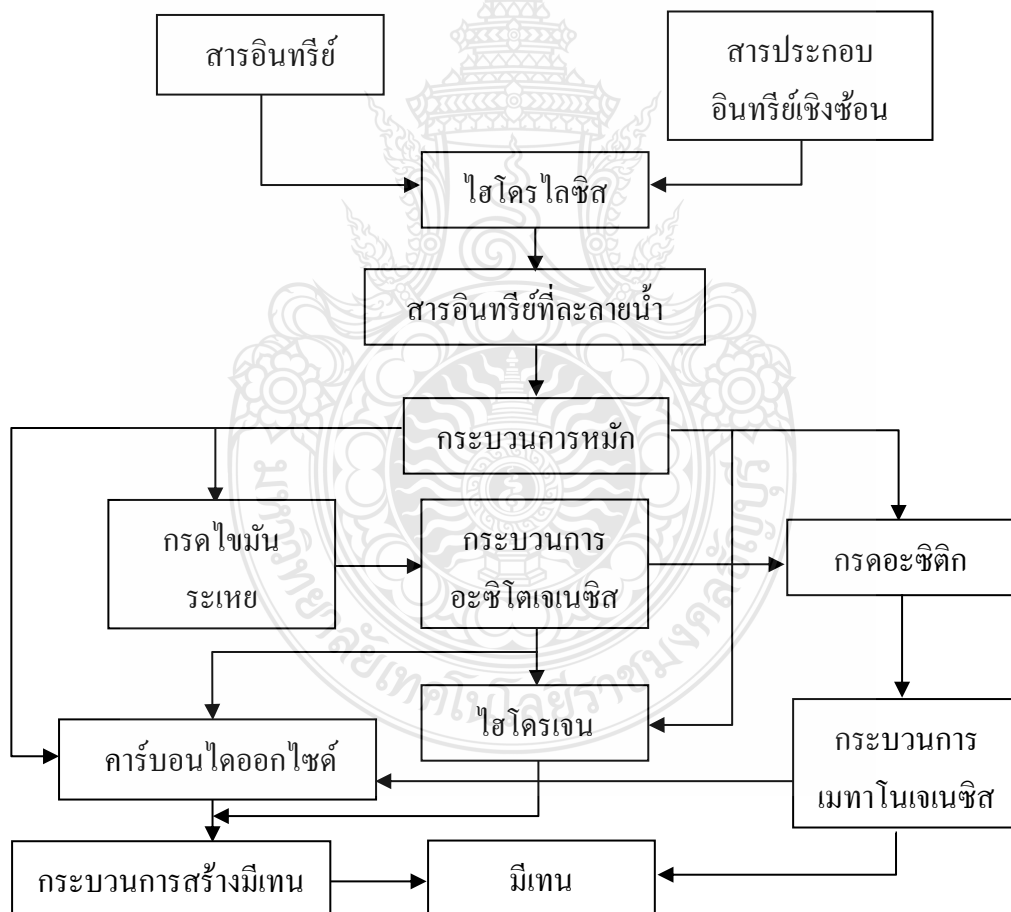
2) Transition phase เป็นขั้นตอนที่เกิดขึ้นเมื่อออกซิเจนเริ่มขาดแคลน กำลังจะเกิดสภาพไร้ออกซิเจน (Anaerobic condition) ในขั้นตอนนี้จะใช้ในเตรตและซัลเฟตในกระบวนการย่อยสลายเกิดผลิตภัณฑ์เป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ในขั้นตอนนี้ค่าพีเอชของน้ำชะมูลฝอยจะเริ่มลดต่ำลง เนื่องจากกรดอินทรีย์และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ขึ้นในกระบวนการย่อยสลาย

3) Acid phase ในขั้นตอนนี้จะแบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอนย่อยๆ คือ การเปลี่ยนแปลงรูปของสารประกอบที่มีมวลโมเลกุลสูง เช่น ไขมัน และโปรตีน เป็นต้น เปลี่ยนไปเป็นสารประกอบที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์เพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานและเซลล์คาร์บอน ถัดไปเป็นขั้นตอนการเปลี่ยนสารประกอบที่ได้จากขั้นตอนแรกไปเป็นสารประกอบที่มีมวลโมเลกุลต่ำประเภทกรดอะซิติก (Acetic acid) และสารประกอบที่มีความเข้มข้นต่ำๆของกรดฟัลวิก (Fulvic) และกรดอินทรีย์ประเภทอื่นๆ ซึ่งการย่อยสลายในขั้นตอนนี้ก๊าซที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนก๊าซไฮโดรเจนจะเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อย จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในขั้นตอนนี้เรียกว่า Facultative bacteria และ Obligate anaerobic bacteria จะทำงานควบคู่กัน โดยอัตราการสร้างกรดจะลดลงเรื่อยๆ ส่งผลให้ค่าพีเอชของน้ำชะมูลฝอยเพิ่มสูงขึ้น ทำให้โลหะหนักละลายน้ำได้น้อยลง ส่งผลให้ค่าโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยลดลงด้วย

ในขั้นตอนนี้ค่าพีเอชจะลดต่ำลง เนื่องจากการเพิ่มมากขึ้นของกรดอินทรีย์และปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนค่าความสกปรกในรูปของ BOD, COD และค่าการนำไฟฟ้าของน้ำชะมูลฝอยจะเพิ่มขึ้น เนื่องจากค่าพีเอชที่ต่ำจะทำให้ความสามารถในการละลายของกรดอินทรีย์และธาตุอาหารในน้ำชะมูลฝอยดีขึ้น

4) Methane fermentation phase จุลินทรีย์ในขั้นตอนนี้จะเปลี่ยนกรดอะซิติกและก๊าซไฮโดรเจน ที่เกิดจากแบคทีเรียชนิดที่สร้างกรด (Acid former) ในขั้นตอนที่ 3 ไปเป็นก๊าซมีเทน (CH_4) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายนี้เป็นจุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทน (Methane former) ซึ่งอยู่ได้ในสภาพไร้อากาศเท่านั้น ในขั้นตอนนี้ Acid former และ Methane former

5) Maturation phase ขั้นตอนที่สุดท้ายจะเกิดขึ้นหลังจากสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์แล้ว เมื่อความชื้นยังคงเหลืออยู่ในช่องว่างของมูลฝอยอินทรีย์ที่ยังไม่ได้สัมผัสกับความชื้นจะถูกย่อยสลายและเปลี่ยนรูปต่อไปในขั้นตอนนี้อัตราการเกิดก๊าซจะลดลงเรื่อยๆ เนื่องจากสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่เป็นประเภทย่อยสลายยาก ก๊าซที่เกิดส่วนใหญ่ได้แก่ ก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายในหลุมฝังกลบ [14]

2.1.2 ลักษณะของน้ำชะมูลฝอย

ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อลักษณะสมบัติและปริมาณของน้ำชะมูลฝอย ได้แก่ ลักษณะปริมาณน้ำฝน มูลฝอยที่ฝังกลบ สภาพภูมิอากาศ สภาพภูมิประเทศ สภาพอุทกธรณีวิทยา คุณสมบัติของดิน วัสดุกลบทับชั้นสุดท้าย และสถานะต่างๆ ภายในหลุมฝังกลบ เช่น กระบวนการทางชีวภาพและทางเคมี ความชื้น อุณหภูมิ ค่าพีเอช และอายุของสถานที่ฝังกลบมูลฝอย น้ำชะมูลฝอยจากหลุมกลบที่มีอายุน้อยกว่า 5 ปีจะสามารถบำบัดได้ง่าย

โดยสารอินทรีย์ที่พบในน้ำชะมูลฝอยส่วนใหญ่จะประกอบไปด้วยกรดไขมันระเหยอิสระ (Free volatile fatty acids) มากถึง 95% ของสารอินทรีย์ทั้งหมด ซึ่งถูกย่อยสลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ในสภาพที่มีอากาศ ผลที่เกิดขึ้นทำให้ pH ลดลงและความสามารถในการละลายของสารปนเปื้อนจะสูงขึ้นและจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogenic จะเปลี่ยน VFA เป็น Biogas (CH_4 , CO_2) ต่อมาเป็นสารที่มีลักษณะคล้ายฟัลวิคซึ่งประกอบด้วยกลุ่ม Carboxyl และ Aromatic hydroxyl เป็นจำนวนมาก สารอินทรีย์ที่เหลือประกอบไปด้วยสารเชิงซ้อนฮิวมิกที่มีลักษณะเหมือนคาร์บอนไฮเดรต และมีมวลโมเลกุลสูง ส่วนน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมาก องค์ประกอบของน้ำจะเป็นสารที่ย่อยสลายยากเป็นส่วนใหญ่ เช่น กรดฮิวมิก และกรดฟัลวิค เป็นต้น [15] โดยปัจจัยที่ทำให้เกิดความแตกต่างของลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยมาจากลักษณะทางกายภาพของมูลฝอย ได้แก่ การบดมูลฝอยให้เป็นชิ้นเล็กๆ การบดอัดมูลฝอย และปริมาณความชื้นในมูลฝอย กระบวนการย่อยสลายมูลฝอยและอายุของหลุมฝังกลบลักษณะคุณสมบัติ น้ำชะมูลฝอย ดังตารางที่ 2.1

โดยน้ำชะมูลฝอยส่วนใหญ่จะมีลักษณะสมบัติโดยทั่วไปที่ พบว่า มีสารที่ก่อให้เกิดความเป็นพิษ 4 ประเภท ได้แก่

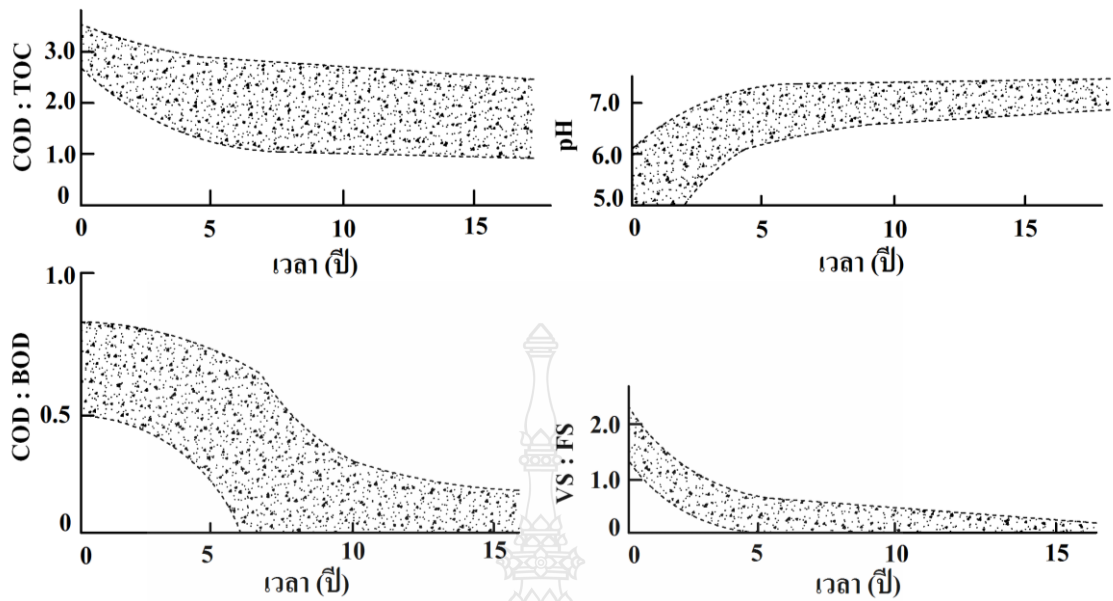
- 1) พวกอออนที่พบบ่อย ได้แก่ แคลเซียม ซัลเฟต โซเดียมและแอมโมเนีย เป็นต้น
- 2) พวกอินทรีย์สาร ได้แก่ BOD และ COD เป็นต้น
- 3) พวกอนินทรีย์สารที่มีปริมาณน้อย ได้แก่ เหล็ก แมงกานีส นิกเกิล และตะกั่ว เป็นต้น
- 4) พวกแบคทีเรีย ได้แก่ แบคทีเรียก่อโรค เช่น โคลิฟอร์ม เป็นต้น

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของน้ำชะมูลฝอยตามอายุของหลุมฝังกลบ [9]

พารามิเตอร์	อายุหลุมฝังกลบ							
	< 5 ปี			5-10 ปี			> 10 ปี	
	Hong Kong	Greece	South Korea	Italy	Turkey	Brazil	France	Thailand
COD	15,700	70,900	24,400	5,050	9,500	3,460	1,339	4,300
BOD	4,200	26,800	10,800	1,270	-	150	80	418
BOD : COD	0.27	0.38	0.44	0.25	-	0.04	0.06	0.10
pH	7.7	6.2	7.3	8.38	8.15	8.2	8.55	8.4
SS	-	950	2,400	-	-	-	-	-
TKN	-	3,400	1,766	1,670	1,450	-	470	2,186
NH ₃ -N	2,260	3,100	1,682	1,330	1,270	800	-	1,934
Organic compounds	80% VFA			5-30% VFA+ Humic and fulvic acids			Humic and fulvic acids	
Heavy metals	Low - medium			-			Low	
Biodegradability	Important			Medium			Low	

ความเข้มข้นของสารอินทรีย์และอัตราส่วนของ BOD : COD จะสูงในช่วงแรกของการฝังกลบ และการย่อยสลายของมูลฝอยจะลดลงเมื่ออายุของหลุมฝังกลบมากขึ้น สามารถอธิบายได้ดังรูปที่ 2.3

โดยในช่วงแรกปริมาณก๊าซมีเทนต่ำและอัตราส่วนของ BOD:COD สูง แต่เมื่ออายุของหลุมฝังกลบมากขึ้น ปริมาณก๊าซมีเทนจะสูงขึ้นขณะที่อัตราส่วน BOD:COD ลดลง เนื่องจากสารอินทรีย์เกือบทั้งหมดกลายเป็นก๊าซมีเทน นอกจากนี้อัตราส่วนของ COD:TOC มีแนวโน้มลดลงเมื่ออายุของหลุมฝังกลบมากขึ้น โดยอินทรีย์คาร์บอนซึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่สำคัญสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งถูกย่อยสลายเหลือน้อยลงตามอายุของหลุมฝังกลบที่มากขึ้น ดังนั้นน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่มีอายุมากจะไม่เหมาะสมต่อการบำบัดทางชีวภาพ [16]



รูปที่ 2.3 การเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนของ BOD : COD, COD : TOC และ VF : FS ของน้ำชะมูลฝอยตามอายุของหลุมฝังกลบ คัดแปลงมาจาก [16]

2.1.3 การบำบัดน้ำชะมูลฝอย

การจัดการน้ำชะมูลฝอยเพื่อป้องกันการปนเปื้อนน้ำชะมูลฝอยลงสู่ดิน แหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดิน นิยมใช้ 4 วิธี ได้แก่

1) การหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย (Recycling) เป็นการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ในหลุมฝังกลบ เนื่องจากในระยะแรกน้ำชะมูลฝอยจะมีความเข้มข้นของ BOD, COD, ธาตุอาหาร และโลหะหนักในปริมาณสูง เมื่อมีการหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอยกลับไปสู่กองขยะมูลฝอยในหลุมฝังกลบ สารต่างๆ จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์อย่างรวดเร็ว โดยกรดอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ทำให้ความเป็นกรด-ด่างของน้ำชะมูลฝอยมีค่าสูงขึ้น ส่งผลให้โลหะหนักตกตะกอนอยู่ภายในหลุมฝังกลบ

2) การระเหย (Evaporation) เป็นการเปลี่ยนสถานะน้ำชะมูลฝอยจากของเหลวไปเป็นก๊าซ และแพร่สู่บรรยากาศ โดยอาศัยพลังงานและความร้อนช่วยในการระเหย ซึ่งวิธีนี้อาจก่อให้เกิดก๊าซซึ่งเป็นมลทางอากาศได้

3) การนำน้ำชะมูลฝอยไปบำบัดในระบบบำบัดน้ำเสียรวม โดยการนำน้ำชะมูลฝอย

ไปบำบัดรวมกับน้ำเสียชุมชนที่โรงบำบัด แต่วิธีนี้ไม่นิยมใช้เนื่องจาก ความเป็นพิษของน้ำชะมูลฝอย อาจส่งผลให้การทำงานของกระบวนการบำบัดทางชีวภาพล้มเหลวได้ และค่าใช้จ่ายในการนำน้ำชะ มูลฝอยไปยังระบบบำบัดค่อนข้างสูง

4) การบำบัดน้ำชะมูลฝอย สามารถทำได้หลายวิธีอยู่กับองค์ประกอบหลัก หรือสาร ปนเปื้อนในน้ำชะมูลฝอยที่ต้องการกำจัดออกไป โดยกระบวนการที่สำคัญในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยมี ดังนี้ [17]

- กระบวนการทางชีวภาพ (Biological process) การบำบัดด้วยกระบวนการทาง ชีวภาพจะอาศัยจุลินทรีย์ในการลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำ โดยจุลินทรีย์เป็นแหล่งอาหารสำหรับ ผลิตภัณฑ์และการเจริญเติบโต สารอินทรีย์ที่เหมาะสมใช้เป็นอาหารส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่มี โครงสร้างไม่ซับซ้อน มวลโมเลกุลต่ำ และง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ กระบวนการนี้นิยมใช้ลด ปริมาณสารอินทรีย์ที่วัดในรูป BOD และ COD โดยให้ประสิทธิภาพสูงมากในการบำบัดถึง 60 - 80 % สำหรับน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบมูลฝอยใหม่ที่มีอัตราส่วนของ BOD : COD สูง เนื่องจากมีสารอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลายสูง มีความเหมาะสมในการบำบัดด้วยกระบวนการทาง ชีวภาพ ส่วนน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบมูลฝอยเก่ามักมีอัตราส่วนของ BOD : COD ต่ำ เป็นผล มาจากมีสารอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลายต่ำ จึงไม่เหมาะสำหรับการบำบัดการบำบัดด้วย กระบวนการทางชีวภาพเพียงอย่างเดียว เนื่องจากประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำ (น้อยกว่า 50 %) และ ต้องใช้การบำบัดทางเคมี/กายภาพร่วมด้วย เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดได้ตามเกณฑ์มาตรฐาน คุณภาพน้ำทิ้ง

- กระบวนการทางเคมี/กายภาพ (Chemical/Physical processes) การบำบัดน้ำชะมูล ฝอยด้วยกระบวนการทางเคมี/กายภาพ เช่น การตกตะกอนทางเคมี การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์และ การแลกเปลี่ยนไอออน เป็นต้น กระบวนการนี้นิยมใช้สำหรับบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบ มูลฝอยเก่า ซึ่งมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายต่ำ มีอัตราส่วนของ BOD:COD น้อยกว่า 0.2 โดย ใช้เป็นระบบบำบัดขั้นต้นแต่ปัจจุบันมีการประยุกต์ใช้ร่วมกับกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ เพื่อ บำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยใหม่ให้ได้ตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง นอกจากนี้ยัง มีการนำกระบวนการดังกล่าวไปใช้บำบัดขั้นสุดท้ายสำหรับน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบมูลฝอยใหม่ [18]

- กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced Oxidation Process, AOP) เป็นกระบวนการทางเคมีวิธีหนึ่ง โดยอาศัยสารออกซิไดซ์ (Oxidizing agent) ที่มีค่าต่างศักย์สูง เช่น O_3/UV , H_2O_2/UV , $O_3/H_2O_2/UV$, H_2O_2/Fe^{2+} , TiO_2/UV และ $TiO_2/H_2O_2/UV$ เป็นต้น ทั้งนี้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงต้องอาศัยความรู้ทางเคมีค่อนข้างมาก แต่ข้อดีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสามารถบำบัดได้ทั้ง สารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ สารพิษ โลหะหนัก และสารที่ย่อยสลายยาก โดยการใช้เทคนิคออกซิเดชันขั้นสูงมีหลักการ คือ เมื่อเติมสารออกซิไดซ์สัมผัสกับสารมลพิษในน้ำเสียจะมีการแลกเปลี่ยนอิเล็กตรอนวงนอกสุด (Valiant electron) สารออกซิไดซ์ซึ่งมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนสูงจะค่อยๆ ทำการแตกสลายพันธะ (Break down) โดยสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนจำพวกพันธะวงแหวน และพันธะคู่จะลดความโครงสร้างความซับซ้อนของโมเลกุลกลายเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายขึ้น จึงส่งผลให้ความเป็นพิษลดลงจนเกิดการกำจัดอย่างสมบูรณ์ของปฏิกิริยา (Mineralization) จนกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ออกซิเจน และน้ำ [19] ซึ่งสามารถสรุปการบำบัดน้ำชะมูลฝอยตามกระบวนการต่างๆ ที่กล่าวมาข้างต้น ได้ดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 สรุปกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอยต่างๆ [19]

กระบวนการ	ระบบ	ศึกษาการบำบัด	ประสิทธิภาพ
	สารตกตะกอน (Coagulation)	Fe, Zn, Cr, Cu และ Mn	ประสิทธิภาพในการบำบัด Fe, Zn สูง ส่วน Cr, Cu, Mn มีค่าระดับกลาง และสามารถบำบัด Cd, Pb และ Ni ได้น้อย
ทางเคมี	ออกซิเดชันเคมี (Chemical oxidation)	สารอินทรีย์	ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยคงตัวสูง อาจจะใช้สารเคมีปริมาณสูง แต่สามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้อย่างสมบูรณ์
	การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion exchange)	COD	สามารถบำบัดได้สูงกว่า 10-70 % และสามารถบำบัดโลหะหนักได้บ้างเล็กน้อย
ทางกายภาพ	วัสดุดูดซับ (Adsorption)	COD	สามารถบำบัดได้สูงกว่า 30 - 70 % เมื่อผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยกระบวนการทางชีวภาพ
	ออสโมซิสผันกลับ (Reverse osmosis)	TDS	สามารถบำบัดได้สูงกว่า 90 - 96 %

ตารางที่ 2.2 สรุปกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอยต่างๆ [19]

กระบวนการ	ระบบ	ศึกษาการบำบัด	ประสิทธิภาพ
ทางชีวภาพ	ระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge)	BOD	ประสิทธิภาพอาจมีการเปลี่ยนแปลงได้ขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่เก็บสามารถบำบัดค่า BOD ได้สูงกว่า 90 %
	ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoons)	BOD	ดำเนินการง่าย ในระบบมีอัตราน้ำเข้าระบบน้อยสามารถบำบัดค่า BOD ได้สูงกว่า 90 %
	ระบบบ่อไร้อากาศ (Anaerobic lagoons)	สารอินทรีย์	เป็นระบบที่การบำบัดสารอินทรีย์สมบูรณ์ ประสิทธิภาพการบำบัดสูง

ทั้งนี้การเลือกใช้ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยแต่ละกระบวนการขึ้นอยู่กับลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอย คุณภาพน้ำทิ้งที่ต้องการเทคโนโลยีที่มี และความชำนาญของบุคลากรตลอดจนอายุของสถานที่ฝังกลบมูลฝอย ก็อาจใช้คาดการณ์ลักษณะคุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยและระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่เลือกใช้ได้ ดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 การบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีการต่างๆสำหรับสถานที่ฝังกลบใหม่และเก่า [18]

กระบวนการบำบัด	อายุหลุมฝังกลบ		
	< 5 ปี	5-10 ปี	> 10 ปี
COD (mg/L)	>10,000	500-10,000	<500
Biological Treatment	ดี	พอใช้	ต่ำ
Chemical Precipitation	ต่ำ	พอใช้	ต่ำ
Chemical Oxidation (Ca(ClO ₂))	ต่ำ	พอใช้	พอใช้
O ₃	ต่ำ	พอใช้	พอใช้
Reverse Osmosis	พอใช้	ดี	ดี
Activated Carbon	ต่ำ	พอใช้	ดี
Ion Exchange Resin	ต่ำ	พอใช้	พอใช้

เนื่องจากลักษณะน้ำชะมูลฝอยเปลี่ยนแปลงตามอายุการฝังกลบ ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยเพียงขั้นตอนเดียวอาจไม่ได้ผลดี จึงควรประกอบด้วยหลายขั้นตอนตามลักษณะน้ำชะมูลฝอยแต่ละระยะ โดยเริ่มจากการใช้การหมุนเวียนคืนลงไปในหลุมฝังกลบเพื่อเร่งการสลายตัวทางชีวภาพของน้ำชะมูลฝอย เนื่องจากช่วงแรกของการฝังกลบจะมีความเข้มข้นของค่า BOD ต่ำ ขั้นตอนต่อไปจะเน้นการกำจัดสารอินทรีย์ และการเกิดไนตริฟิเคชันเพื่อบำบัดแอมโมเนียโดยใช้กระบวนการทางชีววิทยา และขั้นสุดท้ายจำเป็นต้องใช้วิธีการทางกายภาพเคมี

2.2 กระบวนการโฟโตคะตะลิติก

กระบวนการโฟโตคะตะลิติก เป็นกระบวนการที่ใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา (Catalyst) กระตุ้นปฏิกิริยาที่ใช้แสง (Photoreaction) ทำให้ปฏิกิริยานั้นๆ เกิดได้เร็วขึ้น กล่าวคือเมื่อโมเลกุลของสารปนเปื้อนถูกดูดซับ (Adsorbed) ไว้บนผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา จะเกิดปฏิกิริยาขึ้นที่ผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา โดยโมเลกุลที่ถูกดูดซับเกิดการเปลี่ยนแปลงในด้านของการจัดเรียงตัวของอิเล็กตรอน และบางพันธะของโมเลกุลเริ่มสลายตัว ดังนั้นกระบวนการโฟโตคะตะลิติกจะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ

- การดูดซับ (Adsorption)
- การฉายแสง (Irradiation)

ทั้งนี้องค์ประกอบพื้นฐานที่สำคัญของกระบวนการดังกล่าวคือ ตัวเร่งปฏิกิริยา และพลังงานแสง

2.2.1 กระบวนการดูดซับ (Adsorption process)

กระบวนการดูดซับเป็นความสามารถของสารบางชนิดในการดึงโมเลกุลหรือคอลลอยด์ซึ่งอยู่ในของเหลวหรือก๊าซให้มาเกาะบนผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา ปฏิกิริยาการเคลื่อนย้ายสารจากของเหลวหรือก๊าซมายังผิวของของแข็งโมเลกุลหรือคอลลอยด์ เรียกว่า ตัวถูกดูดซับ (Adsorbate) ส่วนตัวเร่งปฏิกิริยาซึ่งเป็นของแข็งที่มีผิวเป็นที่เกาะจับเรียกว่า ตัวดูดซับ (Adsorbent) การเกาะจับของโมเลกุลบนผิวของสารอาจเกิดขึ้นด้วยแรงทางกายภาพหรือด้วยแรงทางเคมีหรือทั้งสองอย่างรวมกัน ส่วนในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกการดูดซับจะเกิดจากแรงทางเคมีเป็นหลัก

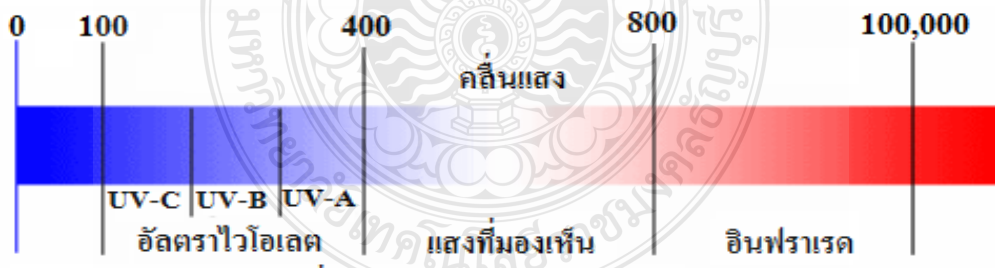
2.2.2 การฉายแสง (Irradiation process)

ตัวเร่งปฏิกิริยาถูกกระตุ้นด้วยพลังงานแสงที่มีพลังงานเพียงพอ หรือมีพลังงานมากกว่าหรือเท่ากับแถบช่องว่างพลังงาน (Band gap) ของสารกึ่งตัวนำ ซึ่งพลังงานที่น่าสนใจในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก คือ พลังงานจากรังสีอัลตราไวโอเล็ต (Ultraviolet radiation) เป็นรังสีที่มองไม่เห็นด้วยตาเปล่า มีความยาวคลื่นอยู่ในช่วง 100-400 นาโนเมตร ดังรูปที่ 2.4 สามารถแบ่งออกได้เป็น 4 ช่วงคลื่น คือ

- อัลตราไวโอเล็ตชนิดเอ (Ultraviolet A) ความยาวคลื่น 400-315 นาโนเมตร
- อัลตราไวโอเล็ตชนิดบี (Ultraviolet B) ความยาวคลื่น 315-280 นาโนเมตร
- อัลตราไวโอเล็ตชนิดซี (Ultraviolet C) ความยาวคลื่น 280-100 นาโนเมตร

ซึ่งความเข้มของแสงอัลตราไวโอเล็ตที่ส่งผ่านจากแสงอาทิตย์มายังพื้นผิวโลกจะลดลงอย่างมากในชั้นบรรยากาศซึ่งเกิดจากการดูดกลืนโดยโอโซนในบรรยากาศชั้นสตราโตสเฟียร์และการกระเจิงของแสง ทำให้แสงอัลตราไวโอเล็ตที่ส่งผ่านมายังพื้นโลกมีจำกัดและปริมาณน้อยมาก จึงต้องมีการใช้หลอดอัลตราไวโอเล็ตเป็นแหล่งกำเนิดแสงในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก [20]

ไทเทเนียมไดออกไซด์มีพลังงานของแถบพลังงาน (Band gap) ประมาณ 3.2 eV ดังนั้นการให้พลังงานแก่ระบบต้องให้พลังงานมากกว่าพลังงานของแถบพลังงานปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกจึงจะเกิดขึ้นได้ ซึ่งช่วงของแสงอัลตราไวโอเล็ตที่มีความยาวคลื่นต่ำกว่า 400 nm จะให้ค่าพลังงานที่มากกว่าหรือเท่ากับแถบพลังงานของไทเทเนียมไดออกไซด์



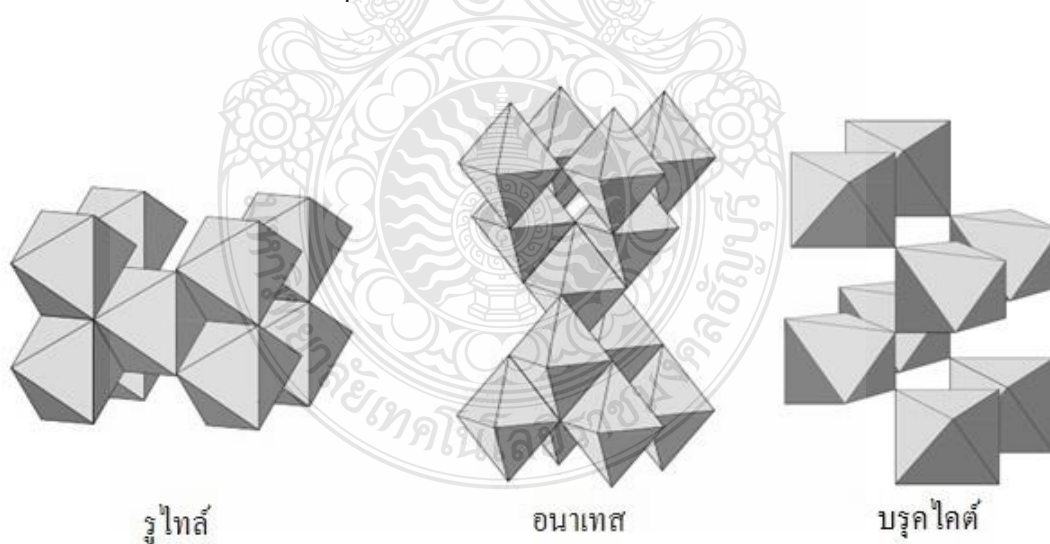
รูปที่ 2.4 สเปกตรัมของคลื่นแม่เหล็กไฟฟ้า [21]

2.2.3 ตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

ตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกนั้น จะมีอยู่ 2 ชนิด ได้แก่ โลหะตัวนำ (Transition metal) เช่น ทองแดง โครเมียม นิกเกิล เป็นต้น และสารกึ่งตัวนำ (Semiconductor) เช่น ไทเทเนียมไดออกไซด์ แคดเมียมซัลไฟด์ สังกะสีออกไซด์ เป็นต้น ซึ่งองค์ประกอบของสารกึ่งตัวนำ ประกอบด้วย แถบวาเลนซ์ (Valence band) และแถบการนำไฟฟ้า (Conduction band) ที่อยู่โดยไม่ได้ติดกันถูกกั้นด้วยช่องว่างแถบพลังงาน (Band gap) ซึ่งมีแถบพลังงาน (E_g) กั้นอยู่

เนื่องจากในโลหะทรานซิชันอิเล็กตรอนที่ได้รับพลังงานกระตุ้นให้อยู่ในระดับสถานะกระตุ้น (Excited State) จะกลับสู่สถานะพื้น (Ground state) ได้ง่ายและรวดเร็วกว่าใน สารกึ่งตัวนำ เพราะในโลหะทรานซิชันไม่มีแถบพลังงานระหว่างระดับชั้นพลังงาน ดังนั้นจึงนิยมใช้สารกึ่งตัวนำเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก สารกึ่งตัวนำที่นิยมนำมาใช้มีหลายชนิด หนึ่งในจำนวนสารกึ่งตัวนำหลายๆ ชนิดที่นิยมใช้ ได้แก่ ไทเทเนียมไดออกไซด์ เนื่องจากมีราคาไม่แพงไม่เป็นพิษ ความสามารถในการละลายต่ำ ความเสถียรสูง และทนทานต่อการกัดกร่อน

ไทเทเนียมเป็นโลหะสีเทา มีมวลอะตอมเท่ากับ 47.9 ทนทานต่อการกัดกร่อน ไม่เป็นสารไวไฟ มีเลขออกซิเดชันเป็น +4, +3 และ +2 แต่สตรูปที่พบโดยทั่วไปเป็น +4 ส่วนไทเทเนียมไดออกไซด์ที่เป็นผงสีขาวมีมวลโมเลกุลประมาณ 79.9 โดยทั่วไปจะอยู่ในรูปผลึก 3 รูป คือ รูไทล์ (Rutile) อนาเทส (Anatase) และบรูคไคต์ (Brookite) ดังแสดงภาพ 2.5



รูปที่ 2.5 โครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์

ดัดแปลงมาจาก [22-23]

ตารางที่ 2.4 การเปรียบเทียบลักษณะสมบัติของไทเทเนียมไดออกไซด์ ระหว่างรูไทล์, อนาเทส และบรูคไคท์ [22]

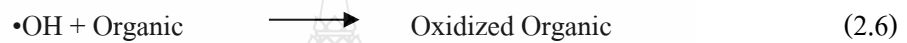
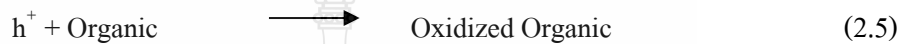
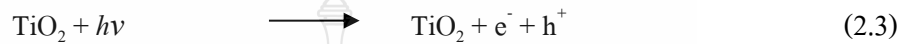
คุณสมบัติ	หน่วย	รูไทล์	อนาเทส	บรูคไคท์
ลักษณะผลึก	-	เตตระโกนอล	เตตระโกนอล	ออร์โธโรมบิก
ช่องว่างพลังงาน	eV	3.03	3.20	
ความแข็ง	Mohs	6.0 - 7.0	5.5 - 6.0	7.0 - 7.5
ความหนาแน่น	g/cm ³	4.250	3.894	4.170
ดัชนีหักเห	-	2.71	2.52	-
ยูนิตเซลล์				
-แลคติกคอนสแตนท์, a	Å	4.593	3.784	9.184
-แลคติกคอนสแตนท์, b	Å	-	-	5.447
-แลคติกคอนสแตนท์, c	Å	2.959	9.515	5.145
พลังงานอิสระกิบส์, ΔG°_f	kcal/mole	- 212.6	-211.4	-
จุดหลอมเหลว	°C	1,858	เปลี่ยนเป็นผลึกรูไทล์ ที่อุณหภูมิสูง 915 °C	-

จากภาพ 2.5 โครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์ทั้งสามชนิดนี้มีความแตกต่างกันซึ่งรูไทล์มีความเสถียรมากที่สุด รองลงมาคือ บรูคไคท์ ส่วนอนาเทส มีความเสถียรต่ำที่สุด บรูคไคท์ ไม่เป็นที่นิยมใช้กันเนื่องจากทำให้บริสุทธิ์ได้ยาก ส่วนรูไทล์ไม่เหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเพราะเกิดการรวมตัวกันใหม่ (Recombination) ของอิเล็กตรอนและโฮลได้ง่ายและเป็นสารดูดซับ (Absorbent) ที่มีความสามารถในการดูดกลืนต่ำกว่าอนาเทส แสดงการเปรียบเทียบลักษณะสมบัติของไทเทเนียมไดออกไซด์ระหว่างรูไทล์และอนาเทส ดังตารางที่ 2.4

2.2.4 กลไกการเกิดปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

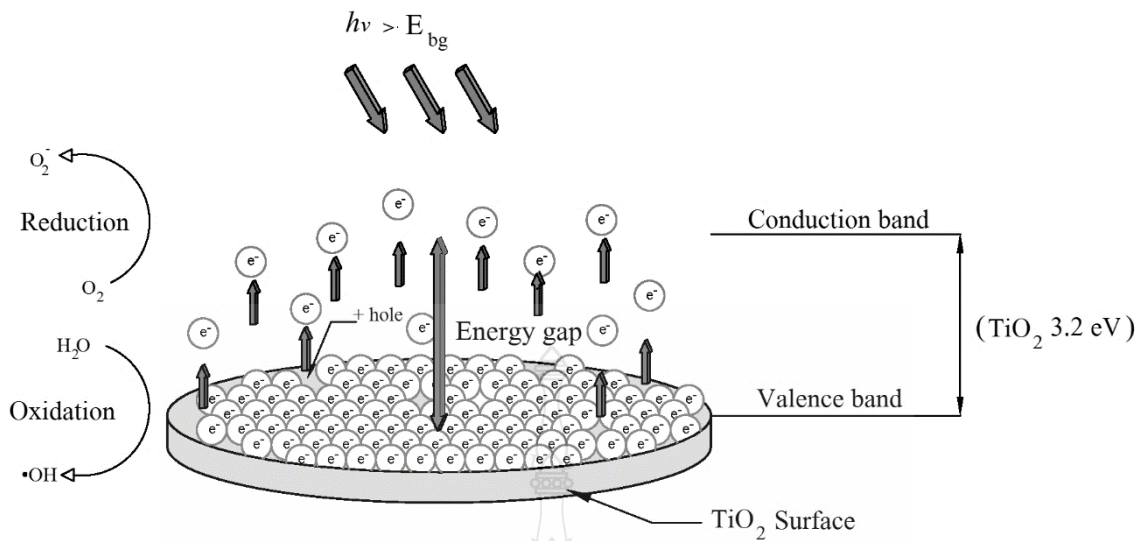
ในกระบวนการเร่งปฏิกิริยาดำเนินไปด้วยแสงปฏิกิริยารีดอกซ์เกิดขึ้นโดยตัวเร่งปฏิกิริยาทั้งในโลหะทรานซิชันและสารกึ่งตัวนำ จะประกอบด้วยแถบวาเลนซ์ (Valence band) และแถบการนำไฟฟ้า (Conduction band) โดยที่ในโลหะทรานซิชันจะมีแถบวาเลนซ์และแถบการนำไฟฟ้าจะอยู่ติดกัน ส่วนในสารกึ่งตัวนำแถบวาเลนซ์และแถบการนำไฟฟ้าจะถูกกั้นด้วยแถบพลังงาน สารกึ่งตัวนำเมื่อได้รับพลังงานโดยการฉายแสงด้วยพลังงานแสงที่มากกว่าแถบพลังงาน อิเล็กตรอนในสารกึ่งตัวนำจะถูกกระตุ้นให้เคลื่อนที่จากแถบวาเลนซ์ไปยังแถบการนำไฟฟ้าทำให้เกิดโฮล (Hole) ขึ้นที่แถบวาเลนซ์

ลักษณะนี้ทำให้เกิดคู่อิเล็กตรอน-โฮล (e^-/h^+ pairs) การเคลื่อนที่ของอิเล็กตรอนจะเกิดขึ้นได้สองแบบ คือ อิเล็กตรอนเคลื่อนที่จากแถบการนำไฟฟ้าไปยังตัวรับอิเล็กตรอนในสารละลาย (เกิดเป็นปฏิกิริยารีดักชัน) หรืออิเล็กตรอนจะเคลื่อนที่จากตัวให้อิเล็กตรอนในสารละลายไปยังโฮลในแถบวาเลนซ์ (เกิดเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชัน) การเกิดคู่อิเล็กตรอน-โฮล แสดงดังสมการ 2.3-2.6 แสดงให้เห็นถึงกระบวนการเร่งปฏิกิริยาดังแสง



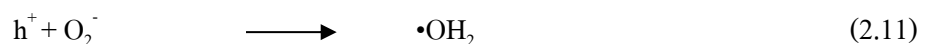
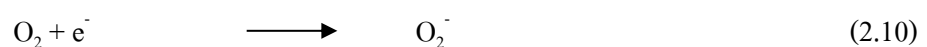
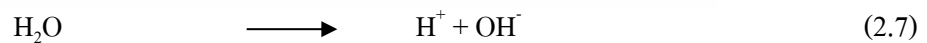
สำหรับสมการที่ 2.4 แสดงให้เห็นถึงปฏิกิริยาการกลับมารวมตัวกันใหม่ของอิเล็กตรอนกับโฮล ซึ่งสามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วจนกลายเป็นตัวขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาทำให้ประสิทธิภาพกระบวนการเร่งปฏิกิริยาดังแสงต่ำลงในตัวเร่งปฏิกิริยาที่เป็นโลหะทรานซิชัน การกลับมารวมตัวกันใหม่ของอิเล็กตรอนกับโฮลเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วมากเนื่องจากไม่มีแถบพลังงาน โดยแตกต่างจากการเกิดปฏิกิริยาในสารกึ่งตัวนำที่มีแถบพลังงานเป็นตัวขัดขวาง การกลับมารวมตัวกันใหม่ของอิเล็กตรอนกับโฮล ทำให้เกิดคู่อิเล็กตรอนกับโฮลมากขึ้น ดังนั้นจะเห็นว่า การกลับมารวมตัวกันใหม่ของอิเล็กตรอนกับโฮลเป็นสิ่งสำคัญมากในปฏิกิริยาที่จะต้องให้ความสนใจในการขัดขวางการรวมตัวของอิเล็กตรอนกับโฮล นั้นจะต้องมีตัวเข้าไปทำปฏิกิริยากับอิเล็กตรอนหรือโฮล ซึ่งตัวที่จะทำปฏิกิริยากับอิเล็กตรอนหลักๆ คือ ออกซิเจนและไฮโดรเจนไอออน (H^+) ส่วนตัวที่ทำปฏิกิริยากับโฮล คือ น้ำและไฮดรอกไซด์ไอออน (OH^-)

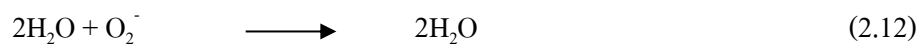
เมื่อเกิดคู่อิเล็กตรอนกับโฮลขึ้น โฮลจะเคลื่อนที่ไปอยู่ที่ผิวของอนุภาคตัวเร่งปฏิกิริยา แสดงดังรูปที่ 2.4 และจะกลายเป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรง ซึ่งสามารถออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้โดยตรง ดังสมการ 2.5 (เป็นปฏิกิริยารองที่เกิดขึ้นได้น้อยมาก) หรือทำปฏิกิริยาออกซิเดชันกับไฮดรอกไซด์ไอออนเกิดเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล (Hydroxyl radical, $OH\bullet$) ไฮดรอกซิลเรดิคัลนี้จะไปออกซิไดซ์สารอินทรีย์อีกทีหนึ่งซึ่งเป็นปฏิกิริยาหลักที่สำคัญ ดังสมการ 2.6



รูปที่ 2.6 กลไกการเกิดปฏิกิริยาต่างๆในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก
คัดแปลงมาจาก [22]

นอกจากนี้ โสตรังยังสามารถทำปฏิกิริยากับน้ำได้เป็นไฮดรอกซิลเรดิคัลได้เช่นกันดังสมการ 2.9 ข้างล่างนี้ ส่วนอิเล็กตรอนที่ผิวของสารกึ่งตัวนำจะเกิดปฏิกิริยารีดักชันกับออกซิเจนที่บริเวณผิวของสารกึ่งตัวนำเกิดเป็นซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล (Superoxide radical, O_2^-) ตามสมการ 2.10 ในขณะที่ถ้าสภาวะในการทดลองมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอไฮโดรเจนไอออนซึ่งเกิดจากการแตกตัวของจะมีบทบาทเข้ามารับอิเล็กตรอนแทน เกิดเป็นไฮโดรเจนเรดิคัล (Hydrogen radical, $H\cdot$) ตามสมการ 2.14 ซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัลที่เกิดขึ้นจะไปทำปฏิกิริยากับน้ำเกิดเป็นไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ซึ่งก่อให้เกิดเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัลต่อไป ไฮดรอกซิลเรดิคัลนี้เป็นตัวออกซิไดซ์หลักในปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก เพราะไฮดรอกซิลเรดิคัลเป็นตัวออกซิไดซ์ที่รุนแรงมากรองจาก F_2 แต่สูงกว่า O_3 ค่าศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation potential) ของตัวออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ แสดงไว้ในตารางที่ 2.5 สมการแสดงการเกิดเรดิคัลต่างๆ เป็นดังนี้





โดยที่

$\cdot\text{OH}$ = ไฮดรอกซิลเรดิคัล

O_2^- = ซุปเปอร์ออกไซด์เรดิคัล

$\cdot\text{OH}_2$ = เพอร์ไฮดรอกซิลเรดิคัล

$\cdot\text{H}$ = ไฮโดรเจนเรดิคัล

ตารางที่ 2.5 ศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation Potential) ของตัวออกซิไดซ์ชนิดต่างๆ [2]

Oxidation agent	Redox potential (Volts)
Fluorine, F_2	3.03
Hydroxyl radical, $\cdot\text{OH}$	2.80
Ozone, O_3	2.08
Hydrogen peroxide H_2O_2	1.78
Hypochlorite	1.49
Chlorine	1.36
Chlorine dioxide	1.27
Oxygen	1.23

2.2.5 จลนพลศาสตร์ของโฟโตคะตะลิติก (Kinetics of photocatalysis)

กระบวนการโฟโตคะตะลิติกมีกลไกในเกิดปฏิกิริยา สำหรับย่อยสลายสารประกอบอินทรีย์แบ่งออกเป็น 5 ขั้นตอน ดังนี้

1) การเคลื่อนย้ายมวลของสารประกอบอินทรีย์จากอากาศสู่พื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

2) การดูดซับ (Adsorption) ของสารประกอบอินทรีย์ที่พื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา

อัตราการดูดซับโมเลกุลของสารอินทรีย์บนพื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยานี้สามารถอธิบายได้โดย Langmuir isotherm ดังสมการ

$$\theta = \frac{K[C]}{1 + K[C]} \quad (2.15)$$

โดยที่

$$\begin{aligned} \theta &= \text{อัตราส่วนสารอินทรีย์ที่ถูกดูดติดต่อปริมาณตัวเร่งปฏิกิริยา, mg/mg} \\ K &= \text{ค่าคงที่ของการดูดติด, L/mg} \\ [C] &= \text{ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดสมดุลของการดูดติด, mg/L} \end{aligned}$$

3) การเกิดปฏิกิริยาเคมีเนื่องจากการใช้แสงในตัวเร่งปฏิกิริยา (Photochemistry)
 หลังจากการดูดติดของสารอินทรีย์บนผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาแล้ว จะเกิดปฏิกิริยาเคมี
 ขึ้นเมื่อมีการฉายแสงอัลตราไวโอเล็ต ถ้าอัตราการเกิดปฏิกิริยาเนื่องมาจากการสลายตัวของสารอินทรีย์
 ซึ่งเป็นไปตามปฏิกิริยาลำดับที่หนึ่ง (First Order Reaction) จะมีรูปแบบดังต่อไปนี้

$$r = -\frac{dc}{dt} = k_{1st} C \quad (2.16)$$

โดยที่

$$\begin{aligned} r &= \text{อัตราการย่อยสลายโฟโตคะตะลิติก, mg/L.min} \\ k_1 &= \text{ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยาลำดับที่ 1, 1/min} \\ C &= \text{ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เวลาใดๆ, mg/L} \end{aligned}$$

อัตราการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกสำหรับความเข้มข้นเริ่มต้นของสารอินทรีย์
 ต่างๆ หาได้จากความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายไปต่อเวลา ดังสมการ 2.14 และสามารถจัดรูป
 ใหม่ได้เป็นดังสมการ 2.15 ข้างล่างนี้ โดยที่เมื่อพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่า $\ln(C_0/C)$ กับ
 เวลา ค่า k_1 สามารถหาได้จากความชันของเส้นกราฟ

$$\ln\left(\frac{C_0}{C}\right) = k_1 t \quad (2.17)$$

โดยที่

$$\begin{aligned} C_0 &= \text{ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารอินทรีย์, mg/L} \\ k_1 &= \text{ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยาลำดับที่ 1, /min} \\ C &= \text{ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เวลาใดๆ, mg/L} \end{aligned}$$

t = เวลา, min

เนื่องจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่ถูกดูดซับบนสารกึ่งตัวนำ ซึ่งเป็นไปตาม Langmuir - Hinshelwood Model (L-H Model) ดังนั้นอัตราการเกิดปฏิกิริยาเป็นไปตาม ดังสมการต่อไปนี้

$$r = \theta k = \frac{kKC}{1 + KC} \quad (2.18)$$

โดยที่

r = อัตราการเกิดปฏิกิริยา, mol/L·min

k = ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยา, 1/min

K = ค่าคงที่ของการดูดซับ, L/mg

C = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดสมดุลของการดูดซับ, mol/L

จัดรูปสมการใหม่เป็นดังสมการ 2.17 และเมื่อพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $1/r$ และ $1/C$ จะได้กราฟเส้นตรงโดยที่จุดตัดแกน y คือ $1/k$ และความชันของเส้นกราฟ คือ $1/kK$

$$\frac{1}{r} = \frac{1}{k} + \frac{1}{kKC} \quad (2.19)$$

จากสมการ 2.16 สามารถจัดรูปได้หลายแบบขึ้นอยู่กับค่า k , K และ C เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ต่ำๆ จนทำให้ $KC \ll 1$ อัตราการเกิดปฏิกิริยาจะเข้าใกล้รูปแบบปฏิกิริยาลำดับที่หนึ่ง คือ

$$r = k_1 KC = k_1' C \quad (2.20)$$

ในทำนองเดียวกันเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์มากๆ จนทำให้ $KC \gg 1$ จะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาเข้าใกล้รูปแบบของปฏิกิริยาลำดับที่ศูนย์ (Zero - order reaction) คือ

$$r = k_0 \quad (2.21)$$

4) การหลุดออกของผลิตภัณฑ์จากพื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา

5) การเคลื่อนย้ายมวลของผลิตภัณฑ์จากพื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา

โดยทั่วไปแล้วในการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก จะมุ่งเน้นศึกษากลไกในขั้นตอน 1, 2 และ 3 เป็นส่วนใหญ่

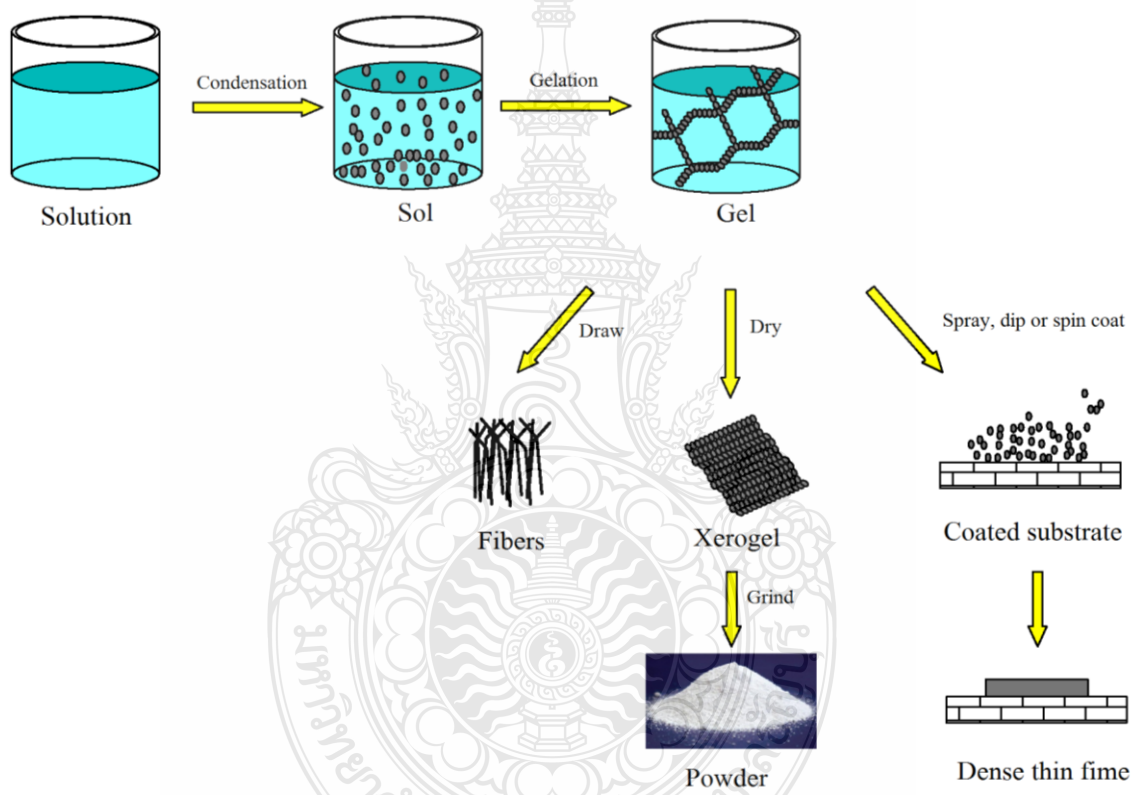
จากผลการศึกษา [34] ได้นำกระบวนการโฟโตคะตะลิติกมาใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอยพบว่า หลังจากการบำบัดน้ำชะมูลฝอยมีสารปนเปื้อนที่หลงเหลือแสดงดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 สารปนเปื้อนหลังจากการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกของน้ำชะมูลฝอย [24]

Identified	Identified
Tributylphosphate acid	Butanamine
Diethyl phthalic acid	Benzoic acid
Dibutyl benzene dicarboxylic acid	2,6-Dimethoxyphenol
Heneicosane	n-Heptacosane
n-docosane	Acetamide
n-Eicosane	Hexadecanoic acid
n-Tetracosane	Pyrimidine
n-Pentacosane	

2.3 ทฤษฎีโซล-เจล (Sol-gel)

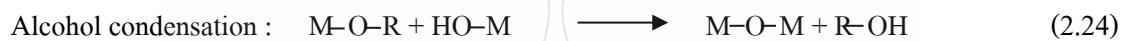
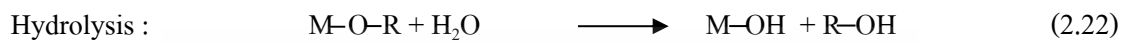
กระบวนการโซล-เจล เป็นวิธีการที่ใช้เตรียมสารละลายในการสร้างวัสดุจำพวกเซรามิก และแก้ว หลักการพื้นฐานของกระบวนการ คือ สารที่นำมาใช้ในการเตรียมการเคลือบจะเป็นสารละลายของสารประกอบโลหะหรือสารแขวนลอยที่มีขนาดอนุภาคเล็กๆ ในของเหลว และจะเปลี่ยนสถานะจากของเหลว (Sol) เป็นสถานะกึ่งของแข็งที่เรียกว่า เจล (Gel) โดยการดึงออกหรือการเพิ่มอุณหภูมิ หลังจากนั้นนำไปผ่านความร้อนที่อุณหภูมิที่เหมาะสมจะได้เป็นผลิตภัณฑ์ที่ต้องการซึ่งมีอนุภาคขนาดเล็กมาก (ประมาณ 1-1,000 nm) ดังขั้นตอนที่แสดงดังรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 ขั้นตอนเทคนิคโซล-เจล และผลิตภัณฑ์ต่างๆ

คัดแปลงมาจาก [25]

ปฏิกิริยาที่สำคัญในกระบวนการโซลเจลมี 3 ปฏิกิริยา คือ Hydrolysis, Water condensation และ Alcohol condensation ดังสมการ 2.22 – 2.24 ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา คือ ค่า pH ตัวเร่งปฏิกิริยา อัตราส่วน โมลของน้ำ, โลหะ และอนุภาคหมึก ดังนั้นการควบคุมปัจจัยเหล่านี้ในสถานะที่ต่างกันจะทำให้โซลและเจลที่ได้มีสมบัติและโครงสร้างต่างกัน [26]



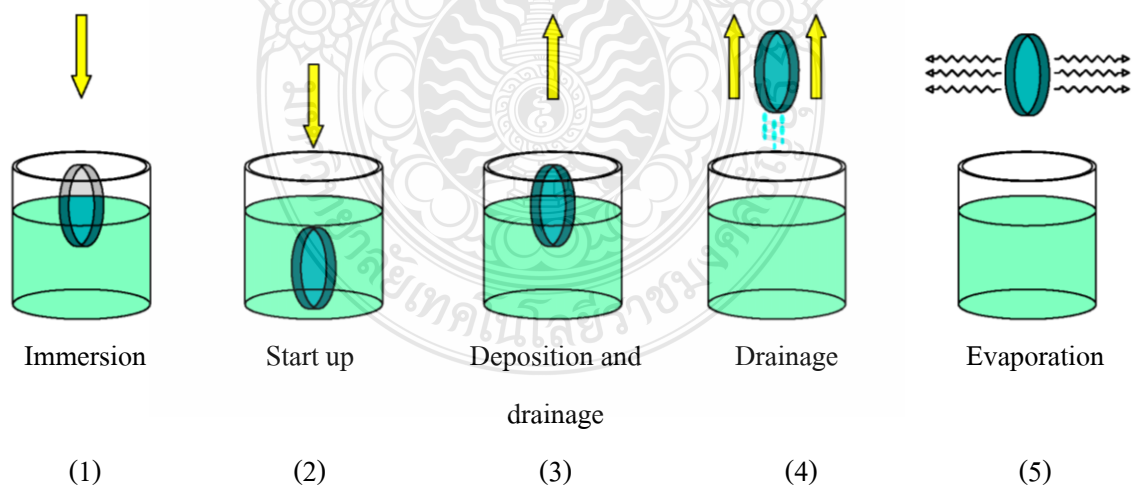
โดยที่

M = โลหะ เช่น Si, Zr, Al, Sn, และ Ce เป็นต้น

OR = Alkoxy

2.3.1 การเคลือบผิวด้วยวิธีโซล-เจล

วิธีการเคลือบผิวมี 2 แบบที่นิยมใช้กันโดยทั่วไป คือ การจุ่มเคลือบแบบกะ (Batch dip coating) และการจุ่มเคลือบแบบต่อเนื่อง (Continuous dip coating) การจุ่มเคลือบแบบกะสามารถแบ่งขั้นตอนในขณะเคลือบได้ 5 ขั้นตอน แสดงดังรูปที่ 2.8 ดังนี้



รูปที่ 2.8 ขั้นตอนการจุ่มเคลือบแบบกะ

คัดแปลงมาจาก [27]

- (1) ขั้นตอนการจุ่มชิ้นงาน (Immersion)
 - (2) ขั้นตอนการเริ่มต้นดึงชิ้นงานขึ้น (Start up)
 - (3) ขั้นตอนสารละลายเกาะติดผิวตัวกลางและเริ่มไหลย้อนกลับ (Deposition and drainage)
 - (4) ขั้นตอนที่สารละลายไหลแยกออกจากชิ้นงาน (Drainage)
 - (5) ขั้นตอนที่สารละลายระเหย (Evaporation)
- สำหรับตัวทำละลายที่ระเหยง่าย เช่น แอลกอฮอล์ ขั้นตอนการระเหยมักจะเกิดขึ้นพร้อมๆกับขั้นตอน (1) ถึง (3)

ตารางที่ 2.7 ข้อดีและข้อเสียของการเคลือบด้วยเทคนิคโซล-เจล [27]

ข้อดี	ข้อเสีย
1. ได้โครงสร้างเอกพันธ์ (Homogeneity)	1. สารเคมีบางชนิด มีราคาสูง
2. ได้ผลิตภัณฑ์ที่มีความบริสุทธิ์สูง	2. เกิดการหดตัวมากในกระบวนการผลิต
3. ทำงานที่อุณหภูมิต่ำ	3. เกิดช่องว่างขนาดเล็กในโครงสร้าง
4. ไม่เกิดปฏิกิริยาข้างเคียง	4. สารละลายอินทรีย์บางชนิดเป็นอันตราย
5. ได้ของแข็งอสัณฐานชนิดใหม่	5. ใช้เวลานาน
6. ได้ของแข็งที่มีโครงสร้างผลึกชนิดใหม่	6. การก่อผลึกให้ได้โครงสร้างที่ต้องการ บางครั้ง
7. ได้เจลที่มีคุณสมบัติเฉพาะ	ต้องใช้อุณหภูมิสูง

วิธีการเคลือบด้วยโซล-เจล นั้นการระเหยมักจะขึ้นอยู่กับ การแข็งตัวของฟิล์มที่เคลือบ โดยปัจจัยที่สำคัญที่สุดของอัตราการระเหย คือ อัตราการแพร่ของไอที่แพร่ออกจากผิวหน้าของฟิล์ม ซึ่งจะขึ้นอยู่กับ การเคลื่อนที่ของก๊าซที่ชั้นขอบเขตต่างๆ ที่อยู่ติดกับผิวหน้าของฟิล์ม เนื่องจากการพามวลที่เกิดจากการเคลื่อนที่ของก๊าซเพียงเล็กน้อยก็สามารถทำให้การแพร่เพิ่มขึ้นได้อย่างมาก

2.4 การทดสอบลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

โดยทั่วไปการทดสอบคุณสมบัติของ TiO₂ ทำได้โดยการวิเคราะห์โครงสร้างผลึก คุณสมบัติทางกายภาพ ขนาด การกระจายตัว และพื้นผิวเฉพาะ ดังนี้

2.4.1 X-Ray Diffraction (XRD) [28]

X-Ray Diffraction เป็นการนำรังสีเอ็กซ์ มาใช้วิเคราะห์สารประกอบที่มีอยู่ในสารตัวอย่างและนำมาใช้ศึกษารายละเอียดเกี่ยวกับโครงสร้างผลึกของสารตัวอย่าง เทคนิค XRD ใช้หลักการเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์ ที่ตกกระทบหน้าผลึกของสารตัวอย่างที่มุมต่างๆกัน เนื่องจากองศาในการเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์จะขึ้นอยู่กับองค์ประกอบ และโครงสร้างของสารที่มีอยู่ในตัวอย่าง เมื่อลำรังสีตกกระทบวัตถุ หรืออนุภาคอาจจะเกิดการหักเหของลำรังสี สะท้อนออกมาทำมุมกับระนาบของอนุภาคเท่ากับมุมของลำรังสีตกกระทบ หรือที่เรียกว่า สมการของ Bragg ดังสมการที่ 2.25

$$2d \sin \theta = n\lambda \quad (2.25)$$

โดยที่

- d = ระยะห่างระหว่างระนาบอะตอมที่เกิดการกระเจิง
- λ = ความยาวคลื่นของรังสีเอ็กซ์
- n = 1,2,3,...

ผลการวิเคราะห์ที่ได้จะถูกนำไปเปรียบเทียบกับฐานข้อมูลมาตรฐานที่จัดทำขึ้นโดยองค์กร JCPDs (Joint Committee on Powder Diffraction Standards) เพื่อระบุชนิดของสารประกอบที่มีอยู่ในสารตัวอย่างและสามารถนำมาใช้ศึกษารายละเอียดเกี่ยวกับ โครงสร้างของผลึกของสารตัวอย่างนั้นๆได้ นอกจากนี้ข้อมูลที่ได้ยังสามารถนำมาหาปริมาณของสารประกอบแต่ละชนิดในสารตัวอย่าง ปริมาณความเป็นผลึก ขนาดของผลึก ความสมบูรณ์ของผลึกและความหนาของผลึกได้

2.4.2 Atomic Force Microscopy (AFM)

การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพและการกระจายตัวโดยอุปกรณ์ Atomic Force Microscope (AFM) [29-30] เป็นอุปกรณ์ที่ใช้งานทางด้านวิทยาศาสตร์ระดับนาโน โดยเฉพาะเช่นเดียวกันกับเครื่อง Scanning Tunneling Microscope (STM) ที่สามารถให้ภาพของพื้นผิวที่มีความละเอียดในระดับอะตอมได้ โดยหลักการทำงานโดยสังเขป คือ การใช้ปลายเข็มเล็กๆ สแกนไปบน

พื้นผิวของแผ่นตัวอย่างโดยอาศัยการวัดกระแสไฟฟ้าที่อยู่บนพื้นผิวที่ทะลุผ่านมาที่ปลายเข็มตามปรากฏการณ์ทางควอนตัมฟิสิกส์ เพื่อแปรไปเป็นค่าความสูงต่ำของพื้นผิว เมื่อสแกนเข็มไปที่จุดจนทั่วพื้นที่ที่ต้องการวัด ข้อมูลที่ได้จะเป็น ตำแหน่ง x , y และ z ซึ่งสามารถนำไปแสดงเป็นภาพสามมิติได้ สำหรับเครื่อง AFM ถูกพัฒนาขึ้นมาหลังจากเครื่อง STM และสร้างขึ้นมาจากหลักการพื้นฐานเดียวกันกับเครื่อง STM โดยเครื่อง AFM จะสามารถทำงานได้โดยการใช้อุปกรณ์ตรวจ (Probe) ที่มีปลายแหลมเล็ก ซึ่งติดอยู่กับคานยื่น (Cantilever) ที่สามารถโก่งงอตัวได้เคลื่อนที่สัมผัสไปบนพื้นผิวของวัตถุ ซึ่งสามารถที่จะวัดแรงกระทำที่ปลายแหลมของอุปกรณ์ตรวจได้แม้ว่าจะมีขนาดน้อยมากในระดับนาโน อุปกรณ์ดังกล่าวสามารถตรวจวัดพื้นผิวที่เป็นฉนวนไฟฟ้าได้ เช่น พื้นผิวโพลีเมอร์, เซรามิกส์, คอมโพสิต, กระจกหรือแก้ว และ โมเลกุลทางชีวภาพต่างๆ เป็นต้น

หลักการทำงานของเครื่อง AFM [31] การผ่านแสงเลเซอร์ไปให้กับส่วนปลายแหลม (tip) ของคานยื่นที่มีขนาดระดับอะตอมในระยะใกล้ ซึ่งส่วนปลายแหลมของคานนั้นจะไปสัมผัสแบบกระดกในทิศทางขึ้นและลงกับพื้นผิวของวัตถุ และเมื่อเครื่อง AFM ลากส่วนปลายแหลมผ่านโครงสร้างระดับนาโน แรงปฏิกิริยาที่กระทำในแนวตั้งฉากที่เกิดขึ้นระหว่างอะตอมของพื้นผิวกับปลายแหลมจะดึงคาน ทำให้คานโก่งงอตัวทำให้สามารถตรวจวัดขนาดของแรงเชิงปฏิสัมพันธ์ระหว่างความสัมผัสเชิงตำแหน่งของส่วนปลายแหลมและพื้นผิวของวัตถุ (ทำให้สามารถทราบถึงระดับพลังงานที่เกิดขึ้นได้) ซึ่งจะถูกนำมาแปรสัญญาณร่วมกันเพื่อนำมาสร้างเป็นภาพพื้นผิวที่เป็นลักษณะเชิงโครงสร้างระดับอะตอมที่มีกำลังการขยายสูงไปแสดงบนจอร์รูปที่เป็นมอริเตอร์ เช่นเดียวกับเครื่อง STM (และโดยหลักการเดียวกันนี้ก็สามารถที่ใช้ปลายแหลมของคานนี้ในการสร้างแรงผลัก เพื่อเคลื่อนย้ายอะตอมแต่ละตัวของโครงสร้างวัสดุได้เช่นเดียวกันอีกด้วย)

วิธีการทำงานของเครื่อง AFM ที่นำมาใช้งานทางด้านวิทยาศาสตร์ระดับนาโนสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 วิธี ได้แก่

1) เป็นการสัมผัสพื้นผิวพร้อมกับการลากปลายแหลมไปบนพื้นผิวนั้นๆ ตลอดเวลา ข้อเสียของวิธีนี้ คือ จะทำให้เกิดแรงต้านในแนวของการเคลื่อนที่ซึ่งขนานกับพื้นผิวขึ้น อันอาจทำให้คานของโพรบที่ใช้วัดเกิดการโก่งงอตัวหรือเกิดบิดเบี้ยวไป โดยที่มิได้เกิดจากแรงดึงดูดที่ปลาย เนื่องจากแรงในแนวตั้งฉากเพียงอย่างเดียว จึงทำให้ข้อมูลความสูงของพื้นผิวที่วัดได้นั้นอาจผิดไปจาก ความสูงที่แท้จริง

2) เป็นการสัมผัสพื้นผิวโดยให้ปลายแหลมสัมผัสกับพื้นผิวเป็นระยะเวลาสั้นๆ ในแนวตั้งฉากกับพื้นผิว (คล้ายกับการใช้ปลายนิ้วเคาะโต๊ะเป็นจังหวะ) ด้วยลักษณะการสัมผัสแบบนี้แรง

ด้านในแนวตั้งฉากจะไม่เกิดขึ้น แต่เนื่องจากปลายแหลมสัมผัสพื้นผิวเป็นระยะสั้นๆ จึงทำให้เกิดการ
สั้นของคาน ซึ่งจะส่งผลให้ค่าสัญญาณที่ตรวจวัดได้นั้นไม่คงที่หรือไม่แม่นยำได้

ลักษณะชิ้นงานที่ใช้ในการทดสอบ ได้แก่ แผ่นฟิล์มบาง, คอลลอยด์, อนุภาคนาโน
ในเครื่องสำอาง, เซลล์เบคทีเรีย, ชิ้นงานที่เป็นผงระดับนาโน โดยมีขนาดชิ้นงานไม่เกิน 2.2 cm หนา
ไม่เกิน 1 cm ความขรุขระไม่เกิน 4 μm และขนาดภาพสแกนใหญ่ไม่เกิน 100×100×4 cm (กว้าง × ยาว
× สูง) โดยสามารถบอกความสูง-ต่ำของพื้นผิวในรูปแบบ 2 มิติ หรือ 3 มิติ โดยโปรแกรม Gwyddion

โดย Gwyddion เป็น โปรแกรมสำหรับแสดงข้อมูลจากรูปที่ถ่ายด้วยอุปกรณ์
Scanning Probe Microscopy (SPM) ซึ่งเป็นกลุ่มของเครื่องมือทางเทคนิคที่ถูกนำมาใช้งานทางด้าน
วิทยาศาสตร์ระดับนาโนโดยเฉพาะ โดยเครื่องมือกลุ่ม SPM นี้นำมาใช้งานเพื่อตรวจวัดคุณสมบัติด้าน
ต่างๆ ของโครงสร้าง

ส่วนใหญ่ใช้สำหรับวิเคราะห์ของข้อมูลภาพจากกล้องจุลทรรศน์ ดังนี้ AFM, MFM,
STM, และ SNOM/NSOM เป็นต้น โปรแกรมจะแสดงข้อมูลรายละเอียดพื้นผิวหรือความหนาของ
วัสดุที่ทำการวิเคราะห์ จะได้ภาพเป็น 2 และ 3 มิติ [32]

2.4.3 UV-Vis Spectroscopy

การวิเคราะห์หาขนาดความกว้างของแถบพลังงาน โดยอุปกรณ์ UV-Vis
spectrometer spectrophotometer [33] เป็นอุปกรณ์ที่ใช้ในวิเคราะห์สารโดยอาศัยหลักการดูดกลืนรังสี
ของสารที่อยู่ในช่วง Ultraviolet (UV) และ Visible (VIS) ช่วงความยาวคลื่นประมาณ 190-1000 นาโน
เมตร (nm) ของสารเคมีนั้น ได้แก่ สารอินทรีย์ (Organic compound), สารประกอบเชิงซ้อน (Complex
compound), หรือสารอนินทรีย์ (Inorganic compound) โดยนำสารตัวอย่างใส่ในเซลล์ควอตซ์ (Quartz)
แล้ววางในบริเวณใกล้แหล่งกำเนิดแสง สารตัวอย่างจะดูดกลืนรังสีในช่วงความยาวคลื่นที่แตกต่างกัน
และปริมาณการดูดกลืนรังสีก็ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารนั้น การดูดกลืนแสงของสารต่างๆ เป็น
สัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสาร จึงสามารถวิเคราะห์ได้ในเชิงคุณภาพและปริมาณ เป็น
เทคนิคที่ให้สภาพไวที่ดี และใช้กันอย่างแพร่หลาย ผลที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิคนี้จะแสดง
ความสัมพันธ์ระหว่างค่าการดูดกลืนแสง (Absorbance) และค่าความยาวคลื่น (Wavelength) ซึ่ง
เรียกว่า Spectrum

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

อริวัฒน์ พรหมจันทร์ [34] ศึกษาสมบัติของวัสดุโครงสร้างนาโนที่มีส่วนประกอบของไทเทเนียมไดออกไซด์และซิลิกอนไดออกไซด์ด้วยวิธีไฮโดรเทอร์มอล ข้อมูลจากเทคนิค XRD พบว่าวัสดุมีโครงสร้างผลึกใหม่ของไทเทเนียมไดออกไซด์กับซิลิกอนไดออกไซด์ ข้อมูลจากเทคนิค XRF พบว่าสารตัวอย่างประกอบด้วยไทเทเนียมไดออกไซด์ 50.23-59.28 % โดยน้ำหนัก ซิลิกอนไดออกไซด์ 38.62-46.74 % โดยน้ำหนัก ภาพจากเทคนิค SEM พบว่ามีวัตุรูปทรงรีขนาดประมาณ $1 \mu\text{m}$ และมีอนุภาคขนาดเล็กเกาะที่ผิวของอนุภาครังรี เมื่อนำวัสดุผสมมาศึกษาสมบัติทางแสงถูกทดสอบด้วยเทคนิค UV-visible พบว่าฟิล์มบางของวัสดุโครงสร้างนาโนมีค่าการดูดกลืนคลื่นแสงในช่วงความยาวคลื่น 230-268 nm เมื่อนำมาคำนวณหาพลังงานแถบช่องว่างพบว่ามีค่า 3.565-3.602 eV

S. Wang และคณะ [35] ได้ทำศึกษาคุณสมบัติผลึกชนิดอนาเทส และรูไทล์ของ Fe-doped TiO_2 แบบผง โดยเทคนิคโซล-เจลบำบัดสี Methyl Orange (MO) ความเข้มข้น 20 mg/L ภายใต้การฉายแสงที่ความยาวคลื่น 350-450 nm พบว่า TiO_2 แบบผงชนิดมีผลึกรูไทล์ 28.76% เสาที่ 550°C มีประสิทธิภาพการบำบัดสี MO มากที่สุด และ Fe-doped TiO_2 0.1 at% ($\text{Fe}^{3+}/\text{Ti}^{4+}$) แบบผงผลึกชนิดอนาเทส 79.36 % ผสมแบบผลึกชนิดรูไทล์ 20.64 % มีประสิทธิภาพในการบำบัดสี MO ได้มากเช่นกัน

Andreina Gariia และ Juan Matos [36] ศึกษาการย่อยสลายฟีนอลโดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกด้วยการใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์ร่วมกับแสงอัลตราไวโอเล็ตช่วงที่มองเห็นได้ และถ่านกัมมันต์ที่เตรียม โดยวิธีการกระตุ้นทางกายภาพ ผลการศึกษาการสลายของฟีนอล โดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์ และถ่านกัมมันต์ มีอัตราเพิ่มขึ้นในช่วงแรกอย่างชัดเจน และเมื่อได้ศึกษาจลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยา การย่อยสลายฟีนอลเมื่อใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาถ่านกัมมันต์ชุบไทเทเนียมไดออกไซด์ พบว่าปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็น ปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง โดยมีค่าคงปฏิกิริยาเท่ากับ $3 \times 10^{-3} \text{ 1/min}$ นอกจากนี้เมื่อนำมาเปรียบเทียบระหว่างการใช้ TiO_2 อย่างเดียว พบว่า การใช้วัสดุทั้ง 2 อย่าง ที่ได้กล่าวมาข้างต้น มีประสิทธิภาพที่ดีกว่า เนื่องถ่านกัมมันต์มีพื้นที่ผิวสูง และสามารถเป็นตัวเก็บอิเล็กตรอนไว้เพื่อยับยั้งการกลับมารวมตัวใหม่ระหว่างอิเล็กตรอนกับโฮล ซึ่งจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกที่มีไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา

Guido Del Moro และคณะ [37] ศึกษาการประยุกต์ใช้การบำบัดทางชีวภาพร่วมกับการเกิดออกซิเดชันเป็นกระบวนการทางเคมีในน้ำชะมูลฝอย โดยจะเป็นการบำบัดทางชีวภาพก่อนและตามด้วย UV / H₂O₂ ซึ่งเป็นกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (AOP) ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการทำงานที่ดีขึ้น และมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงกว่า 80% เนื่องจากมีการใช้กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเข้ามารวมในการบำบัดต่อจากการบำบัดทางชีวภาพ ซึ่งช่วยกำจัดสารปนเปื้อนต่างๆที่กระบวนการชีวภาพไม่สามารถกำจัดได้

R. Poblete และคณะ [38] งานนี้ได้ศึกษาประสิทธิภาพของวิธีการรักษาสำหรับการย่อยสลายของน้ำชะขยะของกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง ขั้นตอนประกอบด้วย การบำบัดภายใต้รังสียูวีที่ความยาวคลื่น 365 นาโนเมตรโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ที่ได้จากกระบวนการผลิตในโรงงานอุตสาหกรรม (WTiO₂) ซึ่งมีทั้ง TiO₂ และ Fe (III) เมื่อเทียบกับไทเทเนียมไดออกไซด์ที่ผลิตขายในท้องตลาด (CTiO₂) ถูกนำไปใช้ในการวิเคราะห์อิทธิพลของปัจจัยสำคัญที่ส่งผลกระทบต่ออัตราการย่อยสลาย เช่น ชนิดของตัวเร่งปฏิกิริยา, ชนิดของสารออกซิไดซ์, โหลดตัวเร่งปฏิกิริยา, เวลาปฏิกิริยา และค่า pH นอกจากนี้ได้ทำการศึกษารายละเอียดที่เป็นส่วนประกอบในน้ำชะขยะเช่น P-Cresol และกรดฮิวมิก ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่างานวิจัยนี้ การออกแบบปัจจัยที่ใช้ในการกำหนดปัจจัยหลักที่มีผลต่อกระบวนการย่อยสลาย พบว่า ประเภทของสารประกอบ และชนิดของตัวเร่งปฏิกิริยาเป็นปัจจัยที่สำคัญมากกว่า โหลดตัวเร่งปฏิกิริยา, เวลาปฏิกิริยาหรือค่า pH และ พบว่า WTiO₂ เป็นตัวแทนตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง ตัวเร่งปฏิกิริยานี้แสดงให้เห็นว่าร้อยละที่เพิ่มขึ้นของการกำจัดสารอินทรีย์และกิจกรรมจึงเพิ่มสูงขึ้นมากในการย่อยสลายน้ำชะขยะภายใต้แสงฉายรังสี UV มากกว่า CTiO₂ เนื่องจาก WTiO₂ มี Fe เป็นส่วนประกอบด้วยซึ่งอาจจะเกิดปฏิกิริยาร่วมกับไทเทเนียมไดออกไซด์ส่งผลให้มีประสิทธิภาพที่ดีกว่า ตัวเร่งปฏิกิริยา CTiO₂

Daniel E. Meeroff และคณะ [39] งานวิจัยนี้ได้ศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของ 2 กระบวนการ คือ Photochemical iron-mediated aeration (PIMA) และ Photocatalysis ผลการศึกษาพบว่า กระบวนการ PIMA แสดงให้เห็นว่ามีแนวโน้มสำหรับ PIMA ถูกนำไปใช้กับน้ำชะจริงเป็นกระบวนการที่พบในการกำจัดตะกั่วและสีได้อย่างมีประสิทธิภาพ (> 90%) ในขณะที่ COD และ BOD มีประสิทธิภาพน้อย (<50%) ใน 16-24 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังพบว่า กระบวนการ PIMA อาจจะสามารถกำจัดแอมโมเนียที่มีการปรับค่า pH ลงในช่วงค่า (pH > 10) ส่วนกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่า สามารถกำจัดแอมโมเนียได้ถึง 71% โดยไม่ต้องปรับค่า pH และถึงการจัดสี 90% ในระยะเวลาที่ 4-6 ชั่วโมง ซึ่งกระบวนการโฟ

โฟโตคะตะลิติกสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้มีประสิทธิภาพที่ชื่อว่า PIMA และใช้ระยะเวลาที่น้อยกว่าอีกด้วย

Orawan Rojviroon และคณะ [40] งานวิจัยนี้ได้นำเสนอวิธีการเตรียมสารด้วยเทคนิคโซลเจล สำหรับเคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา (AC / TiO₂) หลังจากนั้นทำการวิเคราะห์เพื่อตรวจสอบคุณสมบัติของพื้นผิวตัวเร่งปฏิกิริยา AC / TiO₂ คือ Scanning electron microscopy (SEM), X-ray diffraction (XRD) และ Brunauer Emmett Teller (BET) ผลการวิเคราะห์พบว่าอนุภาค TiO₂ เคลือบบนพื้นผิว AC เป็นผลึกอนาเทส พื้นผิวปริมาตรรูพรุนและขนาดรูขรุขระของตัวเร่งปฏิกิริยา AC / TiO₂ ลดลง ในความสัมพันธ์ของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์เคลือบผิวบน AC ได้นำมากำจัดสี และ COD ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ภายใต้การฉายรังสี UVA ในความเข้มแสงที่แตกต่างกัน จากการทดลองพบว่า การเคลือบลงบน TiO₂ ลงบน AC สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด COD และที่การฉายแสง UVA ในความเข้มแสงที่เพิ่มขึ้นได้ประสิทธิภาพที่ดีที่สุด ทำให้ AC / TiO₂ เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดนี้

M.N. Vineetha และคณะ [41] ได้การศึกษาการกำจัดของสีและการกำจัด COD น้ำทิ้งจากโรงงาน ภายใต้รังสีจากแสงอาทิตย์ อิทธิพลของพารามิเตอร์การทดลอง เช่น ปริมาณความเข้มข้นของ H₂O₂ ความเข้มข้น COD ของน้ำทิ้ง, ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ และค่า pH ผ่านกระบวนการโฟโตคะตะลิติก จากผลการศึกษา พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสีสูงสุดของน้ำทิ้งจากโรงงานอยู่ที่ 79% ที่ความเข้มข้นของ H₂O₂ เท่ากับ 0.3 M, pH เท่ากับ 6 ความ, COD ของน้ำทิ้งเท่ากับ 500 ppm และตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ปริมาณ 0.1 g/L ระบบ TiO₂/H₂O₂ พบว่า มีประสิทธิภาพมากขึ้นเมื่อใช้ H₂O₂ และ TiO₂ กระบวนการย่อยสลายออกไซด์ใช้แสงพลังงานแสงอาทิตย์เป็นแหล่งการฉายรังสี แสดงให้เห็นว่า กระบวนการที่มีศักยภาพสำหรับการกำจัดสีของน้ำเสียโรงงาน รังสีจากดวงอาทิตย์สามารถเป็นทางเลือกอีกหนึ่งทางเลือกที่มีประสิทธิภาพสำหรับการรักษาน้ำทิ้งอุตสาหกรรม

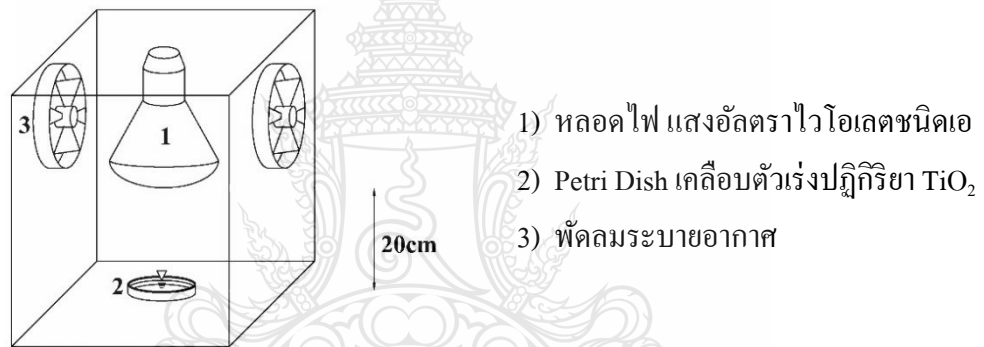
บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาวิจัยครั้งนี้เพื่อศึกษาความสามารถและประสิทธิภาพในการกำจัด COD รวมถึงติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅ กับ VFA ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า ด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิตกร่วมกับใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ที่ใช้แหล่งกำเนิดแสง UV-A ความเข้มแสง 1,000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ โดยมีขั้นตอนการศึกษาต่อไปนี้

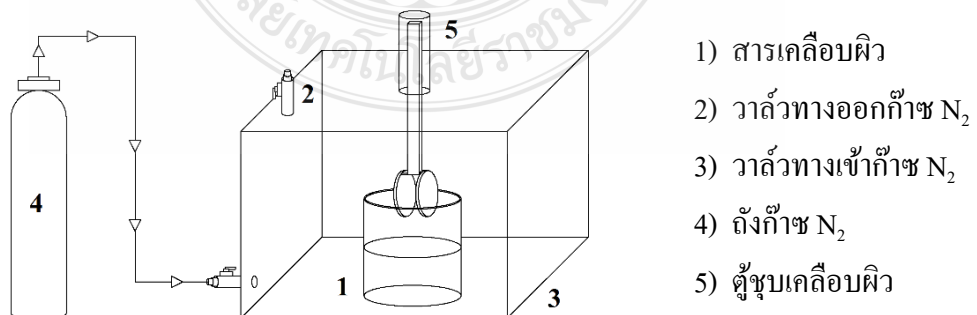
3.1. เครื่องมือและอุปกรณ์

3.1.1 ถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิต ดังรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 ถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิต

3.1.2 อุปกรณ์ซบเคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา ดังรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 อุปกรณ์ซบเคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา

3.1.3 สารเคมีที่ใช้ในการศึกษา

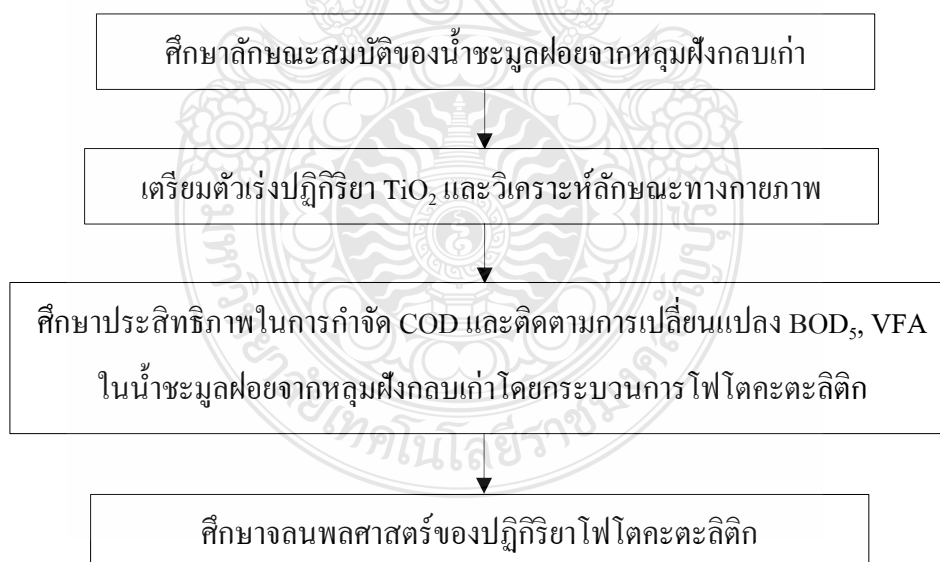
- 1) ไทเทเนียมเตตระโพรพอกไซด์ ($\text{Ti}(\text{OCH}(\text{CH}_3)_2)_4$) AR Grade
- 2) ไอโซโพรพานอล ($(\text{CH}_3)_2\text{CHOH}$) AR Grade
- 3) กรดไฮโดรคลอริก (HCl) AR Grade
- 4) สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต 0.1 N AR Grade
- 5) สารละลายกรดซัลฟูริก AR Grade
- 6) สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์
- 7) สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต 0.05 N AR Grade
- 8) สารละลายแมงกานีสซัลเฟต AR Grade
- 9) สารละลายอัลคาไล-ไอโอไดด์-เฮไซค์ AR Grade
- 10) สารละลายโซเดียมไธเดียมโซโอซัลเฟต 0.025 N AR Grade
- 11) น้ำแข็ง
- 12) สารละลายฟอสเฟตบัพไฟเฟอร์ AR Grade
- 13) สารละลายแมกนีเซียมซัลเฟต AR Grade
- 14) สารละลายเฟอร์ริกคลอไรด์ AR Grade
- 15) สารละลายแคลเซียมคลอไรด์ AR Grade

3.1.4 เครื่องมือและอุปกรณ์สำหรับงานวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ

- 1) เตาอบ (Oven)
- 2) ตู้อบ ควบคุมอุณหภูมิที่ 105°C
- 3) เครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้า (Magnetic stirrer) และ แท่งกวนแม่เหล็กไฟฟ้า (Magnetic bar)
- 4) ตู้ควบคุมอุณหภูมิ (Incubator)
- 5) อุปกรณ์เติมอากาศ
- 6) หลอดย่อยขนาด 20×150 mm
- 7) ขวด BOD ขนาด 300 mL
- 8) เครื่องชั่งน้ำหนัก ทศนิยม 4 ตำแหน่ง
- 9) ขวดน้ำสำหรับฉีดล้าง (Washing bottle)
- 10) ขวดปริมาตร (Volumetric flask) ขนาด 50, 100, 250 และ 1,000 mL

- 11) บีกเกอร์ (Beaker) ขนาด 25, 100, 250 และ 1,000 mL
- 12) ขวดรูปชมพู่ (Erlenmeyer flask) ขนาด 250 mL
- 13) บิวเรต (Burette) ขนาด 50 mL
- 14) กระจกบอกตวง (Graduate cylinder) ขนาด 100 และ 1,000 mL
- 15) นาฬิกาจับเวลา
- 16) อุปกรณ์วัดความเข้มแสง UV-Light Meter Model UV-340
- 17) หลอดอ้อตราไวโอเลต ยี่ห้อ OSRAM ขนาด 300 W
- 18) Petri dish ขนาด 15×90 mm
- 19) ปิเปตอัตโนมัติ ยี่ห้อ Engineered for Excellence BIOHIT
- 20) เครื่องวิเคราะห์ X-ray Diffractometer
- 21) เครื่องวิเคราะห์ UV-Vis spectrometer
- 22) เครื่องวิเคราะห์ Atomic Force Microscopy
- 23) โปรแกรม Gwyddion Software

3.2 ขั้นตอนการดำเนินงาน



รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการดำเนินงานในการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า

3.3 ศึกษาลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า

น้ำชะมูลฝอยที่นำมาใช้ในการศึกษานี้ได้มาจากพื้นที่หลุมฝังกลบขยะขององค์การบริหารส่วนจังหวัดนนทบุรี ตำบลคลองขวาง อำเภอไทรน้อย จังหวัดนนทบุรี ซึ่งเป็นน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า โดยวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยคั่งพารามิเตอร์ที่แสดงในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย

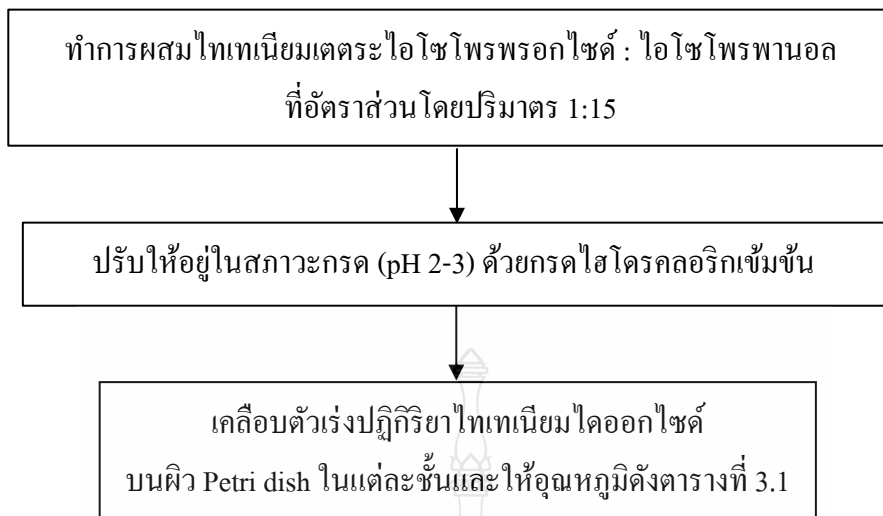
พารามิเตอร์	หน่วย	วิธีการวิเคราะห์
COD	mg/L	Close reflux, Titrimetric method
BOD ₅	mg/L	5 Days incubation และ Azide modification
VFA	mg/L as CaCO ₃	Titrimetric method
pH		pH meter

3.4 การเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

สามารถเตรียมด้วยการใช้ไทเทเนียมเตตระโพพรอกไซด์ (Ti [OCH(CH₃)₂]₄, TTIP) เป็นสารตั้งต้นในตัวทำละลายไอโซโพรพานอล (CH₃)₂CHOH ที่อุณหภูมิห้อง ดังนี้

- 1) ทำการผสมสารตั้งต้น TTIP ต่อตัวทำละลายไอโซโพรพานอล ในอัตราส่วนโดยปริมาตร 1:15 พร้อมทั้งทำให้การกวนแบบปั่นป่วนที่อุณหภูมิห้อง
- 2) ปรับพีเอชของสารละลายให้มีค่าเท่ากับ 2-3 ด้วยกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น
- 3) กวนสารละลายเป็นเวลา 1 ชั่วโมง และเก็บทิ้งไว้เป็นเวลา 24 ชั่วโมง

นำสารละลายมาทำการจุ่มเคลือบแบบกะ ซึ่งตัวกลางคือ Petri dish เพื่อใช้เป็นถึงปฏิกรณ์ในการบำบัดน้ำเสีย ขณะเคลือบผิวจะทำการไล่อากาศด้วยก๊าซไนโตรเจน โดยใช้อัตราเร็วในการจุ่มเคลือบเท่ากับ 9 mm/min โดยทำการจุ่มเคลือบเป็นจำนวน 3, 4 และ 5 ชั้น รายละเอียดในการจุ่มเคลือบบนตัวกลาง Petri dish แสดงในรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 แผนผังแสดงขั้นตอนการเคลือบ Petri dish

ตารางที่ 3.2 อุณหภูมิในการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 บนผิวตัวกลาง

จำนวนการ ชุบเคลือบ	อุณหภูมิในแต่ละชั้น (°C)				
	1 ชั้น	2 ชั้น	3 ชั้น	4 ชั้น	5 ชั้น
3	100	200	500	-	-
4	100	200	350	500	-
5	100	200	250	350	500

3.5 การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา

3.5.1 วิเคราะห์โครงสร้างของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2

การวิเคราะห์โครงสร้างของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 จะศึกษาเกี่ยวกับโครงสร้างของผลึก (Crystal Structure) การจัดเรียงตัวของอะตอม โมเลกุลของสารประกอบต่างๆ ทั้งในเชิงคุณภาพและเชิงปริมาณ ซึ่งสามารถระบุชนิดและอัตราส่วนของผลึก TiO_2 ในรูปของอนุภาคต่อรูโพลต์ โดยใช้ผงของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เตรียมโดยใช้สารละลายด้วยเทคนิคโซล-เจล ตามวิธีการในข้อที่ 3.4 ตามลำดับ นำสารละลายดังกล่าวผ่านการอบที่อุณหภูมิ 500 °C เป็นเวลา 1 hr และนำผงดังกล่าววิเคราะห์ด้วยอุปกรณ์ X-ray diffraction (XRD)

3.5.2 วิเคราะห์พื้นที่ผิวและการกระจายตัวของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ แบบฟิล์มบาง

การวิเคราะห์หาขนาดอนุภาค ลักษณะพื้นผิว และการกระจายตัวของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ โดยใช้แผ่นกระจกสไลด์ที่เคลือบผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ที่ใช้เทคนิคโซล-เจล หลังจากนั้นนำไปวิเคราะห์ด้วยอุปกรณ์ Atomic Force Microscopy (AFM) รวมทั้งวิเคราะห์หาพื้นที่ผิวปรากฏ (Apparent Surface Area) ของตัวเร่งปฏิกิริยาดังกล่าวด้วยโปรแกรม Gwyddion Software Version 2.22

3.5.3 วิเคราะห์หาขนาดความกว้างแถบพลังงานของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

ในการวิเคราะห์หาขนาดความกว้างของแถบพลังงาน (Band gap) ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ จะใช้แผ่นกระจกสไลด์เคลือบผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ที่ใช้เทคนิคโซล-เจล นำไปวิเคราะห์หาขนาดความกว้างแถบพลังงานด้วยอุปกรณ์ UV-Vis spectrometer

การศึกษาวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ด้วยเทคนิคต่างๆ แสดงดังตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 วิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

ลักษณะทางกายภาพ	เทคนิค
โครงสร้างผลึก	X-ray diffraction
ขนาดความกว้างของแถบพลังงาน	UV-Vis Spectroscopy
พื้นที่ผิวและขนาดอนุภาค	Atomic force microscopy
พื้นที่ผิวปรากฏ	Gwyddion software version 2.22

3.6 ศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD และติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅, VFA ใน น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าโดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD และติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅, VFA ใน น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าโดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก จะดำเนินการศึกษาดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 ชุดทดลองสำหรับการศึกษาในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

ชุดทดลอง	ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO ₂	แสงอาทิตย์
ชุดควบคุม 1	✓	-
ชุดควบคุม 2	-	✓
ชุดทดลอง	✓	✓

3.6.1 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD

ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD จากน้ำชะมูลฝอยด้วยตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ เคลือบบนผิว ตัวกลาง 3, 4 และ 5 ชั้น

1) ทำการศึกษาในถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยนำน้ำตัวอย่าง คือน้ำชะมูลฝอยมาเจือจางให้มีความเข้มข้น 4 ค่า ได้แก่ 320, 640, 720 และ 960 mg/L ตามลำดับ

2) นำน้ำชะมูลฝอยที่เตรียมความเข้มข้นในข้อที่ 1 มาทำการทดลองใน Photoreactor โดยใส่น้ำใน Petri dish ที่เคลือบด้วย TiO₂ 3 ชั้น พร้อมกับฉายแสงอัลตราไวโอเลตชนิดเอใน Photoreactor โดยมีความเข้มแสง 1,000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$

3) เก็บตัวอย่างที่เวลา 0, 30, 60, 90, 120, 150 และ 180 นาที ตามลำดับ หลังจากนั้นนำน้ำตัวอย่างที่เก็บตามช่วงเวลาต่างๆไปทำการวิเคราะห์หา COD แสดงในรูปที่ 3.5

4) ทำซ้ำข้อที่ 1-3 โดยเปลี่ยนตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ที่เคลือบบน Petri dish เป็น 4 และ 5 ชั้น

5) ทำซ้ำข้อที่ 1-4 โดยเปลี่ยนเป็นชุดควบคุมที่ 1 และ ชุดควบคุมที่ 2 ดังตารางที่ 3.4

3.6.2 ติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅ และ VFA

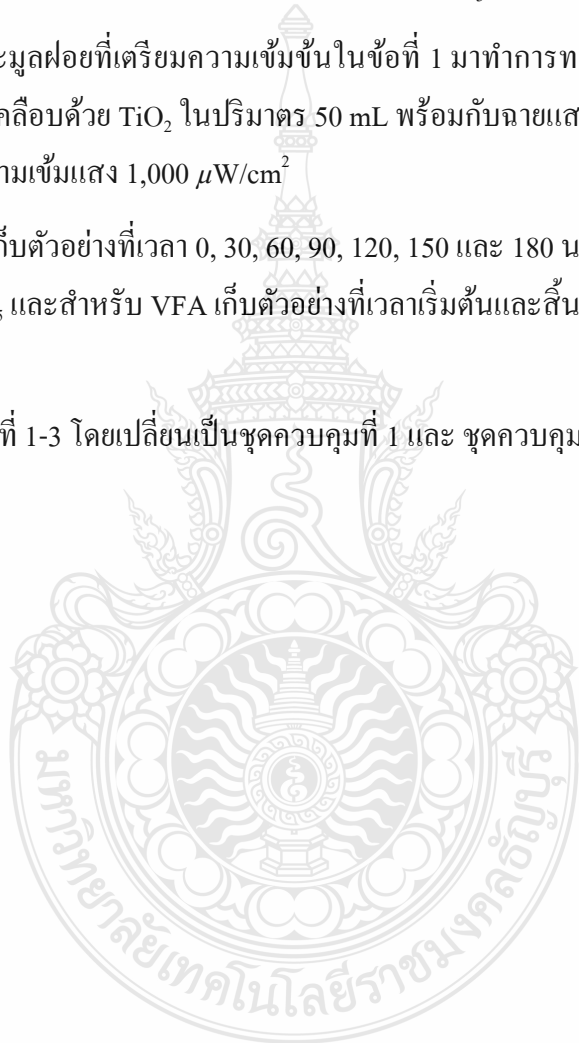
ศึกษาและติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅ และ VFA ในน้ำชะมูลฝอยด้วยตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ เคลือบบนผิวตัวกลางของจำนวนชั้นที่มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยสูงสุด

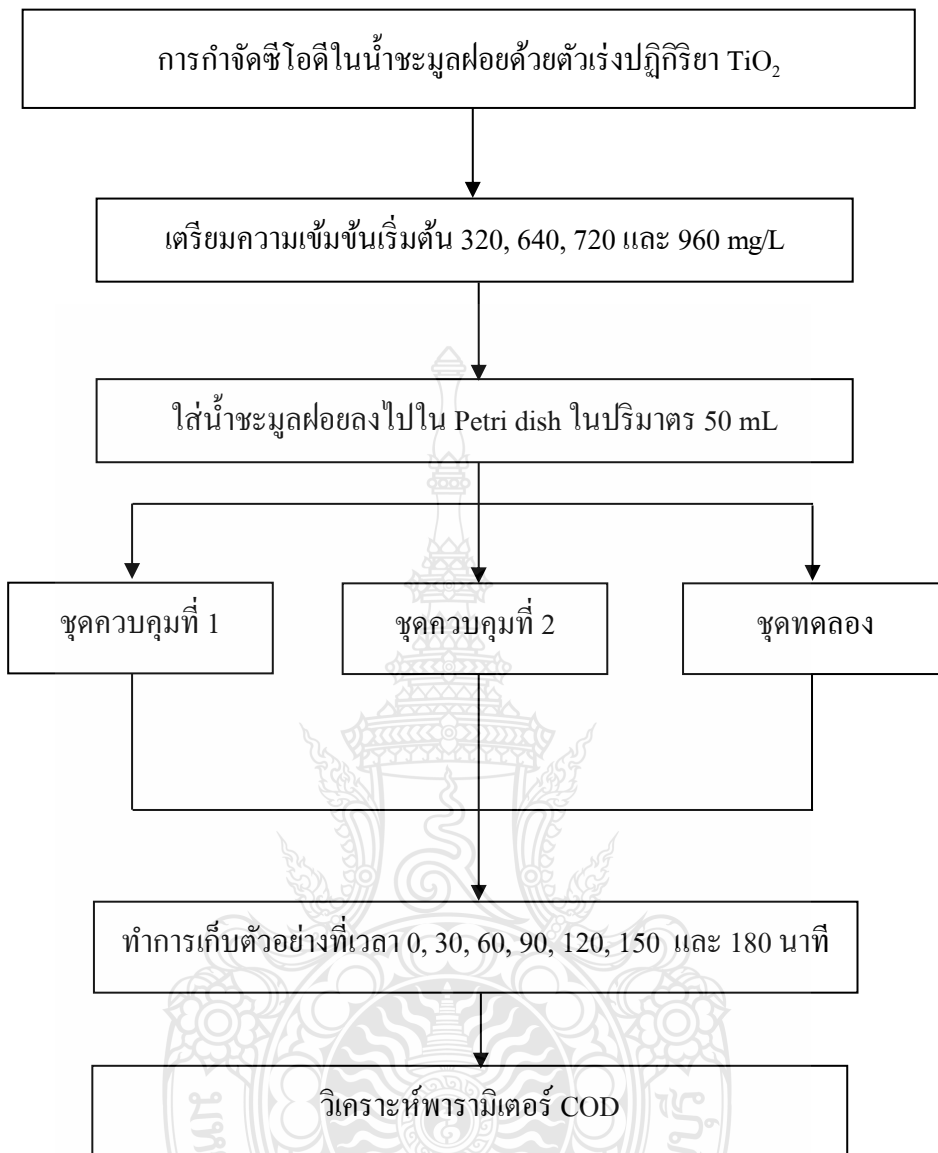
1) ทำการศึกษาในถังปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยนำน้ำตัวอย่างคือน้ำชะมูลฝอยมาเจือจางให้มีความเข้มข้น BOD₅ แตกต่างกันไปเท่ากับ 50, 80, 110 และ 140 mg/L และช่วงความเข้มข้น VFA เท่ากับ 600, 970, 985 และ 1,110 mg/L as CaCO₃ ตามลำดับ

2) นำน้ำชะมูลฝอยที่เตรียมความเข้มข้นในข้อที่ 1 มาทำการทดลองใน Photoreactor โดยใส่น้ำใน Petri dish ที่เคลือบด้วย TiO₂ ในปริมาตร 50 mL พร้อมกับฉายแสงอัลตราไวโอเลตชนิดเอใน Photoreactor โดยมีความเข้มแสง 1,000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$

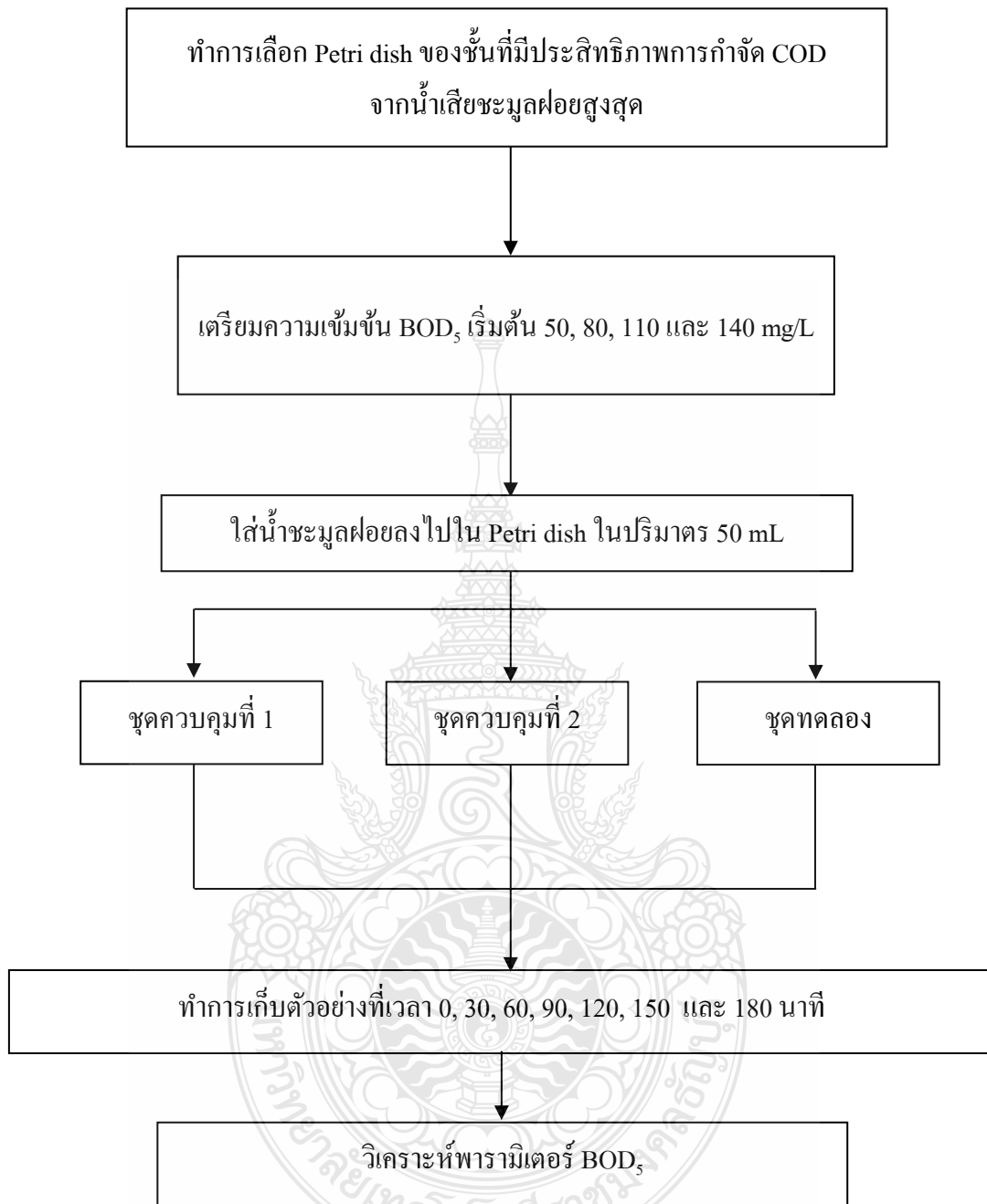
3) ทำการเก็บตัวอย่างที่เวลา 0, 30, 60, 90, 120, 150 และ 180 นาที ตามลำดับ แล้วนำไปทำการวิเคราะห์หา BOD₅ และสำหรับ VFA เก็บตัวอย่างที่เวลาเริ่มต้นและสิ้นสุดการศึกษา แสดงในรูปแบบที่ 3.6 และ 3.7

4) ทำซ้ำข้อที่ 1-3 โดยเปลี่ยนเป็นชุดควบคุมที่ 1 และ ชุดควบคุมที่ 2 ดังตารางที่ 3.4

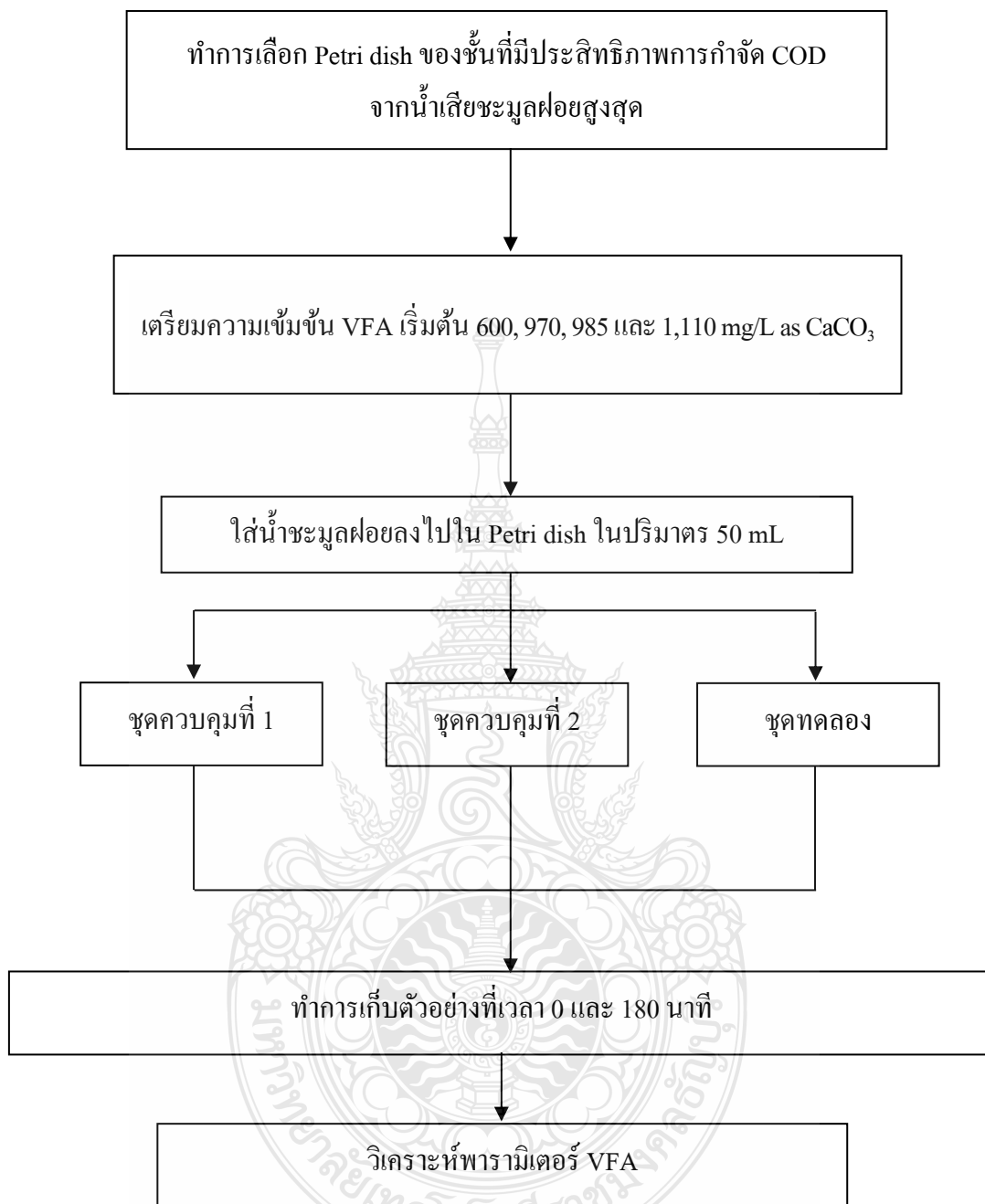




รูปที่ 3.5 แผนผังแสดงการกำจัด COD จากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก



รูปที่ 3.6 แผนผังการติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅ จากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก



รูปที่ 3.7 แผนผังการติดตามการเปลี่ยนแปลง VFA จากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

3.7 การศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า

การศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า จะทำการคำนวณหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาเพื่อหาสมการจลนพลศาสตร์ที่เหมาะสมในการอธิบายกลไกการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบสำหรับงานวิจัยนี้

3.8 สถานที่ทำการศึกษา

ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี



บทที่ 4

ผลการดำเนินงานและการวิเคราะห์ข้อมูล

การศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD และติดตาม BOD₅, VFA ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ จากผลการศึกษาสามารถอธิบายผลการศึกษาได้ดังนี้

4.1 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัด COD และติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅, VFA ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยนำน้ำมาวิเคราะห์ลักษณะและคุณภาพของน้ำชะมูลฝอยเบื้องต้นก่อนการบำบัด ซึ่งได้แก่ COD, BOD₅, VFA และ pH ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 ลักษณะและคุณภาพของน้ำชะมูลฝอยเบื้องต้นก่อนการบำบัด

พารามิเตอร์	ช่วง	หน่วย
COD	1,200-1,600	mg/L
BOD ₅	150-250	mg/L
BOD ₅ / COD	0.1-0.15	-
VFA	2,150-2,000	mg/L as CaCO ₃
pH	9.3-9.5	-

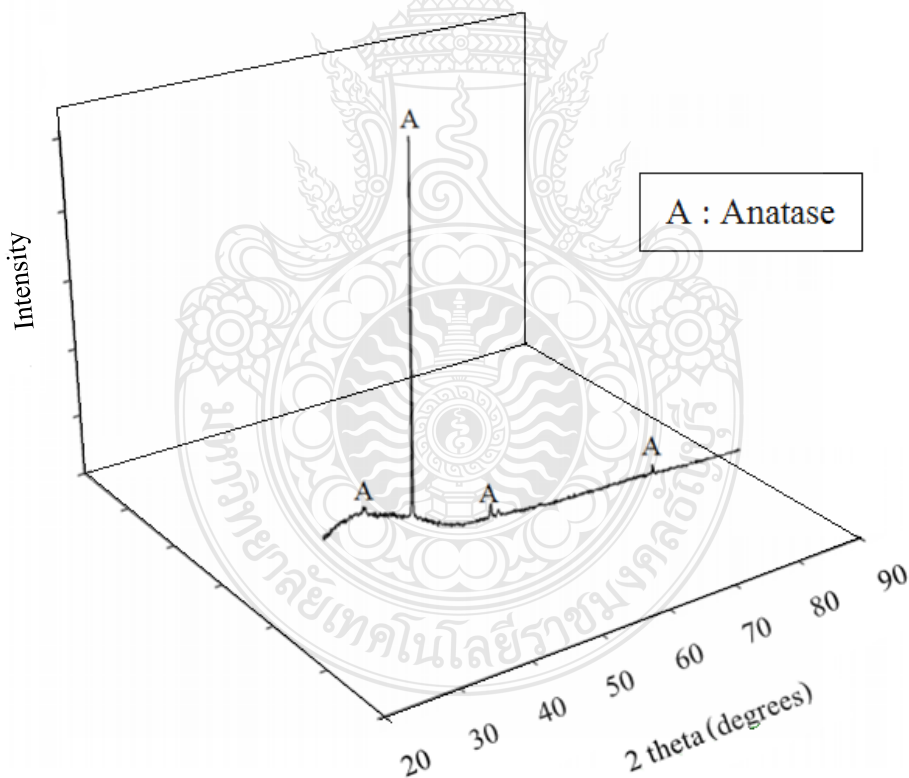
จากผลการวิเคราะห์ลักษณะและคุณภาพของน้ำชะมูลฝอยที่ได้ทำการวิเคราะห์เบื้องต้นนั้น จะเห็นได้ว่า ลักษณะของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าที่ทำการเก็บรวบรวมมา มีคุณสมบัติที่ย่อยสลายได้ยากทางกระบวนการชีวภาพ ประเมินได้จากอัตราส่วนระหว่าง BOD₅ และ COD ในตารางที่ 4.1 น้ำชะมูลฝอยมีอัตราส่วนค่อนข้างต่ำ 0.1-0.15 เนื่องจากในน้ำชะมูลฝอยที่เก็บรวบรวมมาจากหลุมฝังกลบเก่า เพราะสารปนเปื้อนที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยจะเป็นพวกสารประกอบเชิงซ้อน [42] สารที่มีโมเลกุลซับซ้อนย่อยสลายยากเป็นส่วนใหญ่ ส่วนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายนั้นจะหลงเหลืออยู่น้อยจึงทำให้ BOD₅ มีค่าค่อนข้างน้อย ส่งผลให้อัตราส่วน BOD₅/COD ต่ำลดลงไปด้วย ดังนั้นจึงมี

ความจำเป็นในการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีขั้นสูงเพื่อช่วยในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าที่มีค่าอัตราส่วน BOD₅/COD ต่ำ [43-47]

4.2 ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

4.2.1 การวิเคราะห์ X-ray Diffraction (XRD)

จากการศึกษาเกี่ยวกับลักษณะโครงสร้างผลึก (Crystal structure) โดยใช้ตัวอย่างของผงตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ เพื่อใช้สำหรับระบุชนิดและอัตราส่วนของผลึกด้วยเครื่องวิเคราะห์ X-ray Diffractometer โดยผลการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึก พบว่า โครงสร้างผลึกของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ เป็นแบบผลึกอนาเทส 100 % ภาพแบบการเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์จะแสดงค่าสะท้อนกลับที่มุมตกกระทบ 2 theta เท่ากับ 25.2° ได้จากดังรูปที่ 4.1



รูปที่ 4.1 การเลี้ยวเบนรังสีเอ็กซ์ของผงไทเทเนียมไดออกไซด์

จากข้อมูลผลการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เตรียมขึ้นพบว่า ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เตรียมขึ้นมีโครงสร้างผลึกแบบอนาเทส โดยสามารถคำนวณได้ดังสมการที่ 4.1 [48] ซึ่งผลการศึกษาโครงสร้างผลึกของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เตรียมขึ้นเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับการศึกษางานวิจัย [49] ซึ่งสามารถเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่มีโครงสร้างผลึกแบบอนาเทสได้ที่อุณหภูมิระหว่าง $400\text{-}600\text{ }^\circ\text{C}$ ซึ่งเป็นอุณหภูมิที่ใกล้เคียงกับการศึกษาครั้งนี้

$$X_d = [1 + 1.26(I/I_d)]^{-1} \quad (4.1)$$

4.2.2 การวิเคราะห์ Atomic Force Microscopy (AFM)

เป็นการวิเคราะห์หาขนาด ลักษณะพื้นผิว การกระจายตัวของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ชนิดฟิล์มบางบนตัวกลางแผ่นกระจก ด้วยอุปกรณ์ Atomic Force Microscope



รูปที่ 4.2 ภาพถ่าย 3 มิติ ด้วยอุปกรณ์ AFM ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2

จากภาพถ่าย 3 มิติ ด้วยอุปกรณ์ AFM ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ชนิดฟิล์มบางที่เคลือบผิว 3, 4 และ 5 ชั้น บนแผ่นกระจก แสดงดังรูปที่ 4.2 พบว่า ลักษณะพื้นผิว การกระจายตัว ขนาดของอนุภาค และค่าความขรุขระเฉลี่ย (RMS) รวมไปถึงพื้นที่ผิวปรากฏสามารถของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 โดยใช้โปรแกรม Gwyddion Software ที่แสดงค่าดังตารางที่ 4.2

4.2.3 การวิเคราะห์ด้วย UV-Vis Spectroscopy

การวิเคราะห์ด้วยเครื่อง UV-Vis spectrometer ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 เป็นการวิเคราะห์หาขนาดความกว้างของแถบพลังงาน โดยอาศัยหลักการดูดกลืนรังสีของสารที่อยู่ในช่วง Ultraviolet (UV) และ Visible (VIS) จากผลการวิเคราะห์ พบว่า ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 มีขนาดความ

กว้างของช่องว่างพลังงานเท่ากับ 3.26 eV แสดงให้เห็นว่า สามารถเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีขนาดความกว้างของช่องว่างพลังงานต่ำเป็นไปตามคุณสมบัติของ TiO₂ ดังตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 คุณสมบัติของ TiO₂ ชนิดฟิล์มบาง

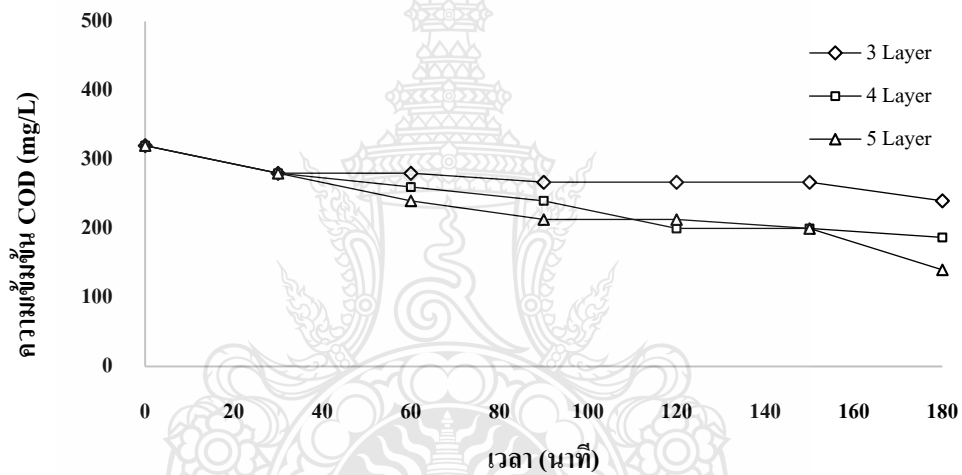
ลักษณะทางกายภาพ	TiO ₂ ที่เคลือบบนตัวกลาง		
	3	4	5
โครงสร้างผลึก		อนาเทส	
ช่องว่างพลังงาน (eV)		3.26	
ขนาดอนุภาค (nm)	25-200	10-50	40-55
RMS (nm)	7.50	1.41	1.47
พื้นที่ผิวปรากฏ (m ² /m ²) ^①	1.23	1.03	1.01
น้ำหนักรวม TiO ₂ บนพื้นผิว (g/m ²) ^②	0.09	0.12	0.15
พื้นที่ผิวปรากฏต่อน้ำหนักทั้งหมด (m ² /g) ^{①/②}	13.67	8.58	6.73

จากผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ด้วยเทคนิควิเคราะห์ดังที่กล่าวข้างต้น แสดงให้เห็นว่า ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ แบบฟิล์มบางที่เตรียมได้ มีคุณสมบัติที่เหมาะสมสามารถนำมาใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกได้ โดยมีลักษณะโครงสร้างผลึกชนิดอนาเทส มีช่องว่างแถบพลังงานต่ำ เป็นฟิล์มบางที่มีขนาดอนุภาคระดับนาโน [50-51] นอกจากนี้จากผลการศึกษา พบว่า จำนวนชั้นของการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาลงบนพื้นผิวส่งผลให้ขนาดของอนุภาค TiO₂ บนผิวตัวกลางมีความคงตัวมากขึ้น และมีช่วงความแตกต่างของขนาดอนุภาคน้อยลง แสดงให้เห็นจากขนาดอนุภาคของ TiO₂ ของตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีการเคลือบผิว จำนวน 5 ชั้น มีขนาดอนุภาคระหว่าง 40-55 nm และเมื่อพิจารณาพื้นที่ผิวปรากฏต่อน้ำหนักของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เคลือบลงบนผิวตัวกลาง พบว่า ขนาดของพื้นที่ผิวปรากฏมีแนวโน้มลดลงเมื่อจำนวนชั้นของการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาเพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นถึงขนาด และการกระจายตัวของตัวเร่งปฏิกิริยาบนพื้นผิวตัวกลางมีความสม่ำเสมอมากขึ้น

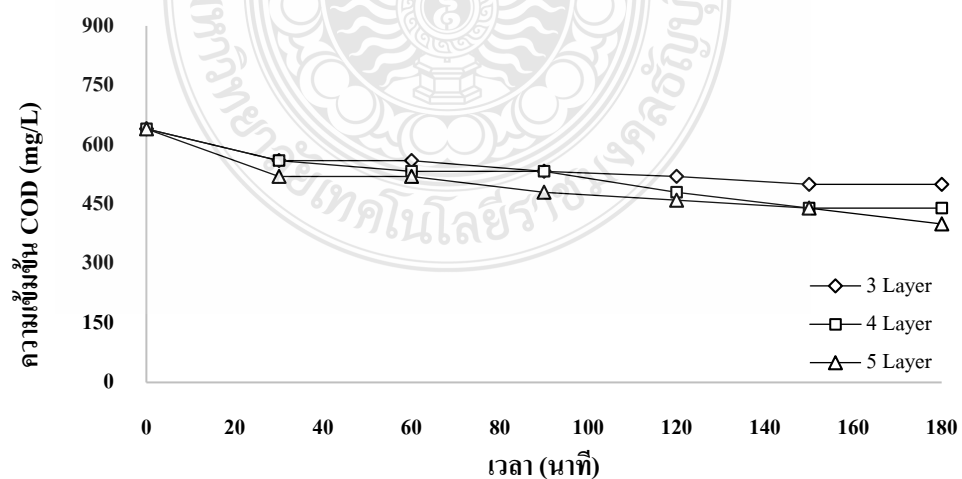
4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

4.3.1 ประสิทธิภาพการบำบัด COD

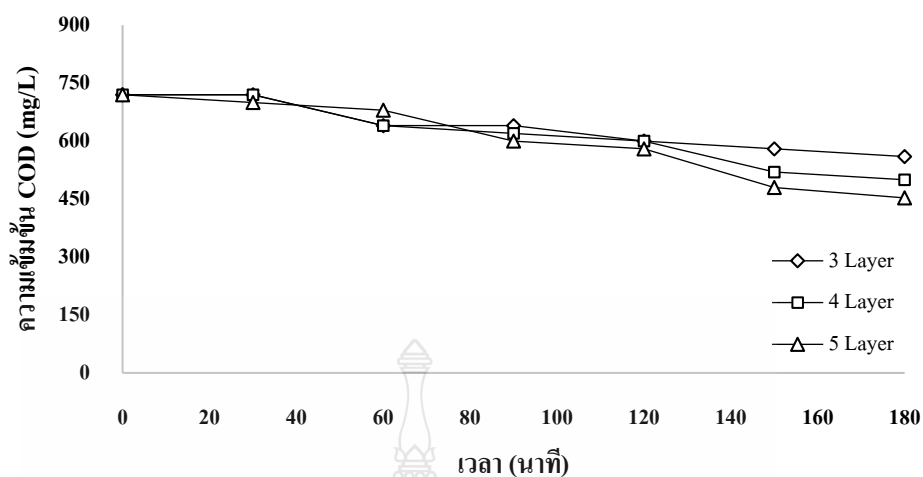
ในการศึกษาการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกโดยใช้ TiO₂ แบบฟิล์มบางเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ที่เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้นที่ต่างกัน 3 ค่า ได้แก่ 3, 4 และ 5 ชั้น และมีช่วงค่าของความเข้มข้น COD ของน้ำชะมูลฝอยเริ่มต้นเท่ากับ 320, 640, 720 และ 960 mg/L ตามลำดับ โดยทำการการศึกษาในชุดควบคุมที่ 1, ชุดควบคุมที่ 2 และชุดทดลอง ที่ระยะเวลาการเก็บตัวอย่าง 0, 30, 60, 90, 120, 150 และ 180 นาที ตามลำดับ ในสภาวะความเข้มแสงอัลตราไวโอเล็ต เท่ากับ 1,000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$



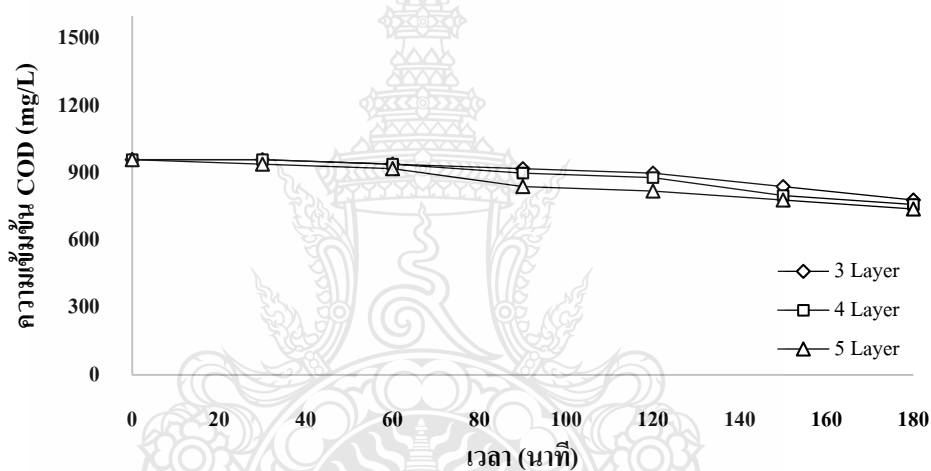
ก. ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลง COD ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L



ข. ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลง COD ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L



ค. ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลง COD ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L



ง. ความสัมพันธ์ระหว่างการเปลี่ยนแปลง COD ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L

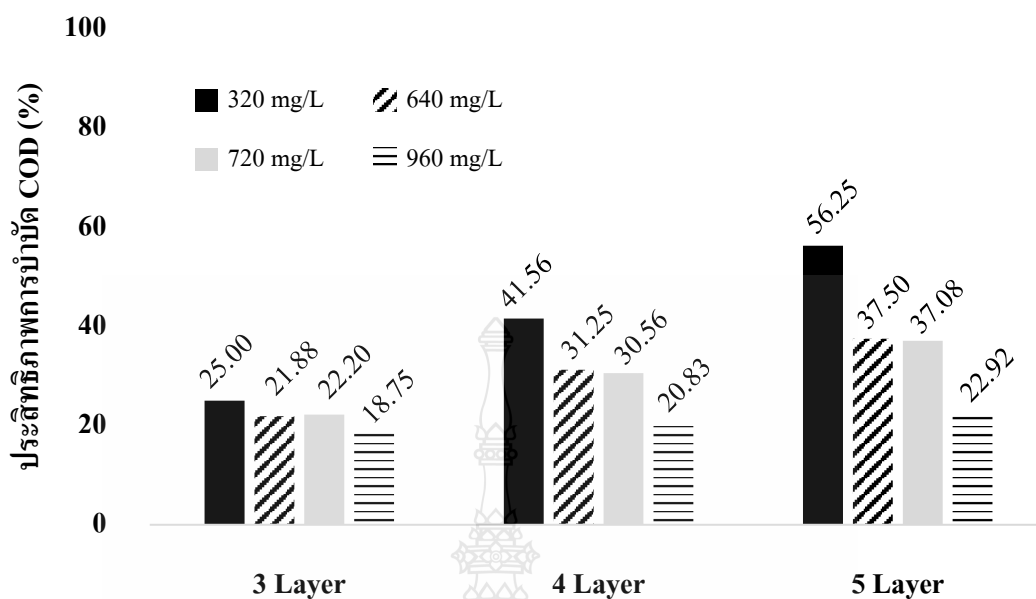
รูปที่ 4.3 ความสามารถในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยบนตัวกลาง TiO_2

จากผลการศึกษา พบว่า ในชุดควบคุมที่ 1 และชุดควบคุมที่ 2 ไม่พบการเปลี่ยนแปลง COD และการกำจัดอย่างเห็นได้ชัด แต่สำหรับการกำจัดในชุดการทดลอง พบว่า การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น COD ลดลงต่อเนื่องอย่างเห็นได้ชัด และประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงสุดของกระบวนการเท่ากับ 25.00%, 41.50% และ 56.25 % ในน้ำชะมูลฝอยที่มีความเข้มข้น COD เริ่มต้น 320 mg/L สำหรับตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีจำนวนชั้นเคลือบผิว 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอย แสดงให้เห็นว่า เมื่อความเข้มข้น COD ในน้ำชะมูลฝอยที่เพิ่มขึ้น ในการศึกษาแสดงให้เห็นว่า เมื่อความเข้มข้นเพิ่มขึ้นส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดของกระบวนการลดลง และในการเคลือบผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีจำนวนชั้นเพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้น เนื่องจากการเพิ่มจำนวนชั้น ส่งผลทำให้มีพื้นที่ผิว การกระจายตัว และขนาดอนุภาคที่สม่ำเสมอครอบคลุมทั้งพื้นที่ผิวที่เคลือบลงบนตัวกลาง ทำให้เกิดปฏิกิริยาในการบำบัดของกระบวนการได้ดี [52] ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอย โดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกจะมีค่าลดลงเมื่อความเข้มข้นของ COD เริ่มต้นมีค่าเพิ่มขึ้นในทุกชั้นของการเคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา ซึ่งมีสาเหตุมาจากความเข้มข้น COD ของน้ำชะมูลฝอยที่น้อยที่สุด จะมีความเข้มของสีที่โปร่งแสงทำให้แสงสามารถส่องผ่านลงไปบนหน้าพื้นที่ผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาทำให้เกิดปฏิกิริยาโฟโตออกซิเดชันได้ดี และที่ความเข้มข้น COD ของน้ำชะมูลฝอยที่มากขึ้นทำให้มีความเข้มสีที่เพิ่มขึ้นรวมไปถึงการเพิ่มขึ้นของปริมาณสารมัธยันตร์ (Intermediate Product) และแสง (อนุภาคโฟตอน) ส่องลงไปพื้นที่ผิวหน้าของตัวเร่งปฏิกิริยาได้น้อยลง [53] จึงเป็นเหตุผลทำให้ที่ตัวเร่งปฏิกิริยาที่เคลือบผิวบนตัวกลางในจำนวนชั้นที่มากที่สุด คือ 5 ชั้น มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยสูงสุด ในความเข้มข้น 320 mg/L ดังตาราง 4.3 และรูปที่ 4.4

ตารางที่ 4.3 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ TiO_2

จำนวนชั้นที่เคลือบ	ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (%)			
	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น (mg/L)			
	320	640	720	960
3	25.00	21.88	27.78	18.75
4	41.56	31.25	30.56	20.83
5	56.25	34.38	38.9	22.92



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการบำบัด COD ของน้ำชะมูลฝอย

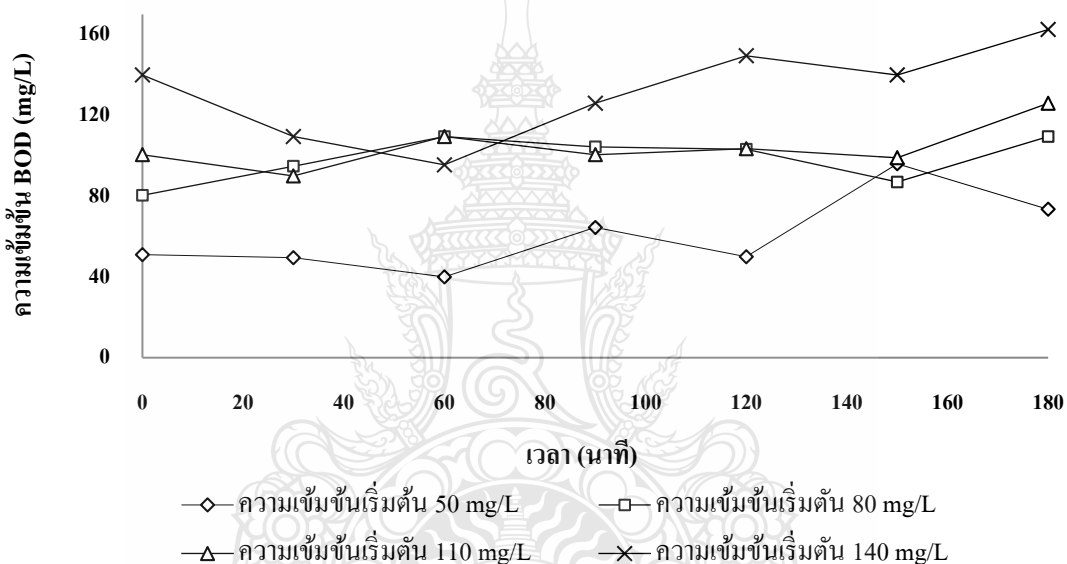
4.3.2 การติดตามการเปลี่ยนแปลง BOD₅

จากผลการศึกษาที่ผ่านมาข้างต้น พบว่า ลักษณะทางกายของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ และประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอย แสดงให้เห็นว่า ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ที่เคลือบผิวลงบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้น มีคุณสมบัติที่เหมาะสมที่สุดสำหรับใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบในงานวิจัยครั้งนี้ รวมไปถึงมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่สูงสุด เท่ากับ 56.25 %

ดังนั้นในการศึกษาติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ BOD₅ จึงทำการศึกษาในสถานะที่ใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ เคลือบผิวตัวกลางจำนวน 5 ชั้น สำหรับใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ BOD₅ ในน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ที่การเจือจางความเข้มข้น BOD₅ เท่ากับ 50, 80, 110 และ 140 mg/L โดยทำการการศึกษาในชุดควบคุมที่ 1, ชุดควบคุมที่ 2 และชุดทดลอง ที่ระยะเวลาการเก็บตัวอย่าง 0, 30, 60, 90, 120, 150 และ 180 นาที ตามลำดับ ในสถานะความเข้มแสงอัลตราไวโอเล็ต เท่ากับ 1,000 μW/cm²

ตารางที่ 4.4 การเปลี่ยนแปลง BOD₅ หลังผ่านกระบวนการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

ความเข้มข้น BOD ₅ (mg/L)		% BOD ₅ ที่เพิ่มขึ้น
เริ่มต้น	180 นาที	
50	74	32.0%
80	110	27.3%
110	126	12.7%
140	162	13.6%



รูปที่ 4.5 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้น BOD₅ ในน้ำชะมูลฝอยกับเวลาในการเกิดปฏิกิริยา สำหรับกระบวนการ โฟโตคะตะลิติก

จากการศึกษา พบว่า ในชุดควบคุมที่ 1 และชุดควบคุมที่ 2 ไม่พบการเปลี่ยนแปลง BOD₅ อย่างเป็นนัยสำคัญ แต่สำหรับการเปลี่ยนแปลงในชุดการทดลอง พบว่า เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นค่า BOD₅ ในน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ค่าความเข้มข้น BOD₅ มีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นเพิ่มขึ้นและลดลงตลอดระยะเวลาที่ทำการศึกษาดังรูปที่ 4.5 เนื่องจากกระบวนการดังกล่าวเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในกระบวนการทำให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล ($\bullet\text{OH}$) ซึ่งเป็นสารออกซิไดซ์ชนิดหนึ่ง โดย $\bullet\text{OH}$ ทำปฏิกิริยากับสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อน [21] ที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยทำให้สามารถเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากมีโมเลกุล

ซับซ้อนในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า ให้มีโมเลกุลซับซ้อนน้อยลงและย่อยสลายง่ายขึ้น ส่งผลให้ปริมาณค่า BOD₅ มีค่าเพิ่มสูงขึ้น และส่วนค่า BOD₅ ที่ลดลงนั้นเกิดจากระหว่างการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายโมเลกุลให้เล็กลงนั้นจะเกิดปฏิกิริยาในการย่อยสารอินทรีย์ควบคู่ไปด้วยจึงส่งผลให้ค่าปริมาณความเข้มข้น BOD₅ นั้นลดต่ำลง จึงเห็นได้ว่าค่า BOD₅ ในการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในน้ำชะมูลฝอยมีการเปลี่ยนแปลงปริมาณความเข้มข้น BOD₅ เพิ่มขึ้นและลดลงตลอดระยะเวลาที่ทำการศึกษา และเมื่อระยะเวลาที่ผ่านการบำบัดของกระบวนการดังกล่าว คือ 180 นาที จากตารางที่ 4.4 จะเห็นได้ว่า ค่า BOD₅ มีค่าเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัดในทุกความเข้มข้นที่ได้ทำการศึกษา คือ BOD₅ เท่ากับ 50, 80, 110 และ 140 mg/L สามารถเพิ่มค่า BOD₅ หลังบำบัดได้ เท่ากับ 32.0, 27.3, 12.7 และ 13.6% ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่า กระบวนการดังกล่าวเหมาะสมสำหรับเป็นกระบวนการขั้นต้น (Pre-treatment) เนื่องจากสามารถเปลี่ยนสภาพของน้ำชะมูลฝอยให้มีคุณภาพน้ำที่เหมาะสมกับการย่อยสลายด้วยกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

4.3.3 การติดตามการเปลี่ยนแปลง VFA

ทำการศึกษาโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ เคลือบบนตัวกลางจำนวน 5 ชั้น สำหรับศึกษาการเปลี่ยนแปลงค่าความเข้มข้น VFA ในน้ำชะมูลฝอย ซึ่งได้เจือจางความเข้มข้น VFA เท่ากับ 600, 970, 985 และ 1,110 mg/L as CaCO₃ ตามลำดับ โดยทำการการศึกษาในชุดควบคุมที่ 1, ชุดควบคุมที่ 2 และชุดทดลอง ที่ระยะเวลาการเก็บตัวอย่าง 0, 30, 60, 90, 120, 150 และ 180 นาที ตามลำดับ ในสภาวะความเข้มแสงอัลตราไวโอเล็ต เท่ากับ 1,000 μW/cm²

ตารางที่ 4.5 การเปลี่ยนแปลง VFA หลังผ่านกระบวนการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

ความเข้มข้น VFA (mg/L as CaCO ₃)	ประสิทธิภาพการกำจัด VFA	
	เริ่มต้น	180 นาที (%)
600	540	10.0%
970	900	7.2%
985	920	6.6%
1,110	1,040	6.3%

จากการศึกษาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น VFA ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า พบว่า ในชุดควบคุมที่ 1 และชุดควบคุมที่ 2 ไม่พบการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้น VFA อย่างมีนัยสำคัญ แต่ในชุดการทดลอง พบว่า จากตารางที่ 4.5 หลังจากผ่านการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกที่ใช้ระยะเวลาในการบำบัด 180 นาที มีค่า VFA ลดลงในทุกความเข้มข้นที่ทำการศึกษาคือ 600, 970, 985 และ 1,110 mg/L as CaCO₃ เท่ากับ 6.3, 6.6, 7.2 และ 10.0% ตามลำดับ

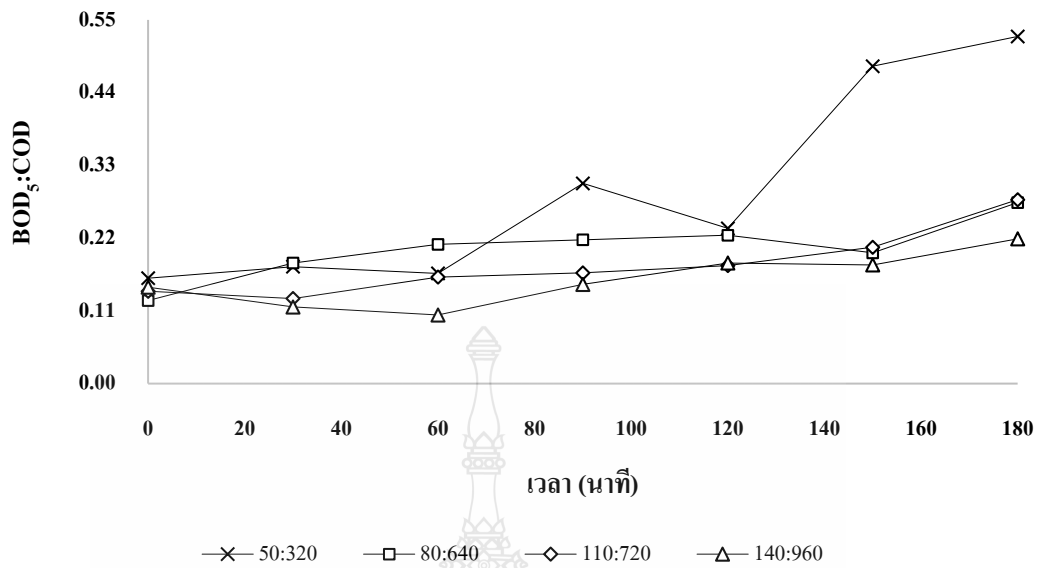
เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงแสดงให้เห็นว่า กระบวนการดังกล่าวสามารถกำจัด VFA ที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยได้ในชุดการทดลอง โดยเมื่อผ่านการบำบัดค่า pH ในน้ำเสียที่เวลา 180 min พบว่า pH มีค่าการเปลี่ยนแปลงอยู่ระหว่าง 9.2-9.4

4.3.4 อัตราส่วนระหว่าง BOD₅ กับ COD

จากผลการศึกษาข้างต้น พบว่า เมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราส่วน BOD₅ กับ COD ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกที่ใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ สามารถเพิ่มอัตราส่วน BOD₅: COD ของน้ำชะมูลฝอย ที่มีอัตราส่วนค่อนข้างต่ำในตอนเริ่มต้นการบำบัดของกระบวนการอยู่ระหว่าง 0.1-0.15 เมื่อผ่านกระบวนการบำบัด 180 นาที ส่งผลให้อัตราส่วน BOD₅:COD เพิ่มสูงขึ้นอยู่ระหว่าง 0.2-0.5 ได้เท่ากับ 69.64, 54.11, 49.82 และ 33.38% ในอัตราส่วน BOD₅:COD เท่ากับ 50:320, 80:640, 110:720 และ 140:960 ตามลำดับ ที่แสดงดังตารางที่ 4.3 และรูปที่ 4.6

ตารางที่ 4.6 อัตราส่วนระหว่าง BOD₅:COD

เวลา (นาที)	BOD ₅ :COD			
	50:320	80:640	110:720	140:960
0	0.159	0.126	0.140	0.146
180	0.525	0.274	0.278	0.219
% ที่เพิ่มขึ้น	69.64%	54.11%	49.82%	33.38%



รูปที่ 4.6 อัตราส่วนระหว่าง BOD₅:COD ในการบำบัดด้วยโฟโตคะตะลิติก

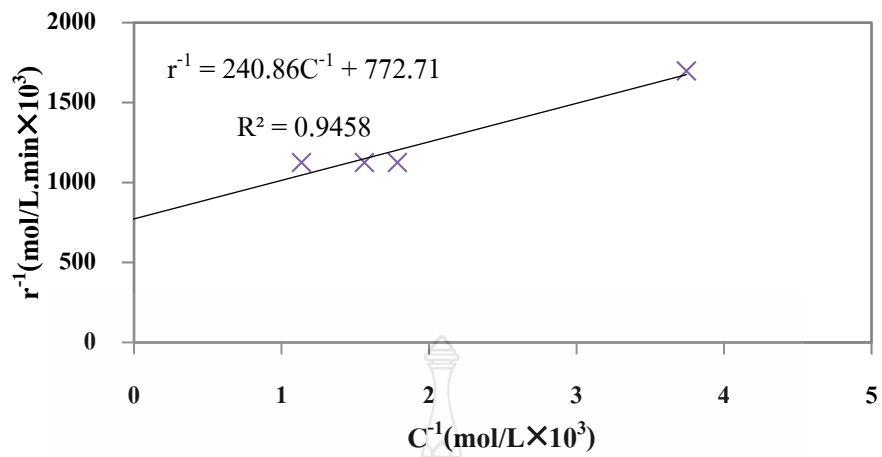
เมื่อพิจารณาอัตราส่วนระหว่าง BOD₅:COD หลังจากผ่านการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก พบว่า อัตราส่วน BOD₅:COD เพิ่มขึ้น อันเนื่องมาจากกระบวนการโฟโตคะตะลิติกนั้นได้เกิดปฏิกิริยาไปทำลายเสถียรภาพของสารประกอบอินทรีย์และอินทรีย์เชิงซ้อนที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอย ทำให้มีโครงสร้างโมเลกุลของน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดมีโครงสร้างโมเลกุลเล็กลงและย่อยสลายได้ง่ายขึ้น ส่งผลให้ค่า BOD₅ มีแนวโน้มสูงขึ้น และในทางกลับกันความเข้มข้น COD นั้นมีค่าลดลงอย่างต่อเนื่อง จึงทำให้อัตราส่วน BOD₅:COD ของกระบวนการดังกล่าวที่ทำการบำบัดน้ำชะมูลฝอยนั้นมีอัตราส่วนเพิ่มขึ้นหลังจากผ่านกระบวนการบำบัด ดังรูปที่ 4.7 ซึ่งอัตราส่วน BOD₅:COD ที่เพิ่มขึ้นอยู่ระหว่าง 0.2-0.5 ซึ่งช่วงอัตราส่วนดังกล่าวมีค่าที่เพิ่มขึ้นใกล้เคียงกับงานวิจัยของ Chenzhong J. และคณะ ที่เพิ่มขึ้นจาก 0.09 ไปถึง 0.39 [54] เป็นลักษณะของคุณภาพน้ำที่เหมาะสมสำหรับการนำมาบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ซึ่งเป็นอีกทางเลือกหนึ่งในการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยให้มีคุณภาพน้ำที่ดีขึ้น [55]

4.4 จลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก

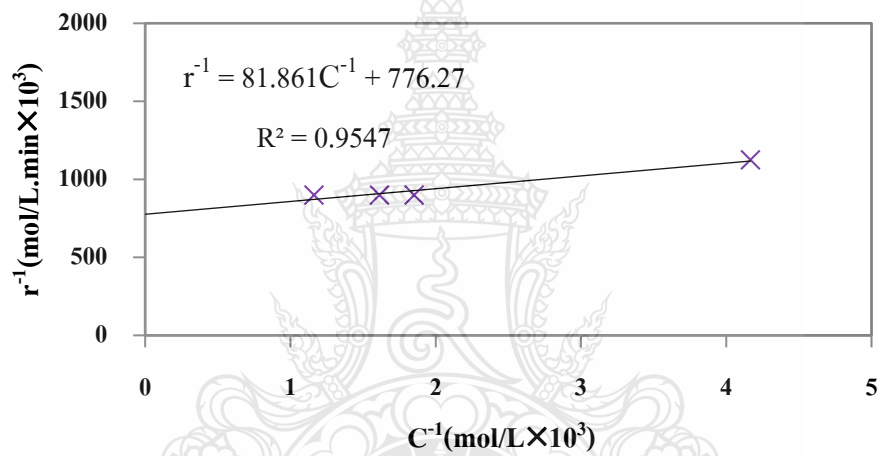
ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก โดยใช้แหล่งกำเนิดแสงจากหลอดอัลตราไวโอเลตชนิดเอ ที่มีความยาวคลื่นประมาณ 365 nm และมีความเข้มแสง $1,000 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ โดยผลการศึกษากการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ COD ที่ถูกกำจัดในน้ำชะมูลฝอยบนตัวกลางที่เคลือบผิวด้วยตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 จำนวน 3, 4 และ 5 ชั้น ที่ระยะเวลาต่างๆระหว่างการศึกษ ผลการศึกษาดังกล่าว สามารถอธิบายจลนพลศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้

เมื่อพิจารณาผลการศึกษา พบว่า สมการที่เหมาะสมในการอธิบายจลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบแก่ร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เตรียมขึ้น คือ สมการ L-H Model [56] สามารถเขียนกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าส่วนกลับความเข้มข้นของน้ำชะมูลฝอย (C^{-1}) กับส่วนกลับอัตราการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก (r^{-1}) บนตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ในจำนวนชั้นที่เคลือบผิวต่างๆในช่วงระยะเวลาการบำบัด 0-90 นาทีแรก ดังแสดงในรูปที่ 4.7

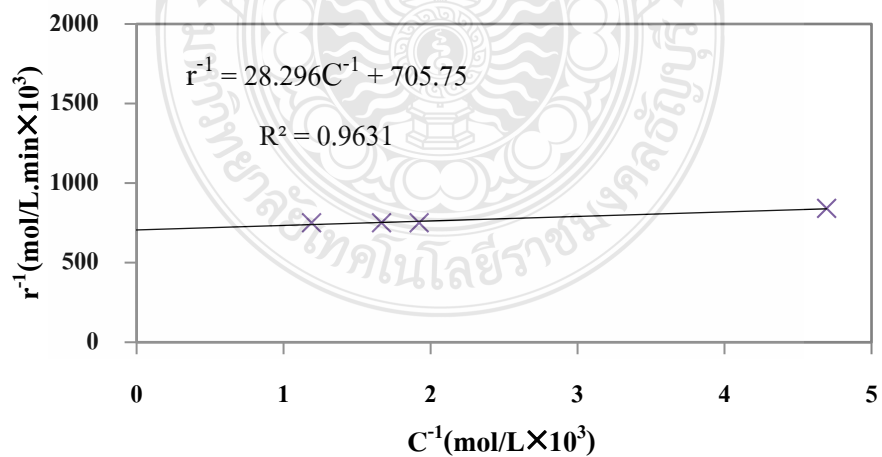




ก. ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 เคลือบผิวจำนวน 3 ชั้น



ข. ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 เคลือบผิวจำนวน 4 ชั้น



ค. ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 เคลือบผิวจำนวน 5 ชั้น

รูปที่ 4.7 จลนพลศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

จากกราฟข้างต้นเป็นการแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง C^{-1} กับ r^{-1} สามารถนำมาคำนวณหา ค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ที่ใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ในจำนวน ชั้นเคลือบผิวที่แตกต่างกัน ตามสมการ L-H Model ได้ในตารางที่ 4.7

ตารางที่ 4.7 ค่าคงที่ของการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เคลือบผิว ตัวกลาง (ชั้น)	ความเข้มแสง ($\mu W/cm^2$)	ค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยา		
		k (mol/L·min)	K (L/mol)	kK (1/min)
3	1,000	1.29×10^{-3}	3.24	0.004
4	1,000	1.29×10^{-3}	9.48	0.012
5	1,000	1.42×10^{-3}	24.94	0.035

จากผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก แสดงให้เห็นว่า อัตราการเกิดปฏิกิริยามีค่าสูงในระยะการบำบัดช่วงแรกของกระบวนการ เนื่องจากตัวเร่งปฏิกิริยายังคงมีพื้นผิวที่ปราศจากสารอินทรีย์หรือสิ่งเกาะติดที่มากอุดตตันผิวตัวเร่งปฏิกิริยา จึงทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาในระยะเวลาดังกล่าวของการบำบัดนั้นเกิดการการอุดตตันผิวระหว่างสารประกอบอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยกับบนพื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยา จึงได้นำสมการ L-H Model มาใช้สำหรับอธิบายกลไกการเกิดปฏิกิริยาของกระบวนการ พบว่า ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่เคลือบผิวตัวกลางจำนวน 5 ชั้น มีค่าคงที่ของการดูดซับ (K) และค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยา (k) มากกว่าตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 เคลือบผิวตัวกลางจำนวน 3 และ 4 ชั้น

เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ที่สามารถคำนวณได้จากค่า kK หาดด้วยผลคูณระหว่างพื้นที่ผิวเฉพาะกับความเข้มแสงที่ใช้สำหรับในการศึกษา งานวิจัยนี้ นำมาเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ (Mansouri L. and et al.) ซึ่งทำการศึกษาจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่มีลักษณะใกล้เคียงกับงานวิจัยนี้ แสดงดังตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 เปรียบเทียบค่าคงที่ปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยกับงานวิจัยอื่น [24]

ตัวเร่งปฏิกิริยา	kK (1/min)	พื้นที่ผิว (m^2)	ความเข้มแสง ($\mu W/cm^2$)	อัตราการเกิดปฏิกิริยา จำเพาะ (1/min· μW)	งานวิจัย
	(1)	(2)	(3)	(1)/{(2)×(3)}	
TiO ₂ 3 ชั้น	0.004			6.67×10^{-8}	
TiO ₂ 4 ชั้น	0.012	0.006	1,000	2.00×10^{-7}	งานวิจัยนี้
TiO ₂ 5 ชั้น	0.035			5.83×10^{-7}	
TiO ₂	0.008	0.006	15,000	8.89×10^{-9}	Mansouri L. และคณะ (2007)

จากการเปรียบเทียบค่าคงที่ปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในตารางที่ 4.8 กับงานวิจัยอื่น พบว่า อัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะที่ได้จากการคำนวณของค่า kK หาดด้วยผลคูณระหว่างพื้นที่ผิวเฉพาะกับความเข้มแสงที่ใช้ในการศึกษา โดยในงานวิจัยของ Mansouri L. และคณะ มีค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะใกล้เคียงกับงานวิจัยนี้ คือ 8.89×10^{-9} 1/min· μW ซึ่งงานวิจัยนี้มีอัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะเมื่อใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่เคลือบผิวบนตัวกลางจำนวน 3, 4 และ 5 ชั้น มีค่าเท่ากับ 6.67×10^{-8} , 2.00×10^{-7} และ 5.83×10^{-7} 1/min· μW ตามลำดับ จะเห็นได้ว่า อัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของกระบวนการโฟโตคะตะลิติก เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัย Mansouri L. และคณะ ที่ใช้ความเข้มแสง $15,000 \mu W/cm^2$ กับงานวิจัยที่ที่ใช้แหล่งกำเนิดแสงอัลตราไวโอเล็ตที่มีความเข้มแสงเพียง $1,000 \mu W/cm^2$ ให้ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะที่เพิ่มขึ้น เมื่อจำนวนของชั้นของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ที่เคลือบผิวลงบนตัวการมีจำนวนชั้นที่เพิ่มขึ้นตามไปด้วย และ พบว่า เมื่อพิจารณาตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ที่เคลือบผิวบนตัวกลางจำนวน 3, 4 และ 5 ชั้น ในงานวิจัยนี้มีค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะสูงกว่างานวิจัยของ Mansouri L. และคณะ ดังนั้น ผลการศึกษาในครั้งนี้สามารถนำตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ที่เตรียมได้ในการศึกษามาประยุกต์ใช้สำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกที่ใช้แหล่งกำเนิดแสงอัลตราไวโอเล็ตได้อย่างมีประสิทธิภาพ

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

จากการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD และติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD₅ กับ VFA ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า โดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์สามารถสรุปผลการวิจัยได้ดังนี้

5.1.1 ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

ผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของไทเทเนียมไดออกไซด์ชนิดฟิล์มบางที่เตรียมโดยวิธีโซลเจล ทุกจำนวนชั้นที่เคลือบผิวคือ 3, 4 และ 5 ชั้น จากผลการวิเคราะห์ พบว่า ตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้นั้นมีคุณสมบัติที่เหมาะสมสำหรับเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติก เมื่อพิจารณาจากผลการวิเคราะห์ด้วย XRD, AFM และ UV-Vis spectrometer ที่ระบุว่าตัวเร่งปฏิกิริยาเป็นผลึกอนาเทส มีช่องแถบพลังงานเท่ากับ 3.2 eV รวมไปถึงลักษณะพื้นที่ผิว ขนาดอนุภาค และลักษณะการกระจายตัวที่สม่ำเสมอครอบคลุมทั้งพื้นที่ผิว ซึ่งลักษณะดังกล่าวส่งผลให้มีประสิทธิภาพการกำจัด COD และมีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD₅ กับ VFA มีประสิทธิภาพที่ดี

5.1.2 ประสิทธิภาพการกำจัด COD

ผลศึกษาการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ที่มีช่วงความเข้มข้นแตกต่างกัน 4 ความเข้มข้น คือ 320, 640, 720 และ 960 mg/L โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ และแหล่งกำเนิดแสงเป็นหลอดอัลตราไวโอเล็ต ที่มีความยาวคลื่นประมาณ 365 nm และความเข้มแสง 1,000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ พบว่า ไทเทเนียมไดออกไซด์ที่เคลือบบนผิว Petri Dish 5 ชั้น มีประสิทธิภาพการกำจัด COD จากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกสูงสุด เท่ากับ 56.25 % ที่ความเข้มข้น 320 mg/L ในระยะเวลาการบำบัด 180 นาที

5.1.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ BOD₅ และ VFA

ผลศึกษาการกำจัด BOD₅ จากน้ำชะมูลฝอยด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์โดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกที่มีความเข้มข้น BOD₅ แตกต่างกัน 4 ความเข้มข้น เท่ากับ 50, 80, 110 และ 140 mg/L และช่วงความเข้มข้น VFA เท่ากับ 600, 970, 985 และ 1,100 mg/L as CaCO₃ตามลำดับ โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียม ไดออกไซด์เคลือบบนผิว Petri Dish จำนวน 5 ชั้น ที่มีแหล่งกำเนิดแสงเป็นหลอดอัลตราไวโอเล็ต มีความยาวคลื่นประมาณ 365 nm และความเข้มแสง 1,000 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$

พบว่า ค่า BOD₅ มีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นเพิ่มขึ้นและลดลงตลอดระยะเวลาที่ทำการศึกษา และ VFA หลังผ่านกระบวนการบำบัดไป 180 นาที มีความเข้มข้นลดลงคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ เท่ากับ 6.3, 6.6, 7.2 และ 10% ทุกความเข้มข้นที่ทำการศึกษา คือ 600, 970, 985 และ 1,110 mg/L as CaCO₃ ตามลำดับ

5.1.4 การศึกษาจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

จากการศึกษาจลนพลศาสตร์ของกระบวนการโฟโตคะตะลิติก โดยพิจารณาจากผลการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า ที่สถานะความเข้มแสง 1,00 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ สามารถนำมาหาความสัมพันธ์ระหว่าง ส่วนกลับความเข้มข้นของน้ำชะมูลฝอย (C^{-1}) กับส่วนกลับอัตราการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก (r^{-1}) จากสมการ L-H model ได้ค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยาเป็นอันดับหนึ่ง (kK) เท่ากับ 0.4×10^{-2} , 1.2×10^{-2} และ 3.5×10^{-2} 1/min ซึ่งนำมาหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาจำเพาะที่ได้จากการคำนวณค่า kK หารด้วยผลคูณระหว่างพื้นที่ผิวเฉพาะกับความเข้มแสงที่ใช้ในการศึกษา มีค่าเท่ากับ 6.67×10^{-8} , 2.00×10^{-7} และ 5.83×10^{-7} 1/min· μW บนตัวเร่งปฏิกิริยาจำนวนชั้นการเคลือบ 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ

ดังนั้นการศึกษางานวิจัยในครั้งนี้ ที่ได้นำกระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์มาใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า ที่คุณสมบัติความคงตัวและเสถียรภาพสูง ซึ่งยากต่อการบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ จากผลการศึกษา แสดงให้เห็นว่า กระบวนการดังกล่าวสามารถกำจัดความเข้มข้น COD ที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในระยะเวลาที่ทำการศึกษา

รวมไปถึงกระบวนการโฟโตคะตะลิติกสามารถเพิ่มอัตราส่วน BOD₅:COD ให้น้ำชะมูลฝอยที่หลังจากผ่านการบำบัด ให้มีอัตราส่วนที่เพิ่มสูงขึ้นโดยโมเลกุลของสารประกอบอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยเล็กลงและย่อยสลายง่ายขึ้น ส่งผลให้คุณภาพของน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านกระบวนการบำบัด

ดังกล่าวนี้ สามารถนำมาประยุกต์บำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยให้มีประสิทธิภาพดียิ่งขึ้น

5.2 ข้อเสนอแนะ

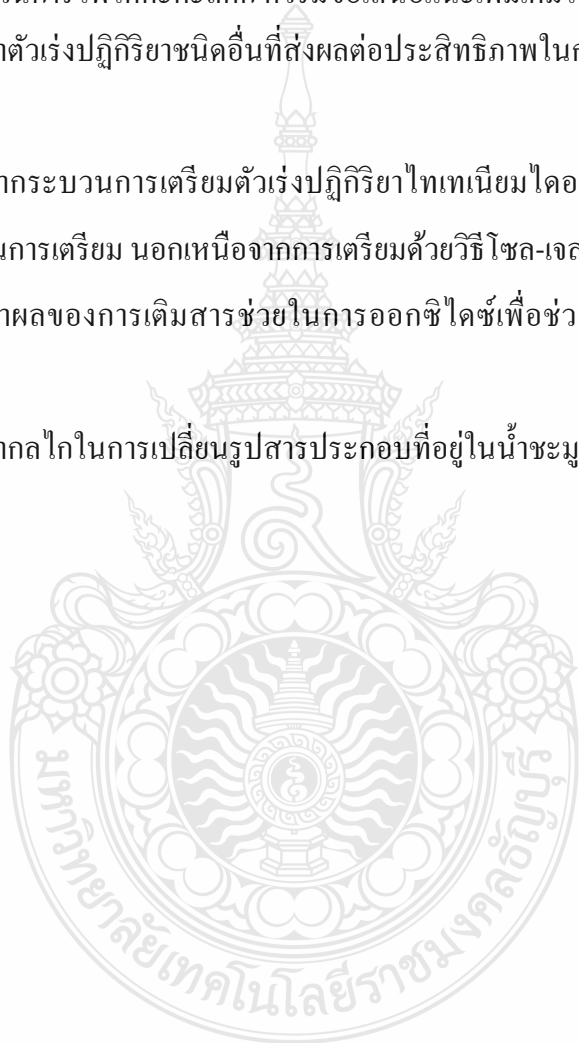
การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD จากน้ำชะมูลฝอยด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์โดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก ควรมีข้อเสนอแนะเพิ่มเติมในหัวข้อดังต่อไปนี้

5.2.1 ศึกษาตัวเร่งปฏิกิริยาชนิดอื่นที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอย

5.2.2 ศึกษากระบวนการเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยวิธีอื่นๆเพื่อลดความยุ่งยากในขั้นตอนการเตรียม นอกเหนือจากการเตรียมด้วยวิธีโซล-เจล

5.2.3 ศึกษาผลของการเติมสารช่วยในการออกซิไดซ์เพื่อช่วยให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงขึ้น

5.2.4 ศึกษากลไกในการเปลี่ยนรูปสารประกอบที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยก่อนและหลังการเกิดกระบวนการ



บรรณานุกรม

- [1] กรมควบคุมมลพิษ, “รายงานสถานการณ์มลพิษของประเทศไทย ปี 2557,” น. 3-1, กรกฎาคม 2558.
- [2] Allen, A., *Containment landfills: the myth of sustainability*, vol. 60 : Elsevier , 2001.
- [3] G. Kalčíková, J. Babič, A. Pavko, and A.Ž. Gotvajn 2014. “Fungal and enzymatic treatment of mature municipal landfill leachate,” *Waste Manage*, vol. 34, pp.798-803, 2014.
- [4] Oller, I, S. Malato, and J. A. Sánchez-Pérez, “Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination – a review,” *Science of the Table Environment*, vol. 409, pp. 4141-4166, 2011.
- [5] K. S. Shrawan, Z. T. Walter, and T. Georgio, “Fenton treatment of landfill leachate under different COD loading factors,” *Waste Management*, vol. 33, pp. 2116-2122, 2013.
- [6] M. G. Niloufar, A. L. Andres, and J. W. Michael, “Hydroxyl radical ($\cdot\text{OH}$) scavenging in young and mature landfill leachates,” *Water research*, vol. 56, pp. 148-155, 2014.
- [7] A. Fernandes, D. Santos, M. J. Pacheco, L. Ciriaco, and A. Lopes, “Nitrogen and organic load removal from sanitary landfill leachates by anodic oxidation at Ti/Pt/PbO₂, Ti/Pt/SnO₂-Sb₂O₄ and Si/BDD,” *Applied Catalysis B*, pp. 148–149, 2014.
- [8] R. Poblete, E. Otal, L. F. Vilches, J. Vale, and C. Fernández-Pereira, “Photocatalytic degradation of humic acids and landfill leachate using a solid industrial byproduct containing TiO₂ and Fe,” *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 102, pp. 172-179, 2010.
- [9] เบญญาภา ขนนไทย, “อิทธิพลของการบำบัดขั้นต้นต่อการลดต้นบนเยื้องกรองออสโมซิสผันกลับในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2554.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [10] ปารีชาติ จุลพันธุ์, “การบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอย โดยวิธีการตกตะกอนด้วยเบนโทไนต์,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์,
- [11] CarbonAree S, Mohammed J.K. Bashir, Sumathi S, Jun-Wei L, “An overview of heavily polluted landfill leachate treatment using food waste as an alternative and renewable source of activated carbon,” *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 98, pp 309-318, 2015.
- [12] ภัทรมาศ เทียมเงิน, “การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยที่เสถียรด้วยกระบวนการตกตะกอนเคมีและการกรอง,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, คณะวิศวกรรมศาสตร์, 2553.
- [13] King, P.H., and Elissen, R.E, *Integrated Solid Waste management*, Consulting edition. Singapore: McGraw-Hill, 1993.
- [14] สุปรียา กัดประเสริฐ, “ก๊าซ น้ำชะมูลฝอย และอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในถังจำลองการฝังกลบมูลฝอย,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, 2541.
- [15] G. H. Tchobanoglou, , Theisen, and S. A. Vilgil, , *Intergrated solid waste management*, International edition. Singapore: McGraw-Hill, 1993.
- [16] Chian, Dewalle, , E. S. K. Chianand, and F.B. Dewalle, “Sanitary landfill leachate and their treatment,” *Journal. of Environmental Engineering Division*, vol. 102, pp. 411-431, 1976.
- [17] วิลาวัลย์ ฤทธิกาญจน์, “ประสิทธิภาพของหญ้าแฝกที่ปลูกด้วยเทคนิคแพลงก์ตอนน้ำในการบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอย,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2552.
- [18] ธนนันทน์ นุชเนตร, “การบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยด้วยกระบวนการไฟฟ้าเคมี,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2552.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [19] ปิ่นรัตน์ สิริพันธ์พงษ์, “การใช้ น้ำหมักชีวภาพ และปฏิกิริยาเฟนตันบำบัดน้ำชะมูลฝอย,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, คณะวิทยาศาสตร์, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2552.
- [20] อภิชน วัชรินทร์วงศ์, “ไทเทเนียมไดออกไซด์แบบท่อนาโนสำหรับการบำบัดก๊าซมลพิษโดยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก,” คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 2555.
- [21] หทัยทิพย์ พันธุศรีคำ, “การสังเคราะห์อนุภาคไทเทเนียมไดออกไซด์ระดับนาโนเพื่อฆ่าเชื้อราที่ทำให้เกิดโรคใบร่วงของต้นยางพารา,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2556.
- [22] พิสิษฐ์พงษ์ หมั่นประเสริฐดี, “การใช้แสงร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์สลายของเสียโพลีอินทรีย์ในน้ำทิ้งระดับห้องปฏิบัติการ.” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, สาขาเคมีประยุกต์, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2553.
- [23] สรรค์ จิตรไคร์ครวญ, “การทำความสะอาดโดยตัวเร่งปฏิกิริยาทางแสงด้วยไทเทเนียมไดออกไซด์,” วารสารกรมวิทยาศาสตร์บริการ, น. 21-24,
- [24] L. Mansouri, L. Bousselmi and A. Ghrabi, “Degradation of recalcitrant organic contaminants by solar photocatalysis,” *Water Science & Technology*, vol. 55, No. 12, pp. 119-125, 2007.
- [25] เสาวลักษณ์ บุญยอด, “ปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติกและพฤติกรรมการฆ่าเชื้อแบคทีเรียของฟิล์มบางไทเทเนียมไดออกไซด์บนพอลิเมอร์,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, สาขาวิศวกรรมวัสดุ, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์, 2554.
- [26] เชาวน์ ศรีเพชรดี, “การศึกษาการใช้ซิลิกาเจลขนาดนาโนชนิดมีรูพรุนที่สังเคราะห์จากเถ้าแกลบเพื่อเสริมแรงในยางธรรมชาติโดยกระบวนการโซลเจล,” วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, สาขาวิชาวิทยาการและวิศวกรรมพอลิเมอร์ ภาควิชาวิทยาการและวิศวกรรมวัสดุ, มหาวิทยาลัยศิลปากร, 2553.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [27] ชรรณศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์, “คุณสมบัติและจลนพลศาสตร์ของการกำจัดสารประกอบอินทรีย์ระเหยของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ที่เตรียมโดยวิธีโซลเจล,” วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต, สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์, 2555.
- [28] ผกาแก้ว เกียรติสมาน, “แนวทางการกำจัดสารอินทรีย์ระเหยง่ายในอาคารโดยใช้ไททาเนียมไดออกไซด์,” วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี, 2553.
- [29] สิริพัฒน์ ประโทนเทพ, Scanning Probe Microscopy (online), ม.ป.ป., Available: www.nano.kmitl.ac.th/files/course/year22/92536209NanomaterialLaboratory1/NanomaterialLab105NanobookSPM.pdf. (7 พฤศจิกายน 2558).
- [30] ศูนย์นาโนเทคโนโลยีแห่งชาติ, Atomic Force Microscope (AFM) (online), ม.ป.ป., Available: www.nanotec.or.th/th/?p=1229. (7 พฤศจิกายน 2558).
- [31] วิทยาลัยนาโนเทคโนโลยีพระจอมเกล้าลาดกระบัง, Atomic Force Microscope (AFM) (online), ม.ป.ป., Available: www.nano.kmitl.ac.th/index.php/tool/219-atomic-forcemicroscope-afm-.html. (7 พฤศจิกายน 2558).
- [32] Gwyddion (online), n.d, Available: www.gwyddion.net. (20 May 2016).
- [33] ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีมหาวิทยาลัยแม่ฟ้าหลวง, UV-Visible spectrophotometer(online), ม.ป.ป., Available: <http://www.mfu.ac.th/center/stic/index.php/component/k2/item/140-uv-visible-spectrophotometer>. (7 พฤศจิกายน 2558).
- [34] อธิวัฒน์ พรหมจันทร์, “สมบัติของวัสดุโครงสร้างนาโนที่มีส่วนประกอบของไทเทเนียมไดออกไซด์ และซิลิกอนไดออกไซด์ด้วยวิธีไฮโดรเทอร์มอล,” วารสารบัณฑิตวิทยาลัย พิษณุพรรณ, น. 143-148, ม.ค. - มิ.ย. 2557.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [35] Wang, et al, "Photocatalytic Property of Fe Doped Anatase and Rutile TiO₂ Nanocrystal Particles Prepared by Sol–Gel Technique," *Applied Surface Science*. vol. 263, pp. 260-265, 2012.
- [36] Andreina Gariia and Juan Matos, "Photocatalytic Activity of TiO₂ on Activated Carbon Under Visible Light in the Photodegradation of Phenol," *The Open Materials Science Journal*, vol. 4, pp. 2-4, 2010.
- [37] Guido Del Moro, et al., "Comparison of UV/H₂O₂ based AOP as an end treatment or integrated with biological degradation for treating landfill leachates," *Chemical Engineering Journal*, vol. 213, pp. 133-137, 2013.
- [38] R. Poblete, E. Otal, L.F. Vilches, J. Vale, C. Fernández-Pereira, "Photocatalytic degradation of humic acids and landfill leachate using a solid industrial by-product containing TiO₂ and Fe," *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 102, pp. 172-179, 2011.
- [39] D. E. Meeroff, F Bloetscher, D.V. Reddy, Franc, O Gasnier, S Jain, A McBarnette, H Hamaguchi, "Application of photochemical technologies for treatment of landfill leachate," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 209-210, pp 299-307, 2012.
- [40] O Rojviroon, T Rojviroon, S Sirivithayapakorn, "Removal of Color and Chemical Oxygen Demand from Landfill Leachate by Photocatalytic Process with AC/TiO₂," *Energy Procedia*, vol. 79, pp. 536-541, 2015.
- [41] M.N. Vineetha, M Matheswaran, K.N. Sheeba, "Photocatalytic colour and COD removal in the distillery effluent by solar radiation," *Solar Energy*, vol. 91, pp. 368-373, 2013.
- [42] S. Renoua, J.G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin, "Landfill leachate treatment: Review and opportunity," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 150, pp. 468-493, 2008.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [43] O. Primo, M. J. Rivero, I Ortiz, “Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 153, pp. 834-842, 2008.
- [44] E. M. R. Rocha , V. J. P. Vilar , A. Fonseca, I. Saraiva, R. A. R. Boaventura, “Landfill leachate treatment by solar-driven AOPs,” *Solar Energy*, vol. 85, pp. 46-56, 2011.
- [45] V. J. P. Vilar, E. M.R. Rocha, F. S. Mota, A. Fonseca, “Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar,” *water research*, vol. 45, pp. 2647-2658, 2011.
- [46] Hua, G. Zenga, G. Chena, H. Donga, Y. Liua, J. Wana, A. Chenc, Z. Guoa, M.Yana, H. Wua, Z. Yua, “Treatment of landfill leachate using immobilized Phanerochaete chrysosporium loaded with nitrogen-doped TiO₂nanoparticles,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 301, pp. 106-118, 2016.
- [47] Q. Zhang, B. H. Tian, X. Zhang, A. Ghulam, C. R. Fang, R. He, “Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants,” *Waste Management*, vol. 33, pp. 2277-2286, 2013.
- [48] S.H. Mohamed, H.S. Wibawa, J.G. Edgar, M. Guido, “A novel TiO₂ composite for photocatalytic wastewater treatment,” *Journal of Catalysis*, vol. 310, pp. 75-83, 2014.
- [49] C.-P. Lin, H. Chen, A. Nakaruk, P. Koshy, and C. C. Sorrell, “Effect of Annealing Temperature on the Photocatalytic Activity of TiO₂ Thin Films,” *10th Eco-Energy and Materials Science and Engineering*, vol. 34, pp. 627-636, 2013.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [50] Y. Metin, D. Tuncay, Y. Serdar, Y. Melis, T. Mustafa, and C. Erdal, "Fabrication and characterization of nanostructured anatase TiO₂ films prepared by electrochemical anodization and their photocatalytic properties," *Journal of Alloys and Compounds*, vol. 651, pp. 59-71, 2015.
- [51] Y. Pin-Chuan, H. Shih-Tse, L. Chi-Wen, and H. Dao-Hong, "Photocatalytic destruction of gaseous toluene by porphyrin-sensitized TiO₂ thin films," *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, vol. 42, pp. 470-479, 2011.
- [52] W. Chung-Yi, L. Yuan-Ling, L. Yu-Shiu, L. Chen-Jui, and W. Chien-Hou, "Thickness-dependent photocatalytic performance of nanocrystalline TiO₂ thin films prepared by sol-gel spin coating," *Applied Surface Science*, vol. 280, pp. 737-744, 2013.
- [53] L. B. Reuterglrdh and M. Langphasuk, "Photocatalytic Decolourization of Reative Azo Dye : A Comparison between TiO₂ and CdS Photocatalysis." *Chemosphere*, vol. 35, pp. 585-596, 1997.
- [54] C. Jia, Y. Wang, C. Zhang, Q. Qin, "UV-TiO₂ Photocatalytic Degradation of Landfill Leachate," *Water Air Soil Pollut*, vol. 217, pp. 375-385, 2011.
- [55] M.T. Samadi, Z.E. Kashitarash, K. Naddafi, "Comparison The Efficacy Of Fenton And "nZVI + H₂O₂" Processes In Municipal Solid Waste Landfill Leachate Treatment (Case Study: Hamadan Landfill Leachate)," *Journal of Environmental Research*, vol. 7, pp. 187-194, 2013.

บรรณานุกรม (ต่อ)

- [56] A. P' Toor, A. Verma, C. K. Jotshi, P. K. Bajpai, V. Singh, "Photocatalytic degradation of Direct Yellow 12 dye using UV/TiO₂ in a shallow pond slurry reactor," *Dyes and Pigments*, vol. 68, pp. 53-60, 2006.



ภาคผนวก



ภาคผนวก ก

การกำจัด COD ด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่ง TiO_2



ตารางที่ ก.1 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 320 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	320	320	320	320
30	320	280	240	280
60	320	280	240	280
90	320	240	240	267
120	320	240	240	267
150	320	240	240	267
180	240	240	240	240

ตารางที่ ก.2 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 640 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	640	640	640	640
30	560	560	560	560
60	560	560	560	560
90	560	560	480	533
120	500	580	480	520
150	460	560	480	500
180	560	500	440	500

ตารางที่ ก.3 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 3 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 720 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	720	720	720	720
30	720	720	720	720
60	640	640	640	640
90	640	640	640	640
120	600	640	560	600
150	540	640	560	580
180	500	580	480	520

ตารางที่ ก.4 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 3 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 960 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	960	960	960	960
30	960	960	960	960
60	900	960	960	940
90	880	920	960	920
120	900	900	900	900
150	860	860	800	840
180	740	800	800	780

ตารางที่ ก.5 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 320 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	320	320	320	320
30	320	280	240	280
60	260	260	260	260
90	240	240	240	240
120	160	160	280	200
150	160	200	240	200
180	160	160	240	187

ตารางที่ ก.6 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 640 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	640	640	640	640
30	560	560	560	560
60	560	560	480	533
90	560	560	480	533
120	480	480	480	480
150	480	400	440	440
180	480	400	440	440

ตารางที่ ก.7 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO₂ เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 720 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	720	720	720	720
30	720	720	720	720
60	640	640	640	640
90	560	660	640	620
120	560	640	600	600
150	540	540	480	520
180	500	500	500	500

ตารางที่ ก.8 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO₂ เคลือบบน Petri Dish จำนวน 4 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 960 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	960	960	960	960
30	960	960	960	960
60	940	940	940	940
90	940	880	880	900
120	880	880	880	880
150	800	800	800	800
180	800	760	720	760

ตารางที่ ก.9 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 320 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	320	320	320	320
30	240	280	320	280
60	240	240	240	240
90	240	240	160	213
120	240	240	160	213
150	240	200	160	200
180	140	140	140	140

ตารางที่ ก.10 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้น ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 640 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	640	640	640	640
30	520	480	560	520
60	560	520	480	520
90	480	480	480	480
120	420	480	480	460
150	400	440	480	440
180	400	400	460	420

ตารางที่ ก.11 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg/L

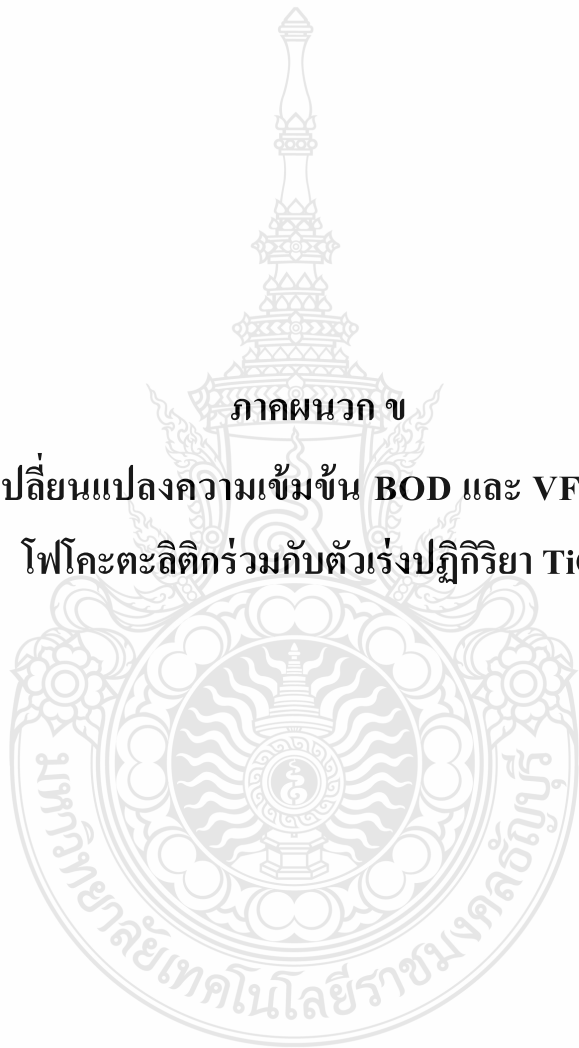
เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 720 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	720	720	720	720
30	700	700	700	700
60	720	700	620	680
90	620	620	560	600
120	620	560	560	580
150	480	480	480	480
180	440	400	480	440

ตารางที่ ก.12 การกำจัด COD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวน 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น COD เริ่มต้น 960 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	960	960	960	960
30	960	920	940	940
60	940	940	880	920
90	880	840	800	840
120	880	840	800	820
150	740	800	800	780
180	720	780	720	740

ภาคผนวก ข

การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD และ VFA ด้วยกระบวนการ
โฟโตคะตะลิติกร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2



ตารางที่ ข.1 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น BOD เริ่มต้น 50 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	51	51	51	51
30	60	45	45	50
60	42	42	36	40
90	70	60	65	65
120	66	40	45	50
150	96	96	96	96
180	75	74	72	74

ตารางที่ ข.2 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO_2 เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 80 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น BOD เริ่มต้น 80 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	78	82	81	80
30	90	80	114	95
60	112	102	114	110
90	84	90	138	104
120	100	101	108	103
150	90	78	96	88
180	108	101	120	110

ตารางที่ ข.3 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO₂ เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 110 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น BOD เริ่มต้น 110 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	102	99	102	101
30	78	78	114	90
60	96	144	90	110
90	78	84	140	101
120	96	102	108	104
150	105	105	102	99
180	138	102	138	126

ตารางที่ ข.4 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น BOD ของน้ำชะขยะด้วย TiO₂ เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5 ชั้นที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 140 mg/L

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น BOD เริ่มต้น 140 mg/L			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
0	140	140	140	140
30	86	133	108	109
60	93	98	96	96
90	140	112	125	126
120	187	112	148	150
150	140	140	140	140
180	171	154	160	162

ตารางที่ ข.5 การติดตามการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น VFA ของน้ำชะขยะด้วย TiO₂ เคลือบบน Petri Dish จำนวนชั้น 5

เวลา (นาที)	ความเข้มข้น VFA เริ่มต้น mg/L as CaCO ₃			
	600	970	985	1,110
0	600	970	985	1,110
180	540	900	920	1,040





ภาคผนวก ค

อุปกรณ์สำหรับการวิเคราะห์งานวิจัย



รูปที่ ค.1 อุปกรณ์ X-ray diffraction (XRD) รุ่น Bruker model D8 Advance
สภาวะที่ทำการวิเคราะห์ : Cu K α radiation at scan rate of 0.02° S⁻¹



รูปที่ ค.2 อุปกรณ์ UV-Vis spectrometer ยี่ห้อ Perkin Elmer รุ่น Lambda 650
ที่ทำการวิเคราะห์ : ความยาวคลื่นในช่วง 290–800 nm

สภาวะ



รูปที่ ค.3 อุปกรณ์ Atomic Force Microscopy (AFM) ยี่ห้อ Asylum research รุ่น MFP-3D-BIO™



รูปที่ ค.4 อุปกรณ์วัดความเข้มแสง ยี่ห้อ UV-Light Meter Model UV-340



รูปที่ ก.5 ปิเปตอัตโนมัติ ชี้อ Engineered for Excellence BIOHIT





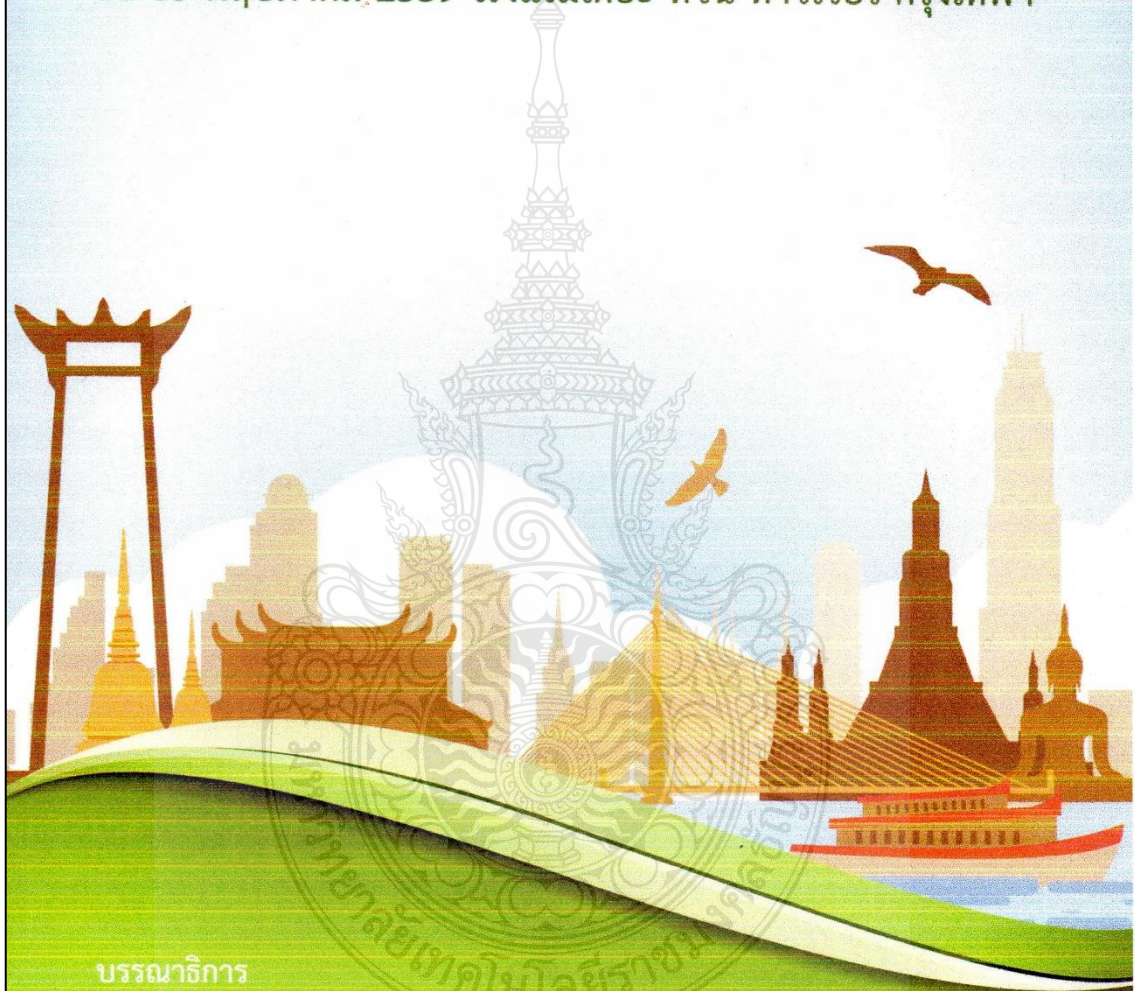
ภาคผนวก ง
ผลงานวิจัยที่ตีพิมพ์เผยแพร่



เอกสารประกอบ

การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 15

11-13 พฤษภาคม 2559 โรงแรมเดอะ ทวิน ทาวเวอร์ กรุงเทพฯ



บรรณาธิการ

ประเสริฐ ดปนิยางกูร วันเพ็ญ วิโรจนกุล พวงรัตน์ ขจิตวิชยานุกุล ชาติ เจียมไชยศรี วงศ์พันธ์ ลิ้มปเสนีย์



กระทรวงพลังงาน
MINISTRY OF ENERGY



คณะกรรมการสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย

ผู้ทรงคุณวุฒิภาคีสถิติ	ศ.ดร. ชงชัย พรรณสวัสดิ์
ที่ปรึกษาภาคีสถิติ	รศ.ดร. วีระพงษ์ แพสุวรรณ ดร. เกษมสันต์ จินฉนวนโต ดร. พศุ โลหารชุน ดร. รวีวรรณ ภูวิเศษ ดร. ทวีศักดิ์ กอนันตกุล นายนิรุจน์ อุทธา ดร. กมล ตรรกบุตร นายเทวินทร์ วงศ์วานิช นายอิสระ ว่องกุศลกิจ ศ.ดร. จงรักษ์ ผลประเสริฐ ดร. เกษมสันต์ สุวรรณรัตน์ นางปราณี พันธุมสินชัย, P.E.
ที่ปรึกษาคณะกรรมการอำนวยการ	นายวิเชียร อุณาโชติ นายพิพิธ หงษ์จินดา นายสุพจน์ โล้วชรินทร์ นายพิสิฐ พุฒิไพโรจน์
นายก	ดร. ประเสริฐ ตปนีียงกูร
อุปนายก	รศ.ดร. วันเพ็ญ วิโรจน์ภูฎ รศ.ดร. สุทิน อยู่สุข
กรรมการกลาง	รศ.ดร. วราวุธ เสือดี รศ.ดร. ชาติ เขียมไชยศรี รศ.ดร. กฤติยา เลิศโกละสมบัติ ผศ.ดร. ศรีณชัย เตชะเสน
ประธานฝ่ายการเงิน	รศ.ดร. วิษณุ มีอยู่
ประธานฝ่ายวิชาการ	รศ.ดร. พวงรัตน์ ขจิตวิษยานุกุล
ประธานฝ่ายกิจกรรม	ผศ.ดร. คลเดช ตั้งตระการพงษ์
เลขาธิการ	นายโดวิทย์ เอื้อศิริพันธ์



ผู้ดำเนินรายการ : รศ.ดร. พรทิพย์ ศรีแดง		
13.00-13.20	ผลของกรดอะซิติกในไดเอมีนเทอร์อะซิติกเอซิด (อีดีทีเอ) และกรดไนตริก ไทโพรอะซิติกเอซิด (เอนทีเอ) ต่อการกำจัดแคลเซียมในน้ำด้วยเยื่อเมมเบรนเปียร์แคเร	151
12R3-07	มนทิวรา สุขเจริญ และ พันธวิศ สัมพันธ์พานิช	
13.20-13.40	การกำจัดฟลูออเร็นทีนด้วยกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง โดยใช้ UV/H ₂ O ₂ และ 3% Ag-TiO ₂ /UV	153
12R3-08	โยทิพย์ ใจเอื้อย และ สัญญา สิริวิทยาปกรณ์	
13.40-14.00	การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิกโดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา	155
12R3-09	ธรรมศักดิ์ โรจน์วิรุฬห์ ปริญญา พัฒนากรคำ อรวรรณ โรจน์วิรุฬห์ และ สัญญา สิริวิทยาปกรณ์	
14.00-14.20	การกำจัด 4-คลอโรฟีนอลด้วยเอนไซม์แลคเคสถึงบริสุทธิ์	157
12R3-10	ณัฐกฤตา แสนคำสอน และ กรรณิการ์ รตนพงศ์ลา	
14.20-14.40	พักรับประทานอาหารว่าง และการนำเสนอผลงานแบบโปสเตอร์	

ผู้ดำเนินรายการ : อ.ดร. ดาว สุวรรณแสง อ้นเจริญ		
14.40-15.00	ผลของแสงต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโครเจนโดยระบบฟิล์มชีวภาพชนิดสาหร่าย	159
12R3-11	เมษามาศ ไชยรุ่งเรือง และ โสมนัส สมประเสริฐ	
15.00-15.20	การใช้ไอโซนเพื่อควบคุมสาหร่ายในกระบวนการผลิตน้ำประปา	161
12R3-12	ศุภรัตน์ สิงหาเพ็ญ และ กัชรพรรณ สุวรรณวิทยา	
15.20-15.40	การประเมินค่าบีโอดีและซีโอดีในมาตรฐานน้ำทิ้งเฉพาะประเภท สำหรับอุตสาหกรรมเชื้อและกระดาษ	163
12R3-13	พิชญ์ โบนะราชา เสรีย์ ผู้ประกาย และ นันทน์กัสร อินขันธ์	

ห้องประชุม 4 : วงเสวนา 2 (ชั้น 2)

ผู้ดำเนินรายการ : รศ.ดร. ปฏิภาณ ปัญญาพลกุล		
09.20-09.40	การตรวจวัดระดับเสียงเฉลี่ยและปริมาณเสียงสะสมที่ผู้ปฏิบัติงานได้รับจากการผลิตสินค้าหนึ่ง	165
12R4-01	ตำบลหนึ่งผลิตภัณฑ์ กรมศึกษา: ไม้เทพชาโร จังหวัดตรัง นุชนาฏ นิลออด และ กมลวรรณ โชติพันธ์	
09.40-10.00	การตรวจวัดฝุ่นรวมและเสียงในโรงงานทอผ้าแห่งหนึ่งในจังหวัดนครปฐม	167
12R4-02	นพพล ชูชาติ และ วิภาดา สนองราษฎร์	
10.00-10.20	การดูดซับสารโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน ในดินที่มีสถานะที่เป็นกรดและด่าง	169
12R4-03	พิมพ์พิสุทธิ์ บังจ้อย และ สัญญา สิริวิทยาปกรณ์	
10.20-11.00	พักรับประทานอาหารว่าง	

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกโดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา

Treatment of Leachate Wastewater by Using TiO_2 as Photocatalyst

ธรรมศักดิ์ โรจนวิรุฬห์^{1*} ปรียานุช พัฒนาการคำ² อรวรรณ โรจนวิรุฬห์³ และ สันญา สิริวิฑิตยากรณ์⁴
 Thammasak Rojviroon^{1*} Preeyanuch Phatthanakarnkha² Orawan Rojviroon³ and Sanya Sirivithayapakorn⁴
^{1*}อาจารย์; ²นิสิตบัณฑิตศึกษา; ³ผู้ช่วยศาสตราจารย์ คณะวิศวกรรมศาสตร์ ภาควิชาวิศวกรรมโยธา สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี ปทุมธานี 12110;
⁴รองศาสตราจารย์ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900;
 โทรศัพท์ : 02-549-3410, โทรสาร : 02-549-3418, E-mail : thammasak@rmutt.ac.th

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มุ่งเน้นศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกในน้ำชะมูลฝอย ที่มีอัตราคาร์บอนต่อสลายทางชีวภาพค่อนข้างต่ำ คือ บีโอดี/ซีโอดี ระหว่าง 0.1-0.15 โดยทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์แบบฟิล์มบางที่เตรียมโดยวิธีโซลเจลเคลือบลงบน Petri dish 3, 4 และ 5 ชั้นตามลำดับ และทำการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาข้างต้นด้วยอุปกรณ์ต่างๆ ได้แก่ XRD, UV-Vis spectrometer และ AFM ผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของสารเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีโครงสร้างชนิดอนาเทส ขนาดช่องว่างพลังงาน เท่ากับ 3.26 eV และมีขนาดอนุภาคอยู่ระหว่าง 25-200 nm ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการดังกล่าว ซึ่งเตรียมความเข้มข้น COD เริ่มต้นประมาณ 320, 640, 720 และ 960 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ พบว่าสามารถกำจัด COD ในน้ำชะมูลฝอยโดยมีประสิทธิภาพการกำจัด เท่ากับ 25.00, 41.50 และ 52.65% สำหรับตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีจำนวนชั้นการเคลือบ 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ

คำสำคัญ : กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง; โซลเจล; แสงอัลตราไวโอเลต; หลุมฝังกลบ

Abstract

This study investigated the performance of photocatalytic process in the treatment of landfill leachate with a very low biodegradability ratio (BOD_5/COD) of 0.1-0.15. This study compared the COD removal efficiencies of titanium dioxide (TiO_2) thin films photocatalyst coated on the surfaces of petri dish that prepared by sol-gel dip coating method with three different numbers of coating layer including 3, 4 and 5 layers, respectively. The physical properties of TiO_2 photocatalyst were evaluated by XRD, UV-Vis spectrometer and AFM. The analysis results indicated that the crystalline structure of TiO_2 on the coated surface was anatase phase with the band gap energy to 3.26 eV and the particle diameters were ranging from 25-200 nm. For the photocatalytic activity tests, the initial concentrations of COD were approximately 320, 640, 720 and 960

mg·L⁻¹. The results showed the net photocatalytic degradation efficiency of landfill leachate at 180 minutes were 25.00%, 41.50% and 52.65% for 3, 4 and 5 layers coating, respectively.

Keywords: Advanced oxidation processes; Sol-gel; Dip-coating; UVA; Landfill leachate

บทนำ

จากรูปแบบและเทคโนโลยีในการจัดการมูลฝอยชุมชนในประเทศไทยที่ผ่านมาตั้งแต่อดีตจนถึงปัจจุบัน พบว่า การจัดการมูลฝอยชุมชนด้วยวิธีการฝังกลบซึ่งวิธีการนี้เป็นที่นิยมในการจัดการขยะมูลฝอย เนื่องจากเป็นวิธีที่มีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการในด้านต่างๆ ไม่สูงมาก แต่วิธีการดังกล่าวส่งผลให้เกิดปัญหาที่ตามมาหลังเกิดการฝังกลบ ซึ่งเกิดจากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพภายในหลุมฝังกลบรวมถึงการชะล้างมูลที่เกิดปริมาณน้ำฝนที่ตกลงบนหลุมฝังกลบ ทำให้เกิดน้ำชะมูลฝอยซึ่งมีความสกปรกและสารปนเปื้อนค่อนข้างสูง [1-3] โดยวิธีการบำบัดน้ำชะมูลฝอยส่วนมากที่พบจะใช้ระบบบำบัดทางชีวภาพ [4-5] แต่ด้วยข้อจำกัดของกระบวนการทางชีวภาพที่ไม่สามารถกำจัดสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อนหรือสารที่มีเสถียรภาพและความคงตัวสูงที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยได้ [6]

ดังนั้นจึงได้มีการประยุกต์ใช้กระบวนการขั้นสูงในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย อาทิเช่น เฟอร์รอน, โอโซน และ เมมเบรน เป็นต้น [7-11] แต่เนื่องจากกระบวนการข้างต้นมีข้อจำกัดในด้านความยุ่งยาก และอุปกรณ์ในการติดตั้งระบบ รวมทั้งค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง ทั้งนี้งานวิจัยนี้ได้มีการนำกระบวนการโฟโตคะตะลิติกมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ซึ่งใช้แสงอัลตราไวโอเล็ตร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาเพื่อใช้บำบัด [12-18] นอกจากนี้กระบวนการดังกล่าวสามารถประยุกต์ใช้กับแหล่งกำเนิดแสงตามธรรมชาติ รวมทั้งอุปกรณ์และขั้นตอนในการเดินระบบที่ไม่ซับซ้อน ทำให้กระบวนการดังกล่าวเป็นทางเลือกหนึ่งซึ่งมีศักยภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยและสามารถลดข้อจำกัดดังกล่าวข้างต้นได้ [19-20]

อุปกรณ์และวิธีการ

การเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

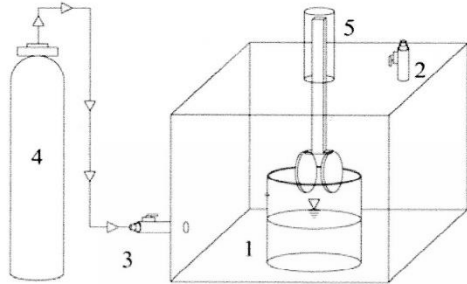
เตรียมตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ด้วยวิธีโซลเจล โดยใช้สารตั้งต้นไทเทเนียมเตตระไฮดรอกไซด์ (Ti[OCH(CH₃)₂]₄, TTIP) ผสมกับละลายไฮโดรเจนเพอร์ออกไซด์ (H₂O₂) ในอัตราส่วน 1:15 โดยปริมาตร ปรับ pH ให้อยู่ในช่วง 2-3 กวนผสมในสถานะที่ไม่มีออกซิเจนโดยใช้การไล่ด้วยก๊าซไนโตรเจนเป็นเวลา 1 ชั่วโมง นำไปแช่เย็นทิ้งไว้ที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง [16] ในส่วนของการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาลงบน Petri dish ทำโดยใช้วิธีจุ่มเคลือบ (Dip coating) ในอุปกรณ์เคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาดังรูปที่ 1 ที่จำนวนชั้นการเคลือบ เท่ากับ 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ

การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

นำตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมไปวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพด้วยอุปกรณ์ต่างๆ ตามพารามิเตอร์ต่างๆ ดังตารางที่ 1

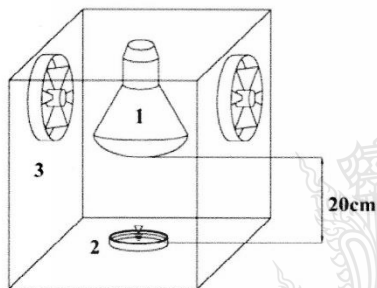
ตารางที่ 1 พารามิเตอร์และอุปกรณ์วิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂

พารามิเตอร์	อุปกรณ์วิเคราะห์	รุ่น
โครงสร้างผลึก	X-ray Diffractometer	Bruker model D8 Advance
ช่องว่างพลังงาน	UV-Vis spectrometer	Lambda 650 Perkin Elmer
ขนาดอนุภาค และ ค่าความขรุขระเฉลี่ย (RMS)	Atomic Force Microscopy	Asylum Research MFP-3DBIO
พื้นที่ผิวปรากฏ	Gwyddion Software	version 2.22



- 1) สารเคลือบผิว
- 2) วาล์วทางเข้า N_2
- 3) วาล์วทางออก N_2

รูปที่ 1 อุปกรณ์เคลือบผิวตัวเร่งปฏิกิริยา



- 1) หลอด UVA
- 2) Petri Dish เคลือบตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2
- 3) พัดลมระบายอากาศ

รูปที่ 2 เครื่องปฏิกรณ์สำหรับกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

การทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

สำหรับน้ำชะมูลฝอยที่นำมาใช้ในการศึกษานี้ ได้มาจากพื้นที่หลุมฝังกลบขยะขององค์การบริหารส่วนจังหวัดนนทบุรี ตำบลคลองขวาง อำเภอไทรน้อย จังหวัดนนทบุรี ซึ่งเป็นน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่า โดยผลการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย แสดงดังตารางที่ 2

สำหรับการทดลองจะเตรียมน้ำชะมูลฝอยโดยเจือจางความเข้มข้นออกเป็น 4 ค่า โดยมีค่าความเข้มข้นเริ่มต้นประมาณ 320, 640, 720 และ 960 $mg \cdot L^{-1}$ ทำการทดลองใน Petri dish ปริมาตร 50 mL ที่เคลือบด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ โดยใช้แหล่งกำเนิดแสงจากหลอด UVA ยี่ห้อ OSRAM ขนาด 300 วัตต์ ให้ความเข้มแสง เท่ากับ $1,000 \mu W \cdot cm^{-2}$ ในเครื่องปฏิกรณ์ดังแสดงในรูปที่ 2 หลังจากนั้นทำการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้น COD ในช่วงเวลา 30, 60, 90, 120, 150 และ 180 นาที ตามลำดับ

ตารางที่ 2 ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอย

พารามิเตอร์	ช่วง
COD	1,200-1,600 $mg \cdot L^{-1}$
BOD_5	150-185 $mg \cdot L^{-1}$
BOD_5/COD	0.1-0.15

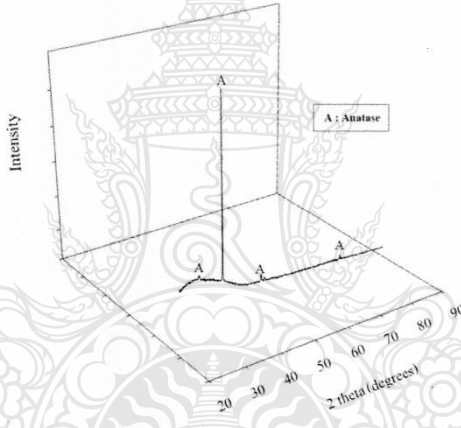


ผลการทดลองและวิจารณ์

ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

ผลการวิเคราะห์ลักษณะผลึกของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยอุปกรณ์ XRD แสดงให้เห็นถึงลักษณะโครงสร้างผลึกของตัวเร่งปฏิกิริยาซึ่งมีลักษณะโครงสร้างเป็นผลึกอนาเทส ดังรูปที่ 3 พบว่า การเลี้ยวเบนของรังสีเอ็กซ์จะแสดงค่าสะท้อนกลับที่มุมตกกระทบ 2 theta เท่ากับ 25.2° ซึ่งการเลี้ยวเบนดังกล่าวมีโครงสร้างผลึกแบบอนาเทส 100 % ซึ่งผลการศึกษาโครงสร้างผลึกของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมเป็นไปในทิศทางเดียวกันกับการศึกษางานวิจัยของ Lin C.-P. (2013) [21] ซึ่งสามารถเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ ที่มีโครงสร้างผลึกแบบอนาเทสได้ที่อุณหภูมิระหว่าง 400-600 °C ซึ่งเป็นอุณหภูมิที่ใกล้เคียงกับงานวิจัยนี้ และจากการวิเคราะห์ด้วย UV-Vis spectrometer ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂ มีช่องว่างพลังงาน เท่ากับ 3.26 eV

สำหรับการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยอุปกรณ์ AFM ผลการวิเคราะห์แสดงให้เห็นลักษณะพื้นผิว, ขนาดอนุภาค, การกระจายตัว และค่าความขรุขระเฉลี่ย (RMS) ของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เคลือบบน Petri dish ในแต่ละชั้น รวมไปถึงพื้นที่ผิวปรากฏสามารถวิเคราะห์ได้โดยใช้โปรแกรม Gwyddion Software version 2.22 ดังแสดงในรูปที่ 4 และตารางที่ 3



รูปที่ 3 การเลี้ยวเบนรังสีเอ็กซ์ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂



ก. TiO₂ เคลือบ 3 ชั้น ข. TiO₂ เคลือบ 4 ชั้น ค. TiO₂ เคลือบ 5 ชั้น

รูปที่ 4 ภาพถ่าย AFM ของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO₂



ตารางที่ 3 ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา

ลักษณะทางกายภาพ	TiO ₂ ที่เคลือบบนตัวกลาง		
	3 ชั้น	4 ชั้น	5 ชั้น
โครงสร้างผลึก		อนาเทส	
ช่องว่างพลังงาน (eV)		3.26	
ขนาดอนุภาค (nm)	25-200	10-50	40-55
RMS (nm)	7.50	1.41	1.47
พื้นที่ผิวปรากฏ (m ² ·m ⁻²) ^①	1.23	1.03	1.01
น้ำหนักรวม TiO ₂ บนพื้นผิว (g·m ⁻²) ^②	0.09	0.12	0.15
พื้นที่ผิวปรากฏต่อน้ำหนักทั้งหมด (m ² ·g ⁻¹) ^{①,②}	13.67	8.58	6.73

จากผลการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ แสดงให้เห็นว่าตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์แบบฟิล์มบางที่เตรียมได้ มีคุณสมบัติที่เหมาะสม สามารถนำมาใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการโฟโตคะตะลิติกได้ โดยมีลักษณะโครงสร้างผลึกชนิดอนาเทส มีช่องว่างแถบพลังงานต่ำ เป็นฟิล์มบางที่มีขนาดอนุภาคระดับนาโน [22-23] นอกจากนี้จากผลการศึกษา พบว่า จำนวนชั้นของการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาลงบนพื้นผิวส่งผลให้ขนาดของอนุภาคไทเทเนียมไดออกไซด์บนผิวตัวกลางมีความคงตัวมากขึ้น และมีช่วงความแตกต่างของขนาดอนุภาคน้อยลง แสดงให้เห็นจากขนาดอนุภาคของไทเทเนียมไดออกไซด์ของตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีการเคลือบผิว จำนวน 5 ชั้น มีขนาดอนุภาคระหว่าง 40-55 nm และเมื่อพิจารณาพื้นที่ผิวปรากฏต่อน้ำหนักของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เคลือบลงบนผิวตัวกลาง พบว่า ขนาดของพื้นที่ผิวปรากฏมีแนวโน้มลดลงเมื่อจำนวนชั้นของการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาเพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นถึงขนาด และการกระจายตัวของตัวเร่งปฏิกิริยาบนพื้นผิวตัวกลางมีความสม่ำเสมอมากขึ้น

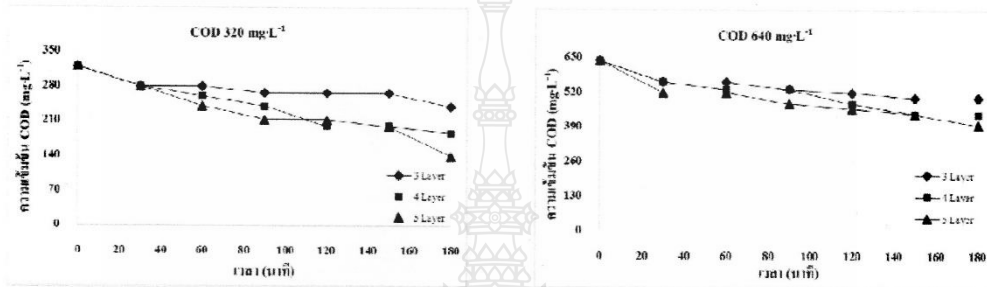
การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติก

จากศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิติกภายใต้แสง UVA ที่ความเข้มแสง 1,000 μW·cm⁻² พบว่า เมื่อเวลาผ่านไป 180 นาที ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยที่มีความเข้มข้นเริ่มต้น 4 ค่าโดยประมาณเท่ากับ 320, 640, 720 และ 920 mg·L⁻¹ ตามลำดับ โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์ที่มีการเคลือบผิวบนตัวกลาง จำนวน 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ ซึ่งผลการศึกษาการเปลี่ยนแปลงค่าซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยที่มีความเข้มข้นต่างๆ แสดงดังรูปที่ 5 สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอย พบว่า กระบวนการโฟโตคะตะลิติกโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมขึ้นสามารถกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยโดยมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุด เท่ากับ 25.00, 41.50 และ 52.65% สำหรับในน้ำชะมูลฝอยที่มีความเข้มข้นเริ่มต้น เท่ากับ 320 mg·L⁻¹ โดยตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีจำนวนชั้นการเคลือบ 3, 4 และ 5 ชั้น ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 5-6

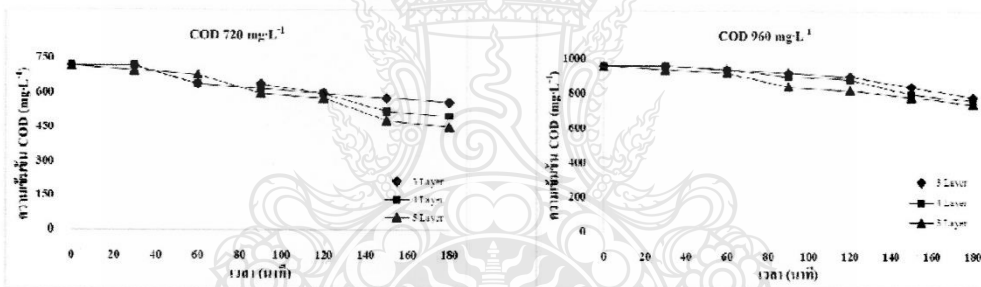
สำหรับจลนพลศาสตร์ของกระบวนการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะลิติก สามารถอธิบายโดยสมการปฏิกิริยาอันดับศูนย์ ดังสมการที่ (1)

$$\frac{dC}{dt} = -k \quad (1)$$

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของซีโอดีที่ถูกกำจัด เมื่อเวลาผ่านไป 180 นาทีแรก สามารถคำนวณหาค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยอันดับศูนย์จากสมการดังกล่าวได้ ซึ่งมีค่าเท่ากับ $1.33 \text{ mol.L}^{-1}.\text{min}^{-1}$ ในทุกชุดการทดลอง ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของกระบวนการดังกล่าวจะมีค่าสูงขึ้น โดยแปรผันตรงกับจำนวนชั้นของการเคลือบตัวเร่งปฏิกิริยาบนผิวตัวกลาง ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณไทเทเนียมไดออกไซด์ที่อยู่บนผิวตัวกลาง การกระจายตัวอย่างสม่ำเสมอ ขนาดและความคงตัวของอนุภาคตัวเร่งปฏิกิริยาบนผิวตัวกลาง

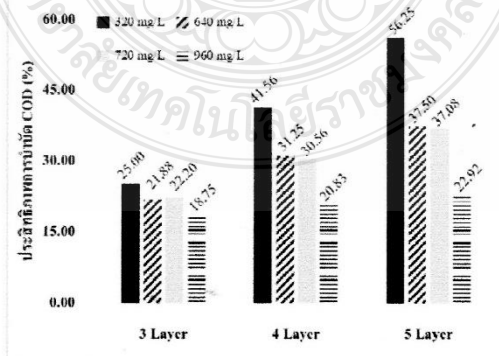


ก. การกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 320 mg·L⁻¹ ข. การกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 640 mg·L⁻¹



ค. การกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 720 mg·L⁻¹ ง. การกำจัดซีโอดีที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 960 mg·L⁻¹

รูปที่ 5 ผลการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยบนตัวเร่งปฏิกิริยา



รูปที่ 6 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอย

สรุป

การศึกษานี้สามารถเตรียมตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์แบบฟิล์มบางด้วยวิธีโซลเจล ซึ่งตัวเร่งปฏิกิริยาดังกล่าวมีความเหมาะสมเมื่อพิจารณาจากผลการวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพด้วยอุปกรณ์ต่างๆ ได้แก่ XRD, UV-Vis spectrometer และ AFM ซึ่งตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้ถูกนำไปใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะลิก โดยสามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเก่าซึ่งมีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้โดยกระบวนการทางชีวภาพต่ำ มีเสถียรภาพและความคงตัวสูงในสิ่งแวดล้อม จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่า การใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมขึ้นในกระบวนการโฟโตคะตะลิกมีศักยภาพในการกำจัดซีโอดีในน้ำชะมูลฝอยได้โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงสุด เท่ากับ 56.25 % โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่จำนวนชั้นการเคลือบบนตัวกลาง 5 ชั้น ที่เวลา 180 นาที

กิตติกรรมประกาศ

ผู้เขียนขอขอบคุณคณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี และสำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ที่ให้ทุนสนับสนุนการวิจัย ประจำปี 2558 ทำให้การดำเนินงานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

เอกสารอ้างอิง

- [1] Kalčíková G., Babič J., Pavko A., Gotvajn A.Ž. 2014. Fungal and enzymatic treatment of mature municipal landfill leachate. *Waste Manage.* 34:798-803.
- [2] Calli B., Mertoglu B. Inanc B. 2005. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere.* 59:819-829.
- [3] Ward M.L., Bitton G., Townsend T.G., Booth M. 2001. Determining toxicity of leachates from Florida municipal solid waste landfills using a battery of tests approach. *Photosynthetic Microorganisms in Environmental Biotechnology.* Springer-Verlag. 111-135.
- [4] Oller, I, Malato, S., Sánchez-Pérez, J.A. 2011. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination – a review. *Science of the Total Environment.* 409:4141-4166.
- [5] Wang X., Chen S., Gu X., Wang K. 2009. Pilot study on advanced treatment of landfill leachate. *Waste Manage.* 29: 1354-1358.
- [6] Guido D. M., Annalisa M., Giuseppe M., Claudio D. 2013. Comparison of UV/ H_2O_2 based AOP as an end treatment or integrated with biological degradation for treating landfill leachates. *Chemical Engineering Journal.* 213:133-137.
- [7] Shrawan K. S., Walter Z. T., Georgio T. 2013. Fenton treatment of landfill leachate under different COD loading factors. *Waste Management.* 33:2116-2122.
- [8] Niloufar M. G., Andres A. L., Michael J. W. 2014. Hydroxyl radical ($\cdot\text{OH}$) scavenging in young and mature landfill leachates. *Water research.* 5 6:148-155.
- [9] Firas F., Fathi A., Mongi F., Sami S. 2009. Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachates treated with membrane bioreactor. *Chemosphere.* 75:256-260.



วิทยาลัยพัฒนาภาค
INSTITUTE OF AGRICULTURAL DEVELOPMENT

ขอขอบใจเป็นอย่างสูงเพื่อแสดงว่า

ปริญญ์ พัฒนาการค่า

ที่ได้นำเสนอบทความเรื่อง

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการโฟโตคะตะติคัลโดยใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา

การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 15
15th National Environmental Conference

11-13 พฤษภาคม 2559

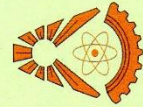
ณ โรงแรมเดอะ ทวิน ทาวเวอร์ รอมเมือง กรุงเทพฯ

ให้ไว้ ณ วันที่ 12 พฤษภาคม 2559

Woravit Chakong

ดร.ประเสริฐ ตปนิยงกูร

นายกสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย



กระทรวงพลังงาน
MINISTRY OF ENERGY



ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	นางสาวปรียานุช พัฒนาการคำ
วัน เดือน ปีเกิด	24 กุมภาพันธ์ 2535
ที่อยู่	128/3 ถนนมณีรัตน์ ตำบลอุทัยใหม่ อำเภอเมืองอุทัยธานี จังหวัดอุทัยธานี 61000
การศึกษา	ปริญญาตรี คณะวิศวกรรมศาสตร์ สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี
ประสบการณ์การทำงาน	ผู้ช่วยนักวิจัย สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลธัญบุรี พ.ศ. 2557 ถึงปัจจุบัน
เบอร์โทรศัพท์	09-6580-2301
อีเมล	preeyanuch_p@rmutt.ac.th

