



การพัฒนาประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41
ในการกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง ด้วยระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่อง
Development of Ag-Ti-RH-MCM-41 efficiency for pharmaceuticals and
personal care products via continuous system

ปิ่นณวรรธ อู่วงศ์
Pannawat Auwong

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต
สาขาวิชาเทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

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

2567

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์



การพัฒนาประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41
ในการกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง ด้วยระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่อง
Development of Ag-Ti-RH-MCM-41 efficiency for pharmaceuticals and
personal care products via continuous system

ปณณวรรธ อู่วงศ์
Pannawat Auwong

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต
สาขาวิชาเทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

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

2567

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การพัฒนาประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41
ในการกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง ด้วยระบบบำบัดน้ำ
แบบไหลต่อเนื่อง

ผู้เขียน นายปณณวรรธ อู่วงศ์

สาขาวิชา เทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

#DS01#
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชนิตา อารีรบ)

#DS02#ประธาน
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สิริลักษณ์ เจียรากร)

#DS03#กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชนิตา อารีรบ)

#DS04#กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.เพ็ญศิริ เอกจิตต์)

#DS05#กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.दनัย ทิพย์มณี)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยานิพนธ์ฉบับนี้
เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีและ
การจัดการสิ่งแวดล้อม

#DS07#

(ศาสตราจารย์ ดร.มิตรชัย จงเขียวชำนาญ)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย


ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้มาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และได้แสดงความขอบคุณบุคคลที่มีส่วนช่วยเหลือแล้ว

ลงชื่อ #DS06#

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธนิดา อารีรบ)


อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

ลงชื่อ


(นายปິณณวรรธ อุ้วงค์)

นักศึกษา

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และ
ไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ 
(นายปณณวรรธ อุวงศ์)
นักศึกษา

ชื่อวิทยานิพนธ์	การพัฒนาประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง ด้วยระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่อง
ผู้เขียน	นายปณณวรรธ อุ่วงศ์
สาขาวิชา	เทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2567

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้ได้นำกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation process) โดยการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่สังเคราะห์จากการปรับปรุงไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยการเจือโลหะเงินและนำไปวางบนพื้นผิวของวัสดุรูพรุน เอ็มซีเอ็ม 41 ที่สังเคราะห์ได้จากซิลิกาแคลบ (RH-MCM-41) ซึ่งวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้เรียกว่า Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยวิธีการสังเคราะห์แบบ Batch (In-situ) โดยให้ความร้อนโดยไม่โครเวฟและเคลือบลงบนแผ่น wire screen mesh จากผลการวิเคราะห์คุณสมบัติของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์ได้มีพื้นที่ผิวเฉลี่ย 100.00 ตารางเมตรต่อกรัม มีปริมาตรรูพรุน 0.35 ลูกบาศก์เซนติเมตร/กรัม และมีขนาดรูพรุน 14.00 นาโนเมตร อีกทั้งยังมีการดูดกลืนคลื่นแสงอยู่ในช่วงของการให้แสงสูงสุดของหลอดไฟ LED ในช่วงคลื่นแสง 380 – 700 นาโนเมตร และมีค่าช่องว่างระหว่างชั้นพลังงาน (Band gap energy) เท่ากับ 2.82 อิเล็กตรอนโวลต์ ส่งผลให้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ใช้พลังงานในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกน้อยทำให้สามารถเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกได้เร็วขึ้นเมื่อทำการศึกษาความใช้ได้ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีเมทิลีนบลู พบว่า มีประสิทธิภาพในการกำจัด ร้อยละ 38 จากนั้นทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin โดยเปรียบเทียบชนิดของแสงที่เหมาะสม ความเข้มข้นของยา Amoxicillin การเติมโอโซนและไม่เติม และระยะเวลาในการกำจัดยาที่เหมาะสม พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ได้ดีในสภาวะการเติมโอโซนที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ภายใต้การคลื่นแสง LED ระยะเวลาตั้งแต่ 240 – 720 นาที มีประสิทธิภาพประมาณร้อยละ 26 – 48 จากนั้นทำการศึกษาการกำจัดยา Amoxicillin ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้เครื่องปฏิกรณ์หรือแบบจำลองระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่องที่อัตราการไหลเท่ากับ 10 มิลลิลิตรต่อนาทีภายใต้คลื่นแสง LED ในสภาวะการเติมโอโซนและสภาวะที่ไม่เติมโอโซนร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 อีกทั้งสภาวะการเติมโอโซนร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 พบว่า การเติมโอโซนมีประสิทธิภาพในการกำจัดยา

Amoxicillin ร้อยละ 25 – 30 อีกทั้งในสภาวะที่ไม่ได้เติมโอโซนร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 และการใช้โอโซนร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ร้อยละ 90 – 98 โดยใช้ระยะเวลาในการกำจัดตั้งแต่ 240 นาที จนคงที่ที่ระยะเวลา 720 นาที

คำสำคัญ : Ag-Ti-RH-MCM-41, กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง, กลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง, ยาอะม็อกซิซิลลิน, การเติมโอโซน, สีเมทิลีนบลู, การเร่งปฏิกิริยาด้วยแสง, การบวนการไหลอย่าง ต่อเนื่อง

Thesis Title	Development of Ag-Ti-RH-MCM-41 efficiency for pharmaceuticals and personal care products via continuous system
Author	Mister Pannawat Auwong
Major Program	Technology and Environmental Management
Academic Year	2024

ABSTRACT

This research has applied the advanced oxidation process by using the catalyst synthesized from the modification of titanium dioxide by doping with silver and placed on the surface of the mesoporous RH-MCM-41 synthesized from rice husk silica (RH). The prepared catalyst is called Ag-Ti-RH-MCM-41 by the batch (In-situ) synthesis method by heating with microwave and coating on the wire screen mesh. From the analysis of the properties of the synthesized Ag-Ti-RH-MCM-41 catalyst, it has an average surface area of 100.00 square meters per gram, a pore volume of 0.35 cubic centimeters/gram and a pore size of 14.00 nanometers. It also has the absorption of light waves in the range of the maximum light emission of LED lamps in the range of 380 – 700 nanometers and a band gap energy of 2.82 eV, resulting in the Ag-Ti-RH-MCM-41 catalyst. The energy consumption of photocatalytic reaction is low, resulting in faster photocatalytic reaction. When the usability of Ag-Ti-RH-MCM-41 was studied for the removal of methylene blue, it was found that the removal efficiency was 38%. Then, the efficiency of Amoxicillin removal was studied by comparing the appropriate type of light, Amoxicillin concentration, ozone addition and no addition, and the appropriate Amoxicillin removal time. It was found that Ag-Ti-RH-MCM-41 was effective in removing Amoxicillin well under ozone addition at a concentration of 10 mg/L under LED light waves for a period of 240-720 minutes with an efficiency of approximately 26-48%. Then, the removal of Amoxicillin at a concentration of 10 mg/L was studied using a continuous flow reactor or model water treatment system at a flow rate of 10 ml/min under LED light waves under ozonation conditions, non-ozonation conditions with Ag-Ti-RH-MCM-41, and ozonation conditions with Ag-Ti-RH-MCM-41. It was found that the ozonation was effective in removing Amoxicillin

by 25-30%, while the non-ozonation conditions with Ag-Ti-RH-MCM-41 and the use of ozone with Ag-Ti-RH-MCM-41 were effective in removing Amoxicillin by 90-98%, with removal times ranging from 240 minutes to a constant at 720 minutes.

Keyword : Ag-Ti-RH-MCM-41, Advanced oxidation process, Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), Amoxicillin, Ozonation, Methylene Blue, Photocatalysis, Continuous-flow system

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี โดยความอนุเคราะห์และความกรุณาอย่างดียิ่งจากผู้มีพระคุณหลาย ๆ ฝ่าย โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ธนิศา อารีรบ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก ผู้ซึ่งให้ความรู้ คำปรึกษา ข้อเสนอแนะที่มีประโยชน์ รวมไปถึงติดตามความก้าวหน้าในการดำเนินการวิจัย และช่วยให้คำแนะนำและชี้แนะแนวทางในการทำวิทยานิพนธ์ ด้านผู้วิจัยรู้สึกซาบซึ้งในความกรุณาของอาจารย์เป็นอย่างยิ่งและขอขอบพระคุณเป็นอย่างสูง

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สิริลักษณ์ เจียรากร ผู้เป็นประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.दनัย ทิพย์มณี และรองศาสตราจารย์ ดร.เพ็ญศิริ เอกจิตต์ ผู้เป็นคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รวมถึงคณาจารย์ทุกท่าน ที่สละเวลาเพื่อช่วยให้ความรู้ แนะนำข้อผิดพลาด และแนะแนวทางการปรับปรุงวิทยานิพนธ์ ขอขอบคุณคุณภาพิศ หลิมสถาพรกุล นักวิทยาศาสตร์ประจำห้องปฏิบัติการชีววิทยา คุณทัศนีย์ สามารถ และคุณจินดา รุ่งโรจน์ศรี เจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการเคมี ที่ให้การช่วยเหลือในการจัดเตรียมอุปกรณ์และสารเคมี

ขอขอบคุณคณะเทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม และบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ซึ่งมอบโอกาสทางการศึกษาและทุนสนับสนุนการวิจัยในครั้งนี้ ขอขอบคุณคุณจิตรลดา เอสุจินต์ เจ้าหน้าที่เลขานุการหลักสูตรวิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม ที่คอยชี้แนะแนวทาง ให้คำแนะนำและช่วยเหลือในด้านการติดต่อประสานงานต่าง ๆ เกี่ยวกับการทำวิทยานิพนธ์ รวมถึงบุคลากรทุกท่านที่ให้ความช่วยเหลือด้วยดีตลอดมา และขอขอบคุณหน่วยงานต่าง ๆ ที่ให้บริการทดสอบตัวอย่าง

นอกจากนี้ผู้วิจัยยังได้รับกำลังใจจากบิดา มารดา และครอบครัว ที่คอยให้กำลังใจ สนับสนุน ส่งเสริม และช่วยเหลือในทุกด้านจนสำเร็จการศึกษา ตลอดจนบุคคลต่าง ๆ ที่ให้ความช่วยเหลืออีกมากมาย ซึ่งผู้วิจัยอาจไม่สามารถกล่าวนามได้หมดในที่นี้ ผู้วิจัยรู้สึกซาบซึ้งในความกรุณาและความปรารถนาดีของทุกท่านเป็นอย่างยิ่ง ประโยชน์อันใดที่เกิดจากวิทยานิพนธ์เล่มนี้ ย่อมเป็นผลมาจากความกรุณาของทุกท่านดังกล่าวข้างต้น ผู้วิจัยขอขอบพระคุณมา ณ โอกาสนี้

ปณณวรรธ อู่วงศ์

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ	(5)
ABSTRACT	(7)
กิตติกรรมประกาศ	(9)
สารบัญ	(10)
รายการตาราง	(13)
รายการรูป	(14)
สัญลักษณ์คำย่อและคำย่อ	(18)
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	3
1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	3
1.4 ขอบเขตการศึกษา	4
บทที่ 2 ทฤษฎีและเนื้อหาที่เกี่ยวข้อง	5
2.1 การปนเปื้อนของยาในสิ่งแวดล้อม	5
2.1.1 กลไกการปนเปื้อนสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง	5
2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง	7
2.2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	7
2.2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล	8
2.2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการกำจัดสารปนเปื้อนในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง	8
2.3 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเร่งปฏิกิริยาด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาแบบใช้แสง	13
2.3.1 กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation process; AOP)	13
2.3.2 กระบวนการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก (Photocatalytic process)	15
2.3.3 วัสดุเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์	16
2.3.4 วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	21
2.4 สารในกลุ่มสีย้อมสังเคราะห์และกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอางที่นำมาใช้ในการทดสอบ	24
2.4.1 ยาอะม็อกซิซิลลิน (Amoxicillin)	24

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.4.2 สีย้อมเมทิลีนบลู (Methylene blue dye)	26
บทที่ 3 วิธีการดำเนินงานวิจัย	27
3.1 วัสดุและอุปกรณ์	27
3.1.1 วัสดุและอุปกรณ์	27
3.1.2 สารเคมี	30
3.1.3 เครื่องมือวิเคราะห์	31
3.2 วิธีการดำเนินงานวิจัย	32
3.2.1 การสกัดซิลิกาจากแกลบ	33
3.2.2 การสังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	33
3.2.3 การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก	34
3.2.4 การเคลือบ Ag-Ti-RH-MCM-41 ลงบนผิวของวัสดุตัวกลาง (Media)	35
3.2.5 การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก	35
3.2.6 ทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ในน้ำเสียสังเคราะห์ ภายใต้แสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง	39
บทที่ 4 ผลการวิจัยและการอภิปรายผล	41
4.1 การวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 วิธีการสังเคราะห์แบบ Batch (In-situ)	41
4.1.1 การวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XRD	42
4.1.2 การวิเคราะห์ลักษณะการกระจายของธาตุตัวบนพื้นผิววัสดุเร่งปฏิกิริยาด้วยเทคนิค SEM-EDX	44
4.1.3 การระบุชนิดและสถานะทางเคมีของธาตุที่เป็นองค์ประกอบของวัสดุเร่งปฏิกิริยาด้วยเทคนิค XPS	46

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.1.4 การวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสงด้วยเทคนิค UV-DRS	52
4.1.5 การวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างด้วยเทคนิค TEM	54
4.1.6 การวิเคราะห์พื้นที่ผิวและความพรุนด้วยเทคนิค BET	55
4.1.7 การวิเคราะห์ลักษณะการเปล่งแสงของวัสดุด้วยเทคนิค PL	57
4.2 การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสี ย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก	59
4.3 การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก	62
4.3.1 การเปรียบเทียบชนิดของแสง LED หรือ Fluorescence ที่เหมาะสมในการ เกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก	64
4.3.2 ความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยา โฟโตคะตะไลติก	67
4.3.3 การเติมไอโชนและไม่เติมไอโชนภายใต้แสง LED	69
4.3.4 ระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัด Amoxicillin	70
4.4 การทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในระบบบำบัดน้ำ เสียแบบไหลต่อเนื่อง	72
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ	83
5.1 สรุปผลการวิจัย	83
5.2 ข้อเสนอแนะ	84
เอกสารอ้างอิง	85
ประวัติผู้เขียน	99

รายการตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	ประสิทธิภาพในการกำจัดยาปฏิชีวนะที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	9
2.2	ข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการกำจัดสารปนเปื้อนในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวช สำอาง	13
2.3	ประสิทธิภาพของวัสดุสังเคราะห์ในการกำจัดสารอินทรีย์	14
2.4	ปริมาณซิลิกาที่พบจากธรรมชาติ	23
2.5	สรรพคุณของ Amoxicillin	25
2.6	สมบัติทางกายภาพของสีย้อมเมทิลีนบลู	26
4.1	เปรียบเทียบองค์ประกอบ และปริมาณธาตุของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค SEM-EDX	45
4.2	ลักษณะการกระจายตัวของธาตุบนพื้นผิวของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค SEM-EDX	45
4.3	ค่าช่องว่างระหว่างชั้นพลังงานของวัสดุ TiO ₂ (Rutile), และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	53
4.4	การวิเคราะห์พื้นที่ผิว ขนาดรูพรุน และปริมาตรของรูพรุนของวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค BET	57
4.5	ลักษณะการเคลือบของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 บนแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร	63
4.6	ลักษณะการเคลือบของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 บนแผ่น wire screen mesh ขนาด 7.5x50 เซนติเมตร	74
4.7	เปรียบเทียบประสิทธิภาพของวัสดุสังเคราะห์ในการกำจัดมลพิษในน้ำ	80

รายการภาพประกอบ

ภาพที่	หน้า
2.1 แหล่งกำเนิดสำคัญของยาในสิ่งแวดล้อม	6
2.2 สารในกลุ่ม PPCPs ที่พบในน้ำที่ผ่านจากการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน	10
2.3 สารในกลุ่ม PPCPs ที่พบในน้ำที่ผ่านจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลบางปะกง	11
2.4 สารในกลุ่ม PPCPs ที่พบในน้ำที่ผ่านจากระบบบำบัดน้ำเสีย แบบตะกอนเร่ง ชนิดคววนเวียน	11
2.5 พีชที่ใช้ในแต่ละบ่อในระบบบึงประดิษฐ์ชั้นสูงของโรงพยาบาลเจ้าพระยาอภัยภูเบศร	12
2.6 การประยุกต์ใช้งานของไทเทเนียมไดออกไซด์	17
2.7 แบบจำลองโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์ แบบรูไทล์ (Rutile)	18
2.8 แบบจำลองโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์ แบบอนาเทส (Anatase)	18
2.9 แบบจำลองโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์ แบบบรูไคต์ (Brookite)	19
2.10 เครื่องปฏิกรณ์แบบท่อ (tubular) ของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีเมทิลีนบลูปนเปื้อน	20
2.11 เครื่องปฏิกรณ์แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียที่มีเมทิลีนบลูปนเปื้อน	21
2.12 กระบวนการ Photocatalytic ภายใต้แสง LED ของวัสดุตัวเร่งปฏิกิริยา $Ag-Ti_2$ ในการกำจัดยา	22
2.13 กลไกการสังเคราะห์วัสดุ MCM-41	24
2.14 โครงสร้าง Amoxicillin	25
2.15 ยา Amoxicillin	25
2.16 โครงสร้างของสีย้อมเมทิลีนบลู	26
3.1 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา $Ag-Ti-RH-MCM-41$ ที่มี methylene blue ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED	28
3.2 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา $Ag-Ti-RH-MCM-41$ ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และหลอดไฟ Fluorescence	29
3.3 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา $Ag-Ti-RH-MCM-41$ ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED	29
3.4 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา $Ag-Ti-RH-MCM-41$ ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน	29

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
3.5	30
ชุดชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ทั้งในสถานะที่เติมโอโซนและไม่เติมโอโซน	
3.6	32
วิธีการดำเนินงานวิจัย	
4.1	42
การเปรียบเทียบโครงสร้างผลึกด้วยเทคนิค XRD ของวัสดุ RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	
4.2	44
การเปรียบเทียบโครงสร้างผลึกด้วยเทคนิค XRD ของไทเทเนียมไดออกไซด์ บนวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	
4.3	47
เปรียบเทียบองค์ประกอบของธาตุบนของวัสดุ TiO ₂ วัสดุรูพรุน RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XPS	
4.4	50
ลักษณะสเปกตรัม Ti 2p, O 1s, Si 2p และ Ag 3d ของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41, TiO ₂ และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XPS	
4.5	54
ความสัมพันธ์ Tauc plot ของไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO ₂) และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	
4.6	55
เปรียบเทียบโครงสร้างรูพรุนของวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค TEM	
4.7	57
ไอโซเทอร์มของการดูดซับและคายซับของไนโตรเจนของวัสดุ RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	
4.8	59
ลักษณะสเปกตรัมการเปล่งแสงของวัสดุ RH-MCM-41, TiO ₂ และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41	
4.9	60
ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี methylene blue ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED	
4.10	61
ประสิทธิภาพการกำจัดสีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue; MB) ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED	
4.11	62
กระบวนการโฟโตคะตะไลติกภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue; MB)	

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
4.12 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และหลอดไฟ Fluorescence	65
4.13 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED และ Fluorescence	66
4.14 สเปกตรัมการให้แสงของหลอดไฟ LED และ Fluorescence	67
4.15 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED	67
4.16 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED	68
4.17 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน	69
4.18 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน	70
4.19 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน	71
4.20 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน	72
4.21 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ทั้งในสภาวะที่เติมโอโซนและไม่เติมโอโซน	73
4.22 ประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ภายใต้แสง LED ในสภาวะที่เติมโอโซนและไม่เติมโอโซน และประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมโอโซน	77
4.23 กระบวนการโฟโตคะตะไลติกภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin	79

รายการภาพประกอบ (ต่อ)

ภาพที่	หน้า
4.24	79
กระบวนการโฟโตคะตะไลติกภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible และการเติม ไอโซนของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin	
4.25	79
กระบวนการโฟโตไลซิสภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible ของไอโซน ในการกำจัด Amoxicillin	

สัญลักษณ์และคำย่อ

Ag	Silver (ธาตุเงิน)
Ag-Ti-RH-MCM-41	วัสดุนาโนคอมโพสิตที่มีการผสมระหว่างซิลเวอร์ ไทเทเนียม และ MCM-41 โดย MCM-41 ใช้สารตั้งต้นจากซิลิกาแกลบ
Ag ⁰	อนุภาคนาโนเงิน
AOP	Advanced oxidation process
BET	Brunauer Emmett Teller Surface Analyzer
<i>hν</i>	พลังงานแสง
LED	Light Emitting Diode
MCM-41	วัสดุ Mobil Composite Materials Number 41
mW/cm ²	มิลลิวัตต์ต่อตารางเซนติเมตร
O ₂ [•]	ซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล
O ₃	Ozone (โอโซน)
OH [•]	ไฮดรอกซิลเรดิคัล
P/P ₀	Relative pressure
PL	Photo luminescence Spectrometer
PPCPs	สารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง (Pharmaceuticals and personal care products)
RH-MCM-41	วัสดุ MCM-41 ใช้สารตั้งต้นจากซิลิกาแกลบ
SEM-EDX	Scanning Electron Microscope with Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer
Si	Silicon (ธาตุซิลิคอน)
TEM	Transmission Electron Microscope
Ti	Titanium (ธาตุไทเทเนียม)
TiO ₂	Titanium dioxide
UV-C	Ultraviolet
UV-DRS	UV-visible Diffuse Reflectance Spectrometer
XPS	X-ray Photoelectron Spectroscopy
XRD	X-ray Diffraction Spectroscopy

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัจจุบันสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง (Pharmaceuticals and personal care products: PPCPs) เป็นประเด็นที่น่ากังวล เนื่องจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบดั้งเดิมไม่สามารถที่จะกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอางได้ จึงส่งผลทำให้มีการตกค้างในสิ่งแวดล้อมและยาที่ตกค้างอาจจะส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในน้ำ หรือได้มีการสัมผัสกับน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของยา (Akpotu et al., 2019; Fawzi Suleiman Khasawneh & Palaniandy, 2019; Kowalska et al., 2020) ทั้งยาปฏิชีวนะ ยาแก้ปวด ยาฮอร์โมนเพศ ยาแก้โรคซึมเศร้า และยาอื่น ๆ ที่ใช้สำหรับการรักษาคนและสัตว์ (Beek, Weber, & Bergmann, 2014) ซึ่งยาเหล่านี้เป็นภัยเงียบต่อสิ่งแวดล้อมและสิ่งมีชีวิต เพราะสามารถสะสมและเพิ่มความเข้มข้นมากขึ้นในสิ่งมีชีวิตตามห่วงโซ่อาหาร ซึ่งยานั้นมีโครงสร้างที่ซับซ้อนและมีสารประกอบที่ออกฤทธิ์สูง สามารถส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงทางสรีรวิทยาและพฤติกรรมของสิ่งมีชีวิตได้ (ยาวิพากษ์, 2561) ปัจจุบันมีการดูแลรักษาผู้ป่วยเรื้อรังที่บ้านเพิ่มมากขึ้น หลายครัวเรือนมีผู้ป่วยที่ต้องได้รับการรักษาในระยะยาวหรือผู้ป่วยเรื้อรัง และประชาชนมีพฤติกรรมการหยุดกินยาเมื่อมีอาการดีขึ้น หายป่วย หรือกินไม่ครบตามที่แพทย์สั่ง ยาประเภทต่าง ๆ จึงตกค้างในชุมชน เป็นจำนวนมาก ซึ่งประกอบกับประชาชนยังไม่มีความรู้ ความเข้าใจเกี่ยวกับปัญหาหรือผลเสียของการทิ้งยาลงในสิ่งแวดล้อม รวมถึงการที่ไม่มีวิธีการหรือแนวทางที่ถูกต้องในการจัดการยาที่เหลือใช้ หรือหมดอายุ ประชาชนส่วนใหญ่จึงนำไปทิ้งในถังขยะ ทิ้งทางสุขภัณฑ์ หรือทิ้งลงในน้ำโดยตรงทำให้เกิดการตกค้างและมีการปนเปื้อนลงในสิ่งแวดล้อมโดยที่ไม่รู้ตัว (UK Water Industry Research [UKWIR], 2014) ดังนั้นประชาชนต้องตระหนักถึงความสำคัญและการให้ความร่วมมือกับทุกภาคส่วนในการช่วยป้องกันการปนเปื้อนของยาลงสู่สิ่งแวดล้อมและย้อนกลับมาส่งผลกระทบต่อสุขภาพประชาชน (ยาวิพากษ์, 2561) ซึ่งจากการที่ระบบบำบัดน้ำเสียไม่ได้รับการออกแบบมาให้สามารถกำจัดยาที่ตกค้างได้ ส่งผลให้มีการตกค้าง

ของยาที่ปนเปื้อนในระบบบำบัดน้ำเสียเกือบ 160 แห่ง โดยมีความเข้มข้นสูงมากพอที่จะส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศได้ (Kümmerer, 2009)

ในปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียไม่สามารถกำจัดยาที่ปนเปื้อนในน้ำเสียได้ทั้งหมด อย่างไรก็ตามกระบวนการออกซิเดชันด้วยแสง (Photocatalytic processes) เป็นกระบวนการหนึ่งถูกนำมาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำหรืออากาศ เช่น สารอินทรีย์ระเหยง่ายในอากาศ และยาในน้ำ เป็นต้น (Fattahi et al., 2021) โดยกระบวนการออกซิเดชันด้วยแสงคือการกระตุ้นอนุภาคของโลหะด้วยแสง ซึ่งโลหะที่นิยมนำมาใช้คือ ไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO_2) ทำให้เกิดการส่งผ่านของอิเล็กตรอนจากชั้นวาเลนซ์ (Valence band) ไปยังชั้นคอนดักชัน (Conduction band) จากนั้นอิเล็กตรอนชั้นคอนดักชันจะทำให้เกิดการสูญเสียประจุลบกลายเป็นสารอนุมูลอิสระ เช่น ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\cdot) และซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล ($\text{O}_2^{\cdot-}$) (Dong et al., 2015; Miklos et al., 2018; Jaciw-Zurakowsky et al., 2019; Mehdi et al., 2019) ซึ่งไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\cdot) และซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล ($\text{O}_2^{\cdot-}$) ที่เกิดขึ้นจากกระบวนการนี้สามารถกำจัดสารกลุ่ม PPCPs ที่ปนเปื้อนในน้ำได้หลายชนิด จึงทำให้กระบวนการนี้เป็นที่นิยมอย่างมากในระบบบำบัดน้ำเสีย เพราะสามารถบำบัดน้ำที่มีการปนเปื้อนของสารมลพิษต่าง ๆ ก่อนที่จะปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมได้ และเป็นกระบวนการที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม โดยที่วัสดุตัวเร่งปฏิกิริยาด้วยแสง เช่น TiO_2 เป็นวัสดุที่ไม่เป็นพิษ และปฏิกิริยาจะย่อยสลายสารมลพิษจนกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ในที่สุด (Bezsenyi et al. 2021; Zeghiod et al. 2021) อย่างไรก็ตามการเกิดกระบวนการออกซิเดชันด้วยแสงของ TiO_2 จำเป็นต้องใช้แสงยูวี (UV light) ทำให้เกิดการสิ้นเปลืองพลังงานและเป็นอันตรายต่อผู้ใช้งาน หลายงานวิจัยจึงมีการพัฒนาให้ TiO_2 สามารถเกิดปฏิกิริยาภายใต้แสงที่ตามองเห็นได้ (Visible light) โดยการเจือ (Dope) โลหะชนิดอื่นลงไป ได้แก่ โลหะเงิน (Silver) และเพิ่มประสิทธิภาพในการดูดซับสารโดยการเติมวัสดุรองรับตัวเร่งปฏิกิริยา MCM-41 (กนกพล และคณะ, 2560)

ดังนั้นงานวิจัยนี้ได้มีการนำกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation process; AOP) โดยการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่สังเคราะห์จากการปรับปรุง ไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยการเจือโลหะเงิน และนำไปใส่บนพื้นผิวของ RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากซิลิกาจากแกลบ ซึ่งวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้เรียกว่า “Ag-Ti-RH-MCM-41” โดยนำไปทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ภายใต้คลื่นแสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่อง (Continuous-flow water treatment system)

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

เพื่อพัฒนาประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอางที่ปนเปื้อนในน้ำ ภายใต้การฉายแสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่อง

1.3 ขอบเขตการศึกษา

1.3.1 สกัดซิลิกาจากแกลบ เพื่อนำไปใช้เป็นสารตั้งต้นที่ใช้สังเคราะห์ RH-MCM-41

1.3.2 สังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 โดยการให้ความร้อนด้วยไมโครเวฟ ตามการสังเคราะห์ของ กนกพล และคณะ, 2560

1.3.3 ศึกษาคุณสมบัติด้วยเทคนิค XRD, SEM-EDX, XPS, UV-DRS, BET, และ PL

1.3.4 การทดสอบความใช้ได้ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

1.3.5 การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ด้วยระบบทดสอบแบบ Batch คือ

- การเปรียบเทียบชนิดของแสง LED หรือ Fluorescence
- ความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสม
- การเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน
- ระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัด Amoxicillin

1.3.6 เคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ลงบนผิวของ wire screen mesh

1.3.7 การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ในน้ำเสียสังเคราะห์ ภายใต้แสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง โดยมีสภาวะที่ใช้ในการทดสอบ คือ

- อัตราการไหล (Flow rate) : 10 มิลลิลิตรต่อนาที

- การเติมและไม่เติมโอโซน (Ozone) : 0.06 กรัมต่อชั่วโมง
- ความเข้มข้นของยา (Concentration) : 10 มิลลิกรัม

1.3.8 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้น้ำกลั่นเป็นตัวทำละลายและตรวจวัดดัชนีคุณภาพน้ำ คือ ความเข้มข้นของยาก่อนและหลังจากผ่านผ่านระบบบำบัดน้ำเสีย

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีความสามารถในการกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอางที่ปนเปื้อนในน้ำ ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่องได้

1.4.2 สามารถนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ไปประยุกต์ใช้ในระบบกรองน้ำ ระบบการผลิตน้ำประปา และระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อกำจัดสารกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง

บทที่ 2

ทฤษฎีและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

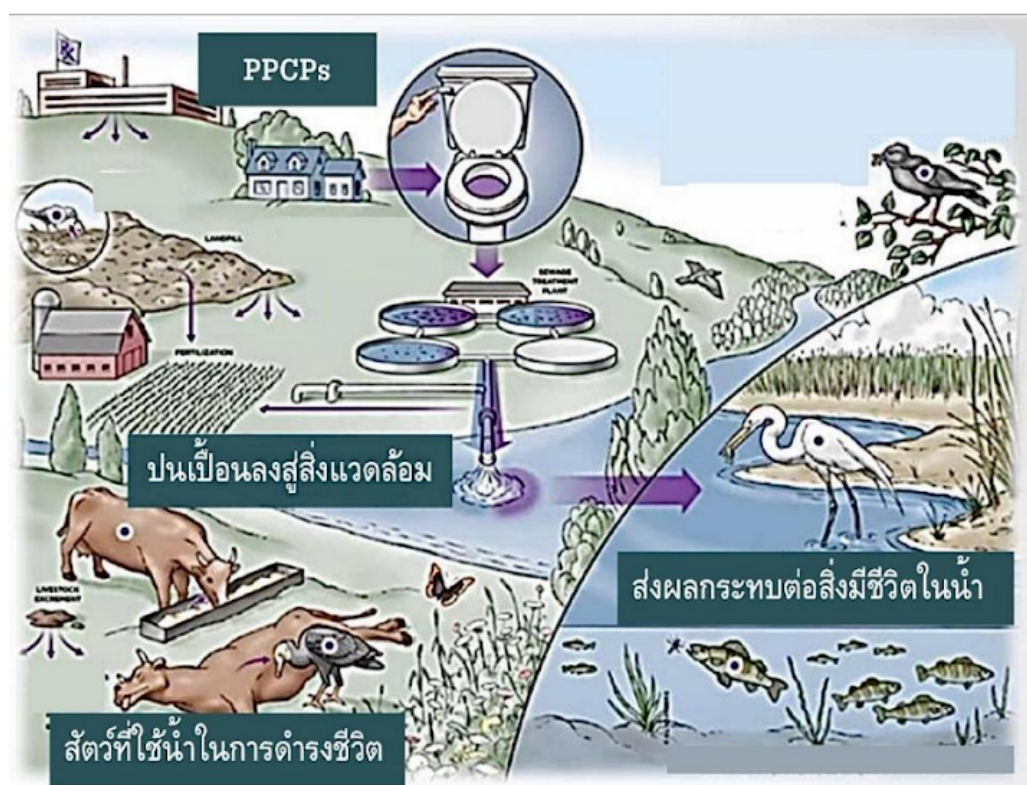
2.1 การปนเปื้อนของยาในสิ่งแวดล้อม

การตกค้างและการปนเปื้อนของยาในสิ่งแวดล้อมกำลังเป็นปัญหาสำคัญมากในระดับโลกได้มีการพบยาตกค้างและปนเปื้อนอยู่ทั้งในน้ำผิวดิน น้ำทิ้ง น้ำใต้ดิน ปุ๋ย ดิน และอีกมากมาย แม้แต่พื้นที่ห่างไกลถึงขั้วโลกใต้ก็ยังมี การตกค้างของยา ซึ่งยาที่ตกค้างในสิ่งแวดล้อมมีทั้งยาปฏิชีวนะ ยาต้านการอักเสบ ยาแก้ปวด ยาลดไขมัน ยาฮอร์โมนเพศ และยาอื่น ๆ ที่ใช้ในการรักษาคนและสัตว์ ยาเหล่านี้เป็นพิษภัยเงียบต่อสิ่งมีชีวิต เพราะสามารถเพิ่มความเข้มข้นให้สูงขึ้นในสิ่งมีชีวิตตามห่วงโซ่อาหาร ยามีสารประกอบที่สามารถออกฤทธิ์สูงต่อสิ่งมีชีวิตที่เป็นเป้าหมายเฉพาะทำให้สารเหล่านี้แม้จะมีความเข้มข้นต่ำ แต่ก็มีผลกระทบร้ายแรงต่อลักษณะทางกายภาพและพฤติกรรมของสิ่งมีชีวิตหลากหลายชนิด ซึ่งผลกระทบเหล่านี้เป็นผลกระทบเรื้อรังจากการได้รับสัมผัสสารผสมเชิงซ้อนของยาในสิ่งแวดล้อมเป็นระยะเวลาานาน (ยาวิพากษ์, 2561)

2.1.1 กลไกการปนเปื้อนสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง

การพัฒนาอุตสาหกรรมยาในประเทศไทยมีการเจริญเติบโตเป็นอย่างมากและความต้องการด้านผลิตภัณฑ์ยาและอาหารเสริม ยังคงเพิ่มมากขึ้นเรื่อย ๆ โดยเฉพาะการรักษาโรคเรื้อรังที่ต้องกินยาต่อเนื่องเป็นระยะเวลาานาน จึงทำให้มีการเร่งผลิตยาเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย (ชมภูนุช, 2560) โดยส่วนผสมที่ออกฤทธิ์ของยาส่วนใหญ่จะถูกขับออกจากร่างกายผู้ป่วยทั้งปัสสาวะ และอุจจาระ ทั้งในสารออกฤทธิ์รูปเดิมหรือสารอนุพันธ์ ทำให้เกิดการตกค้างของยาในน้ำเสียและน้ำทิ้งของระบบการบำบัดของเสีย (aus der Beek et al, 2016) นอกจากน้ำทิ้งจากครัวเรือนที่จะถูกรวบรวมเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียของเมืองแล้ว โรงพยาบาลและโรงงานอุตสาหกรรมผลิตยารวมถึงการทิ้งยาที่ไม่ใช้แล้วอย่างไม่ถูกวิธีก็เป็นแหล่งกำเนิดที่สำคัญของยาในสิ่งแวดล้อมด้วย ซึ่งระบบบำบัดน้ำเสียบางระบบไม่มีประสิทธิภาพเพียงพอต่อการกำจัดผลิตภัณฑ์ยาที่ตกค้างในน้ำเสียได้ จึงส่งผลให้เกิดการปนเปื้อนและตกค้างของผลิตภัณฑ์ยาในสิ่งแวดล้อม โดยพบว่าการตกค้างและการปนเปื้อนของผลิตภัณฑ์ยา อยู่ในน้ำผิวดิน น้ำทิ้ง น้ำใต้ดินและสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ (Küster & Adler,

2014; Wangkiat, 2018) นอกจากนี้ยังพบยาตกค้างอยู่ในกากตะกอน (sludge) ของระบบบำบัดน้ำเสียอีกด้วย ซึ่งกากตะกอนเหล่านี้มักมีการนำไปทำปุ๋ยและใช้ประโยชน์อื่น ๆ เช่น การใช้ยาในการเพาะปลูก เลี้ยงสัตว์ เพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ รวมถึงสัตว์เลี้ยงในบ้าน ทำให้มีการปนเปื้อนของยาออกสู่สิ่งแวดล้อมทั้งทางน้ำและทางดิน โดยเฉพาะการนำมูลสัตว์ไปทำปุ๋ยทำให้มีการสะสมของยาในดินเกิดการชะล้างลงสู่น้ำผิวดินและน้ำใต้ดิน กลไกการปนเปื้อนของสาร PPCPs ดังภาพที่ 2.1



ภาพที่ 2.1 แหล่งกำเนิดสำคัญของยาในสิ่งแวดล้อม

ที่มา : https://wcponline.com/wp-content/uploads/2017/09/Oct2017_-Cartwright-Figure-1-768x615.jpg

ทั่วโลกพบมีการปนเปื้อนของยาในสิ่งแวดล้อม โดยเฉพาะแหล่งน้ำมีการปนเปื้อนของยาหลากหลายชนิดด้วยความเข้มข้นระดับต่าง ๆ เช่น ยาแก้ปวด ลดไข้ ยาคุมกำเนิด ยาปฏิชีวนะ ยาต้านเชื้อราและยารักษา อาการซึมเศร้า เป็นต้น จากงานศึกษาของผาไท (2558) พบว่าจากข้อมูลในหลายประเทศพบสถานการณ์การปนเปื้อนของยาในแหล่งน้ำโดยเฉพาะกลุ่มยาประเภทที่มีฤทธิ์ตกค้างยาวนานในสิ่งแวดล้อม อาทิ ยารักษาโรค ความดันโลหิต ยารักษาโรคไขมันอุดตันในเส้นเลือด ยาปฏิชีวนะ และฮอร์โมน เป็นต้น ซึ่งกลุ่มยาประเภทดังกล่าวไม่สามารถทำลายได้ด้วย

ระบบบำบัดน้ำแบบปกติ จึงมีโอกาสน้อยกลับเข้ามาสู่ร่างกายและสามารถส่งผลกระทบต่อสุขภาพในระยะยาวได้ (National Academy of Sciences USA, 2007)

2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง

2.2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

การจัดการและการแก้ไขปัญหา น้ำเสียชุมชนควรพิจารณาจากลักษณะ หรือประเภทของน้ำเสีย วัตถุประสงค์ในการบำบัดน้ำเสีย และคุณภาพน้ำที่ต้องการ อาทิเช่น การนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ การกำจัดความเป็นพิษ ปริมาณสิ่งเจือปนที่ต้องกำจัด ข้อกำหนดทางกฎหมาย ต้นทุนในการก่อสร้าง ข้อพิจารณาด้านสิ่งแวดล้อมและพลังงาน เป็นต้น ซึ่งในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียมีหลายรูปแบบให้เลือกพิจารณา สามารถจำแนกระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทยออกเป็น 3 รูปแบบ ดังนี้

1) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบติดกับที่ (On-site Wastewater System)

ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการก่อสร้างหรือติดตั้งเพื่อบำบัดน้ำเสีย จากอาคารเดี่ยว ๆ เช่น บ้านพักอาศัย อาคารชุด โรงเรียน อาคารสถานที่ซึ่งเป็นการจัดการน้ำเสีย ณ แหล่งกำเนิด โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อลดความสกปรกของน้ำเสียก่อนระบายออกสู่สิ่งแวดล้อม ระบบบำบัดน้ำเสียแบบติดกับที่สำหรับบ้านพักอาศัยที่นิยมใช้กัน ได้แก่ บ่อดักไขมัน (Grease Trap) ระบบบ่อเกรอะ (Septic Tank) ระบบบ่อกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter) เป็นต้น เนื่องจากเป็นระบบที่ก่อสร้างได้ง่ายและในปัจจุบันมีการทำเป็นถึงสำเร็จรูปเพื่อจำหน่ายทำให้สะดวกในการติดตั้ง สำหรับอาคารพาณิชย์ หรืออาคารสำนักงานขนาดใหญ่ อาจมีการก่อสร้างเป็นระบบขนาดใหญ่ เช่น ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge process) เป็นต้น เพื่อให้สามารถบำบัดน้ำเสียได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งก่อนระบายออกสู่สิ่งแวดล้อม (คู่มือระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน, 2560)

2) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบกลุ่มอาคาร (Cluster Wastewater System)

ระบบรวบรวมและบำบัดน้ำเสียที่รับจากบ้านเรือนหรืออาคารตั้งแต่สองหลังขึ้นไป และตั้งอยู่ในบริเวณที่ใกล้เคียงกันมาบำบัดยังระบบบำบัดน้ำเสียที่ตั้งอยู่ตำแหน่งที่เหมาะสมใกล้บ้านเรือนของกลุ่มอาคาร (คู่มือระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน, 2560)

3) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบรวมศูนย์ (Central Wastewater System)

ระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน หรือระบบบำบัดน้ำเสียแบบรวมศูนย์ หมายถึงระบบบำบัดน้ำเสียชนิดที่มีการก่อสร้างเพื่อรวบรวมน้ำเสียจากกิจกรรมทุกประเภทในชุมชนมาบำบัด

ณ จุดใดจุดหนึ่ง ซึ่งระบบที่รวบรวมน้ำเสียของชุมชนนั้นมีอยู่ 2 รูปแบบหลัก คือ ระบบที่รวบรวม และระบบที่รวบรวมแยก สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียนั้นมีได้หลากหลายรูปแบบโดยสามารถแบ่ง ออกเป็นระบบที่ใช้วิธีการบำบัดทางกายภาพ ทางชีวภาพ และการใช้สารเคมี (คู่มือระบบบำบัดน้ำเสีย ชุมชน, 2560)

2.2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

โรงพยาบาลเป็นแหล่งกำเนิดที่มีลักษณะคล้ายคลึงกับแหล่งกำเนิดประเภทครัวเรือน แต่ปริมาณน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของผลิตภัณฑ์ยาจะมีปริมาณมากกว่าและมีระบบการจัดการ ผลิตภัณฑ์ยาที่หมดอายุได้ดีกว่าระบบครัวเรือน แต่อย่างไรก็ตามมีงานวิจัยที่ชี้ให้เห็นว่ามียาหลายชนิดที่สามารถคงอยู่ในน้ำทิ้งของโรงพยาบาลที่ผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียแล้ว เช่น งานวิจัยของกรม ส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม (2016) ได้สรุปผลการศึกษาเกี่ยวกับการตกค้างของผลิตภัณฑ์ยาในน้ำ เสียของโรงพยาบาลที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียว่า น้ำเสียที่มีการบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียใน โรงพยาบาลขนาดใหญ่ และขนาดเล็กที่ทำการศึกษามีการตรวจพบผลิตภัณฑ์ยาหลายประเภทตกค้าง อยู่ในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว เช่น ยาปฏิชีวนะ ยาโรคหัวใจ และยากันชัก เป็นต้น

2.2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการกำจัดสารปนเปื้อนในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวช สำอาง

จากการศึกษาของน้ำฝน และคณะ (2564) พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนแบบ ตะกอนเร่งชนิดคูวนเวียนแห่งหนึ่งในจังหวัดนนทบุรีมีการปนเปื้อนยาปฏิชีวนะในน้ำเสียทั้งหมด 11 ชนิด และสามารถกำจัดได้ 100 % มี 3 ชนิด ดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ประสิทธิภาพในการกำจัดยาปฏิชีวนะที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน (น้ำฝน และ คณะ, 2564)

กลุ่มยาปฏิชีวนะ	รายชื่อยาปฏิชีวนะ	ค่าเฉลี่ยความเข้มข้น (นาโนกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพในการกำจัด (%)
		น้ำเสีย	น้ำทิ้ง	
Beta-lactams	Amoxicillin	6,405.71	4,663.49	27.20
	Ampicillin	353.15	150.68	57.33
Quinolones	Ciprofloxacin	670.09	254.51	62.02
	Levofloxacin	642.40	322.58	49.79
	Norfloxacin	65.40	59.85	8.49
	Ofloxacin	3,106.78	1,546.19	50.23
Tetracyclines	Doxycycline	110.75	63.75	42.43
Sulfonamides	Sulfamethoxazole	833.41	N/A	100
Lincosamides	Lincomycin	4.00	N/A	100
Macrolides	Clarithomycin	1.34	N/A	100
Others	Trimethoprim	112.03	24.10	78.49

N/A = Not available

ศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม ได้ศึกษาการปนเปื้อนของสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง (PPCPs) ในแม่น้ำบางปะกง ระหว่างปี พ.ศ. 2557 - 2559

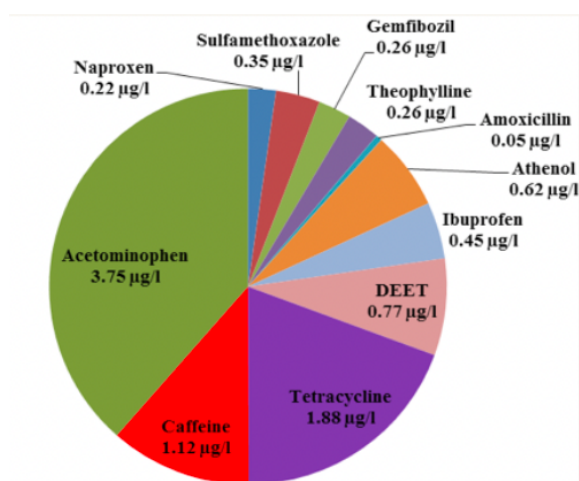
จากผลการศึกษาของศูนย์วิจัยและฝึกอบรมด้านสิ่งแวดล้อม กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม พบการปนเปื้อนของยาต้านจุลชีพ ได้แก่ Ciprofloxacin และ Norfloxacin ในน้ำเสียจากโรงพยาบาล และน้ำเสียจากฟาร์มสุกร โดยพบ Ciprofloxacin ในน้ำเสียจากฟาร์มสุกร เข้มข้นมากกว่าน้ำเสียจากโรงพยาบาล 21.98 เท่า และพบ Norfloxacin เข้มข้นมากกว่าน้ำเสียจากโรงพยาบาล 7.7 เท่า ส่วนTetracycline นั้นพบการปนเปื้อนในน้ำเสียทั้งจากโรงพยาบาล ชุมชน ฟาร์มสุกร และฟาร์มปลา โดยพบในน้ำเสียจากฟาร์มสุกรเข้มข้นกว่าน้ำเสียจากโรงพยาบาล 45.67 เท่า อีกทั้งยังพบยาฆ่าแมลง หรือ DEET ในน้ำเสียทั้งจากโรงพยาบาล ชุมชน และฟาร์มสุกร โดยความเข้มข้นที่พบไม่แตกต่างกัน ซึ่งการตรวจพบการปนเปื้อนของสารกลุ่ม PPCPs นี้เป็นเพียง

ส่วนหนึ่งของแหล่งกำเนิดเท่านั้น แต่ยังมีแหล่งกำเนิดอื่น ๆ อีกที่ ยังไม่ได้มีการสำรวจ (ยาวิพากษ์, 2561)

ซึ่งประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียต่าง ๆ ในการกำจัดสารในกลุ่ม PPCPs แต่ละชนิดมีกลไกและการเดินระบบในการกำจัดสารในกลุ่ม PPCPs ที่แตกต่างกัน จึงทำให้มี ประสิทธิภาพในการบำบัดที่แตกต่างกันออกไป ดังนี้

1) ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน แบบตะกอนเร่ง

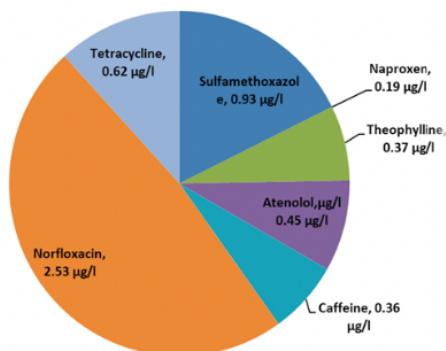
ระบบบำบัดน้ำเสียของเทศบาลเมือง พบว่ามีการปนเปื้อนของยาต้านจุลชีพและยา ชนิดอื่น ๆ ในน้ำที่ผ่านการบำบัด รวม 11 ชนิด โดยพบการปนเปื้อนของยาต้านจุลชีพ 3 ชนิดคือ Amoxicillin 0.64 ไมโครกรัมต่อลิตร Sulfamethoxazole 0.42 ไมโครกรัมต่อลิตร และ Tetracycline 0.91 ไมโครกรัมต่อลิตร ดังภาพที่ 2.2



ภาพที่ 2.2 สารในกลุ่ม PPCPs ที่พบในน้ำที่ผ่านจากการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน
ที่มา : ยาวิพากษ์, 2561

2) ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลขนาดเล็ก แบบบ่อฝัง

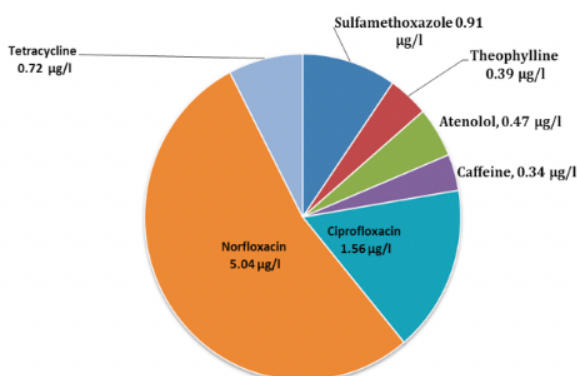
สารในกลุ่ม PPCPs ที่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลบางปะกง สามารถกำจัดได้ 100% ได้แก่ caffeine, Ibuprofen, Sulfamethoxazole, และ Theophylline นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลบางปะกง ยังสามารถบำบัดโคลิฟอร์มแบคทีเรียทั้งหมด (Total coliform bacteria) โคลิฟอร์มแบคทีเรียจากอุจจาระ (Fecal coliform bacteria) และเอนเทอโรคอคโค (Enterococci) ได้ 100% (ยาวิพากษ์, 2561)



ภาพที่ 2.3 สารในกลุ่ม PPCPs ที่พบในน้ำที่ผ่านจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลบางปะกง
ที่มา : ยาวิพากษ์, 2561

3) ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลขนาดใหญ่ แบบตะกอนเร่งชนิดคูวนเวียน

ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลเจ้าพระยาอภัยภูเบศร เป็นแบบตะกอนเร่งชนิดคูวนเวียน จากการตรวจสอบประสิทธิภาพในการกำจัดสารในกลุ่ม PPCPs 15 ชนิด พบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งชนิดคูวนเวียนสามารถกำจัดสารในกลุ่ม PPCPs 8 ชนิดได้ในประสิทธิภาพ 100% ได้แก่ Amoxycillin, Erythromycin, Trimethoprim, Acetaminophen, Ibuprofen, Naproxen, Gemfibrozil และ DEET และสารในกลุ่ม PPCPs อีก 7 ชนิดที่ยังมีการตกค้างในน้ำที่ผ่านการบำบัด ได้แก่ Ciprofloxacin 1.56 ไมโครกรัมต่อลิตร, Norfloxacin 5.04 ไมโครกรัมต่อลิตร, Sulfamethoxazole 0.91 ไมโครกรัมต่อลิตร, Tetracycline 0.72 ไมโครกรัมต่อลิตร, Theophylline 0.39 ไมโครกรัมต่อลิตร, Atenolol 0.47 ไมโครกรัมต่อลิตร และ Caffeine 0.34 ไมโครกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังสามารถที่จะกำจัดโคลิฟอร์มแบคทีเรียทั้งหมดโคลิฟอร์มแบคทีเรียจากอุจจาระ และเอนเทอโรคอกไคได้ 100% (ยาวิพากษ์, 2561)



ภาพที่ 2.4 สารในกลุ่ม PPCPs ที่พบในน้ำที่ผ่านจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งชนิดคูวนเวียน ที่มา : ยาวิพากษ์, 2561

4) ระบบบึงประดิษฐ์ชั้นสูง

โรงพยาบาลเจ้าพระยาอภัยภูเบศรเป็นโรงพยาบาลขนาดใหญ่ มีการใช้น้ำวันละ 800 - 1,000 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน หากปล่อยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แม่น้ำบางปะกงในปริมาณวันละ 800 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน จะปล่อยสารในกลุ่ม PPCPs ที่ยังคงค้างอยู่ในน้ำที่ผ่านการบำบัดลงสู่แม่น้ำบางปะกง เช่น Sulfamethoxazole 72.8 มิลลิกรัมต่อวัน, Theophylline 31.2 มิลลิกรัมต่อวัน, Atenolol 37.6 มิลลิกรัมต่อวัน, Caffeine 27.2 มิลลิกรัมต่อวัน ดังนั้น จึงได้ร่วมกันศึกษาวิธีการบำบัดที่มีประสิทธิภาพมากขึ้นและส่งเสริมให้มีการนำน้ำนั้นกลับมาใช้ใหม่ภายในโรงพยาบาล โดยจัดทำระบบบึงประดิษฐ์ชั้นสูงสาธิต ณ โรงพยาบาลบางปะกง เพื่อทดสอบประสิทธิภาพของระบบในการขจัดสารในกลุ่ม PPCPs ในน้ำเสียของโรงพยาบาลเป็นเบื้องต้น ก่อนที่จะก่อสร้างเป็นระบบขนาดใหญ่ ณ โรงพยาบาลเจ้าพระยาอภัยภูเบศรโดยน้ำที่เข้าระบบบึงประดิษฐ์ชั้นสูงเป็นน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งชนิดคูวนเวียน ระบบบึงประดิษฐ์รูปแบบแตกต่างกันสามารถกำจัดยาด้านจุลชีพชนิดต่าง ๆ ได้แตกต่างกัน



ภาพที่ 2.5 พืชที่ใช้ในแต่ละบ่อในระบบบึงประดิษฐ์ชั้นสูงของโรงพยาบาลเจ้าพระยาอภัยภูเบศร

ที่มา : ยาวีพากษ์, 2561

ตารางที่ 2.2 ข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการกำจัดสารปนเปื้อนในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง

ระบบบำบัดน้ำเสีย	ข้อเสีย
1) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อฝัง	ทำให้ยาสะสมอยู่ในตะกอนของแบคทีเรีย
2) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งชนิดคววนเวียน	ทำให้ยาสะสมอยู่ในตะกอนของแบคทีเรีย
3) ระบบบึงประดิษฐ์ขั้นสูง	ทำให้ยาสะสมอยู่ในพีช และในตะกอนดิน

2.3 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการเร่งปฏิกิริยาด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาแบบใช้แสง

2.3.1 กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation process; AOP)

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง หรือ Advanced Oxidation Process (AOP) คือ กระบวนการบำบัดทางเคมีที่ออกแบบมาเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ และบางครั้งอาจเป็นสารอนินทรีย์ ในน้ำและน้ำเสียโดย ออกซิเดชันผ่านปฏิกิริยากับอนุมูลไฮดรอกซิล (OH^{\bullet}) ในการใช้งานจริงของการบำบัดน้ำเสีย อย่างไรก็ตามมักจะหมายถึงชุดย่อยของกระบวนการทางเคมีดังกล่าวที่ใช้โอโซน (O_3) ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) หรือแสงยูวี (Chatterjee & Dasgupta, 2005)

ซึ่งในปัจจุบันได้มีการนำ AOP มาประยุกต์ใช้ร่วมกับตัวเร่งปฏิกิริยาในรูปแบบของ Catalyst oxidation โดยใช้ไทเทเนียมเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง เรียกว่า การเร่งปฏิกิริยาด้วยแสง (Photocatalyst) ที่เมื่อสารได้รับการกระตุ้นด้วยแสงจะเกิดปฏิกิริยาทางเคมีซึ่งเรารู้จักกันมานานมากแล้วในรูปแบบการสังเคราะห์แสงของพืชที่ คลอโรฟิลล์ทำหน้าที่เปลี่ยนคาร์บอนไดออกไซด์ ให้กลายเป็นออกซิเจน และกลูโคส ปฏิกิริยาสังเคราะห์แสง (Photocatalyst) ซึ่งกับไทเทเนียมไดออกไซด์ (Titanium Dioxide) เมื่อไทเทเนียมไดออกไซด์ได้รับการกระตุ้นด้วยแสงจะเกิดปฏิกิริยาทางเคมีโดยปลดปล่อยประจุลบ (-) ออกมา ซึ่งประจุลบจะไปจับกับออกซิเจน (O_2) ในอากาศกลายเป็นซูเปอร์ออกไซด์ (Super Oxide: O_2^-) ส่วนประจุบวก (+) ที่เหลืออยู่ก็จะไปดึงเอาประจุลบของน้ำ (H_2O) ในอากาศ เพื่อให้ตัวเองกลับมาสมดุล ดังนั้นไทเทเนียมไดออกไซด์จึงไม่สลายหรือหายไปเมื่อปฏิกิริยานั้นเสร็จสิ้นลง และน้ำที่สูญเสียประจุลบไปจะกลายเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล (Hydroxyl Radical : OH^{\bullet}) ซึ่งทั้งซูเปอร์ออกไซด์ (O_2^-) และไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^{\bullet}) ที่เกิดขึ้นมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ พันธะไฮโดรคาร์บอนแล้วกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำคืนสู่อากาศ มีการค้นพบว่า

ไทเทเนียมไดออกไซด์โดยใช้เพียงแสงจากหลอดฟลูออเรสเซนต์ หลอด LED ก็สามารถกระตุ้นให้เกิดปฏิกิริยาดังกล่าวและสามารถกำจัดแบคทีเรียได้ ซึ่งการค้นพบใหม่นี้ สามารถนำไปใช้ได้ ในสถานที่หลากหลายมากยิ่งขึ้น เช่น ในโรงพยาบาลและสถานประกอบการอื่น ๆ ที่เรื่องความสะอาดของสิ่งแวดล้อมเป็นเรื่องสำคัญ (Linsebigler et al., 1995)

จากการทบทวนเอกสารดังตารางที่ 2.3 พบว่า กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง หรือ Advanced Oxidation Process (AOP) ถูกนำมาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีการปนเปื้อนลงสู่สิ่งแวดล้อมร่วมกับวัสดุสังเคราะห์ ซึ่งปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ชนิดต่าง ๆ ได้เป็นอย่างดี

ตารางที่ 2.3 ประสิทธิภาพของวัสดุสังเคราะห์ในการกำจัดสารอินทรีย์

วัสดุสังเคราะห์	สภาวะการศึกษา	ประสิทธิภาพในการกำจัด	เอกสารอ้างอิง
P25 (TiO ₂), Ag-P25	- UV-LED lights illumination at 365 nm	99% using both P25 and Ag-P25 at 180 min	Fattahi et al., 2021
	- 23 PPCPs - UV-LED lights illumination at 405 nm - 23 PPCPs	57% and 53% for P25 and Ag-P25 respectively at 180 min	
N-TiO ₂ /ZnFe ₂ O ₄ /zeolite (2 g/L)	- UV visible light	94%	Aram et al., 2020
	- Ozone 0.5 g/hr. - pH = 5	Metronidazole (100 mg/L) at 120 min	
TiO ₂ /SiO ₂ /OTC	- UV visible light	95%	Guo et al., 2016
	- Ozone 0.5 g/hr. - pH = 7	Cephalexin (100 mg/L) at 120 min	
N/TiO ₂	- UV light	80.79%	Daghbir et al., 2013
	- Visible light	oxytetracycline at 120 min	
		99.6%	
		chlortetracycline (0.1 mg/L)	

	- Current intensity of 0.6 A	at 180 min	
TiO ₂ (0.5-4 g/L)	- UV light - Ozone 0.3-1.08 g/hr.	99.3% 4-Chloronitrobenzene (23 mg/L) at 30 min	Ye et al., 2009

2.3.2 กระบวนการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก (Photocatalytic process)

การเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกจะเกิดขึ้นเมื่อมีสารถูกดูดซับบริเวณพื้นผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาและมีการฉายแสงจากดวงอาทิตย์หรือหลอดฟลูออเรสเซนต์ ไปยังตัวเร่งปฏิกิริยาพลังงานแสง ($h\nu$) ที่มากกว่า หรือ เท่ากับพลังงาน Energy band gap (Eg) ของตัวเร่งปฏิกิริยา จะกระตุ้นอิเล็กตรอนชั้นนอกสุดที่เรียกว่า วาเลนซ์แบน (Valence band: VB) ให้กระโดดไปยังชั้นคอนดักชันแบน (Conduction band: CB) ทำให้เกิดคู่อิเล็กตรอน (e^-) และโฮล (h^+) ในตัวเร่งปฏิกิริยาโดยเกิดโฮล (Hole or hole trapping) หรือประจุบวก h^+_{VB} ที่ชั้นวาเลนซ์แบน และชั้นคอนดักชันแบนเกิดอิเล็กตรอน (Electron trapping) หรือประจุลบ e^-_{CB} เพื่อไปทำปฏิกิริยาออกซิเดชัน - รีดักชัน (สุเมธ, 2550)

ดังแสดงรายละเอียดของการเกิดปฏิกิริยา



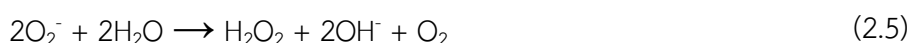
โดยโฮล (h^+) จากวาเลนซ์แบน สามารถเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันกับสารอินทรีย์หรือไอออนต่าง ๆ ในน้ำ ดังนี้



โดยที่ Hydroxyl radical (OH^*) ที่เกิดขึ้นจะไปทำปฏิกิริยากับสารประกอบอินทรีย์ และในส่วนของ e^-_{CB} ในคอนดักชันแบนจะทำปฏิกิริยารีดักชันกับ O_2 ที่มีอยู่ในระบบได้ประจุลบของซูเปอร์ออกไซด์ O_2^- (Superoxide anions) (สุเมธ ภูมิภริณี, 2550) ดังสมการ



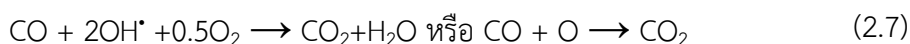
จากนั้นประจุลบของ O_2^- จะทำปฏิกิริยากับ H_2O เกิดเป็น H_2O_2 ดังสมการ



จากนั้น H_2O_2 ที่ได้จะทำปฏิกิริยาต่อกับ e^- ที่ชั้นคอนดักชันแบนเกิดเป็น OH^- และ OH^* ดังนี้



ซึ่ง OH^{\cdot} ที่ได้จะเป็นตัวที่เข้าทำปฏิกิริยากับโมเลกุลของสารอื่น ๆ เพื่อสลายสารชนิดนั้น ๆ โดยทั่วไปปฏิกิริยาในการกำจัดสารประกอบอินทรีย์เกิดเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และน้ำ (H_2O) ตัวอย่างเช่น การสลายคาร์บอนมอนอกไซด์ (CO)



และการสลายสารประกอบอินทรีย์ระเหยง่าย เบนซีน (C_6H_6)



(Dinaro et al, 2000)

ซึ่งกระบวนการโฟโตคะตะไลติกสามารถแบ่งออกเป็น 2 ประเภท เมื่อพิจารณาจากสถานะของตัวคะตะลิสต์ ดังนี้ (นิตดา, 2555)

- 1) กระบวนการโฟโตคะตะไลติกแบบสถานะเดียว (Homogeneous photocatalytic)

กระบวนการที่ใช้ตัวคะตะลิสต์ซึ่งมีสถานะเดียวกับสารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัด โดยทั่วไปอยู่ในสถานะของเหลว เช่น การย่อยสลาย 2,4 Dinitrofluorene โดยใช้ $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$

- 2) กระบวนการโฟโตคะตะไลติกแบบสถานะต่าง (Heterogeneous photocatalytic)

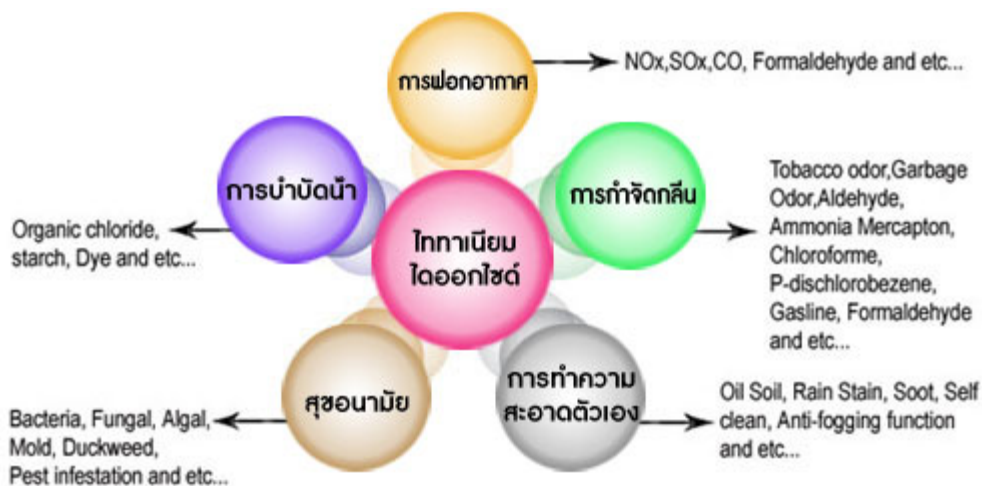
กระบวนการที่ใช้ตัวคะตะลิสต์ซึ่งมีสถานะต่างกับสารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัด เช่น การย่อยสลาย 2-Chlorophenol โดยใช้ UV/TiO_2 การนำตัวคะตะลิสต์มาใช้ในโฟโตคะตะไลติกแบบต่างสถานะ สามารถแบ่งออกเป็น 2 ลักษณะ ได้แก่

- แบบแขวนลอย (Slurry) ซึ่งเป็นการนำตัวคะตะลิสต์มาผสมกับสารละลายอินทรีย์โดยตัวคะตะลิสต์จะแขวนลอยอยู่ในสารละลาย ลักษณะแบบนี้จะพบปัญหาเมื่อแยกตัวคะตะลิสต์ออกจากน้ำที่บำบัดแล้ว โดยในปัจจุบันยังไม่มีวิธีที่จะแยกออกและนำมาใช้ใหม่ได้อย่างมีประสิทธิภาพ
- แบบเคลือบผิว (Immobilize) เป็นการนำตัวคะตะลิสต์ไปเคลือบบนตัวกลาง (Media) หรือพื้นที่ผิวของถังปฏิกิริยาลักษณะแบบนี้จะสะดวกกว่าแบบแขวนลอย เนื่องจากไม่ต้องแยกออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว

2.3.3 วัสดุเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียมไดออกไซด์

ไทเทเนียมไดออกไซด์ เป็นสารประกอบออกไซด์ของโลหะไทเทเนียม ซึ่งอยู่ในกลุ่มโลหะทรานซิชันแถวแรกของตารางธาตุไทเทเนียมไดออกไซด์ถูกนำมาประยุกต์ใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาแบบใช้แสงในหลาย ๆ ด้าน เนื่องจากมีความเสถียรทางเคมีไม่เป็นพิษและราคาถูก เช่น

การเคลือบอุปกรณ์ต่าง ๆ เพื่อทำความสะอาดการบำบัดน้ำเสีย การฟอกอากาศ การกำจัดกลิ่น และทำลายเชื้อจุลินทรีย์ ภาพที่ 2.6



ภาพที่ 2.6 การประยุกต์ใช้งานของไทเทเนียมไดออกไซด์

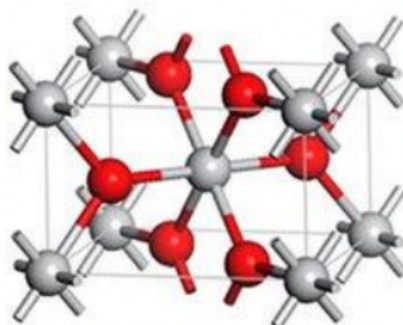
(ที่มา : ธรรมบุญ, 2552)

นอกจากไทเทเนียมไดออกไซด์มีประสิทธิภาพสูงในกระบวนการเร่งปฏิกิริยาแบบใช้แสงรวมแล้วยังสามารถนำมาใช้ในกระบวนการเร่งปฏิกิริยาแบบปกติ (ไม่ใช่แสงรวม) ได้ดี โดยสามารถใช้เป็นทั้งตัวเพิ่มความสามารถในการทำปฏิกิริยาและตัวรองรับ ซึ่งกระบวนการที่ใช้ไทเทเนียมไดออกไซด์ในการเร่งปฏิกิริยา เช่น การกำจัดสารประกอบออกไซด์ของไนโตรเจน (NO) การกำจัดสารประกอบสารอินทรีย์ระเหยง่าย (เช่น โทออกซิน และสารประกอบคลอรีน) การผลิตไฮโดรเจนด้วยปฏิกิริยา (Gas it reaction) กระบวนการสังเคราะห์สาร Fucher-Iroguch และการกำจัดสารประกอบซัลเฟอร์ (H, S, SO) เป็นต้น (โสภิตา, 2558)

ซึ่งโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์ สามารถแบ่งได้ 3 รูปแบบ คือ เฟสของ รูไทล์ อนาเทส และบรูไคต์ (ณพล, 2561)

1) รูไทล์ (Rutile)

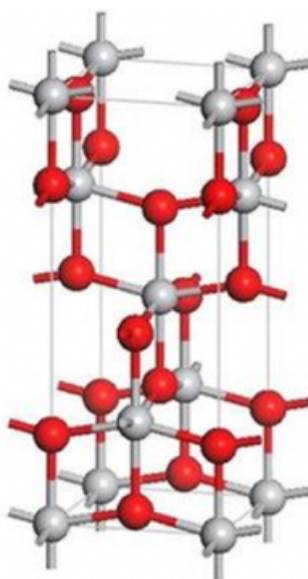
มีโครงสร้างผลึกแบบเททระโกนัล (Tetragonal) เป็นชนิดที่พบมากที่สุด ในธรรมชาติ มีความคงทน และเสถียรต่อการเปลี่ยนแปลงต่ออุณหภูมิที่สูง



ภาพที่ 2.7 แบบจำลองโครงสร้างผลึกของไทเนียมไดออกไซด์ แบบรูไทล์ (Rutile)

2) อนาเทส (Anatase)

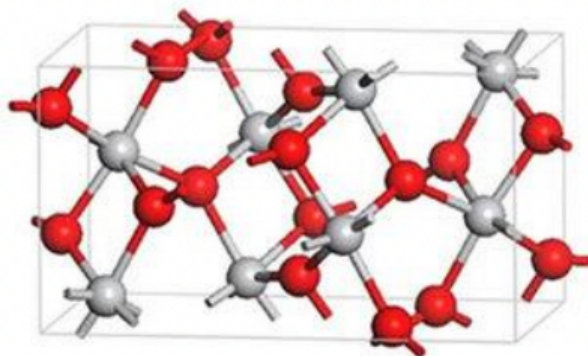
มีโครงสร้างผลึกแบบเทตระโกนัล (Tetragonal) เป็นชนิดที่พบในธรรมชาติปานกลาง หากให้ความร้อนสูงกว่า 915°C จะเปลี่ยนโครงสร้างผลึกเป็นแบบรูไทล์



ภาพที่ 2.8 แบบจำลองโครงสร้างผลึกของไทเนียมไดออกไซด์ แบบอนาเทส (Anatase)

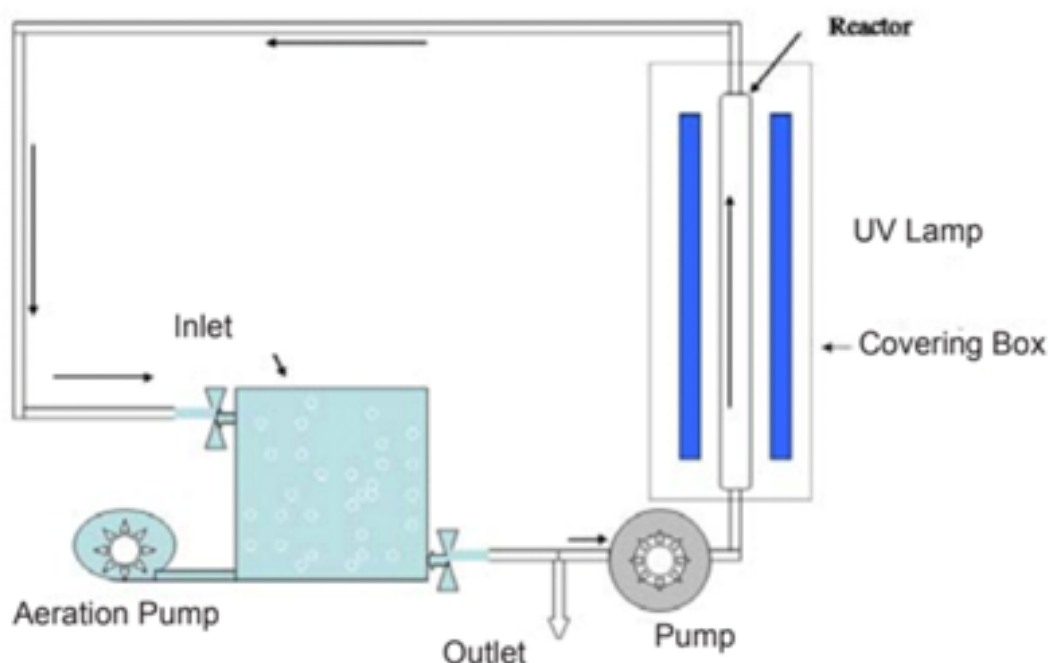
3) บรูไคต์ (Brookite)

มีโครงสร้างผลึกแบบออร์โธโรมบิก (Orthorhombic) เป็นชนิดที่พบน้อยในธรรมชาติมีความเสถียรต่ออุณหภูมิต่ำ หากได้รับความร้อนมากกว่า 750°C จะเปลี่ยนโครงสร้างผลึกเป็นแบบรูไทล์



ภาพที่ 2.9 แบบจำลองโครงสร้างผลึกของไทเนียมไดออกไซด์ แบบบรูไคต์ (Brookite)

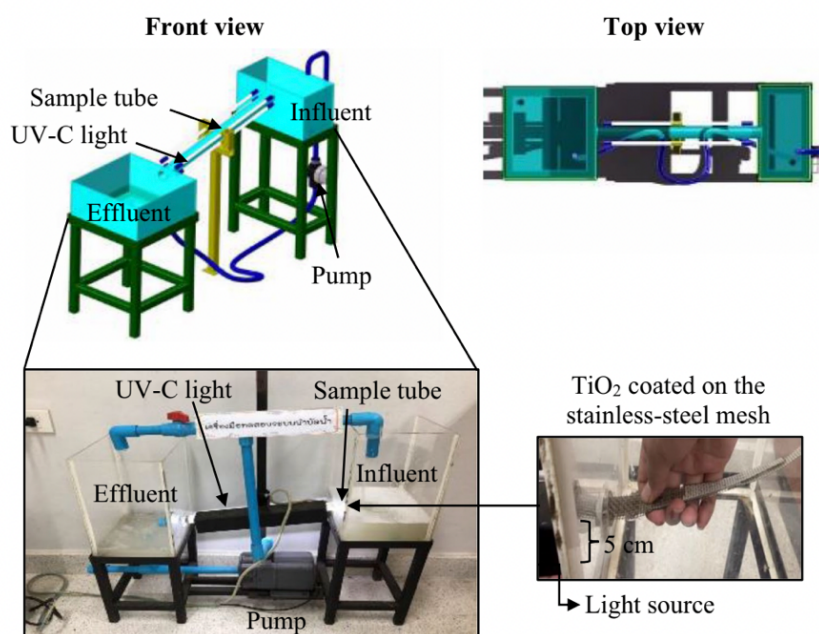
จากการศึกษาของอีรรัมพูช และคณะ (Ehrampoush et al., 2011) พบว่าใช้วัสดุตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 (เส้นผ่านศูนย์กลางน้อยกว่า 21 นาโนเมตร) และรังสีอัลตราไวโอเล็ต (UV-C) ในการย่อยสลายด้วยแสงของเมทิลีนบลู ร่วมกับ tubular reactor แสดงดังภาพที่ 2.10 โดยมีความเข้มข้นของวัสดุตัวเร่งปฏิกิริยาเท่ากับ 0.3 - 1.2 กรัมต่อลิตร ด้วยสภาวะ pH ที่แตกต่างกัน คือ 3, 7 และ 9 และมีความเข้มข้นของเมทิลีนบลูที่ 15, 30 และ 60 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้อัตราการไหลที่ 125 มิลลิลิตรต่อนาที ผลจากการที่ได้ศึกษาตัวอย่างที่ผ่านเครื่องปฏิกรณ์ 1-7 ครั้ง ภายใต้การสัมผัสกับรังสี UV-C ความเข้มคงที่ = 2.8 mW/cm^2 โดยใช้เวลาหมุนแต่ละครั้ง คือ 8 นาที ปรากฏว่าเมทิลีนบลูที่มีความเข้มข้น 15 มิลลิกรัมต่อลิตร และหลังจากการหมุน 7 รอบ ในเครื่องปฏิกรณ์ถูกกำจัดออกด้วยประสิทธิภาพมากถึง 98% ภายหลังจากกำจัดเมทิลีนบลูที่ 47% ค่า COD เริ่มต้นลดลงด้วยเช่นกัน ซึ่งผลลัพธ์ของงานวิจัยนี้แสดงให้เห็นชัดเจนว่าเมทิลีนบลูสามารถย่อยสลายได้ด้วย TiO_2 ภายใต้การฉายรังสี UV-C ได้ ดังนั้นเมื่อมีตัวอย่างมากขึ้นที่ผ่านการบำบัดด้วย tubular reactor ประสิทธิภาพในการกำจัดก็เพิ่มมากขึ้น



ภาพที่ 2.10 เครื่องปฏิกรณ์แบบท่อ (tubular) ของระบบบำบัดน้ำเสียที่มีเมทิลีนบลูปนเปื้อน
(ที่มา: Ehrampoush et al., 2011)

จากการศึกษาของวงศ์อารีย์ และคณะ (Wongaree et al., 2022) พบว่าการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ TiO_2 ที่เคลือบบนตาข่ายสแตนเลส มีแนวโน้มว่าจะสามารถสลายสารอินทรีย์ที่เป็นมลพิษในน้ำเสียได้ โดยงานวิจัยนี้ได้เคลือบอนุภาค TiO_2 ลงบนตาข่ายสแตนเลสสำหรับกระบวนการโฟโตคะตาลีซิส โดยใช้วิธีจุ่มเคลือบ ซึ่งวิธีนี้ได้รับการคัดเลือกเนื่องจากมีความเรียบง่ายและต้นทุนต่ำ ตลอดจนแนวโน้มการนำไปใช้กันอย่างกว้างขวางสำหรับการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งปฏิกิริยา Photocatalytic oxidation ของการบำบัดน้ำเสียที่นั่นได้รับการพัฒนาและออกแบบสำหรับเครื่องปฏิกรณ์ แสดงดังภาพที่ 2.11 โดยใช้อัตราการไหลที่มีความต่างกันที่ 2.0 – 4.0 ลิตรต่อนาทีและระยะแสงที่แตกต่างกันที่ 5.0 – 15.0 เซนติเมตร โดยปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยา TiO_2 มีความแปรผันตามที่ 1.0 – 3.0 กรัม และชั้นของการเคลือบที่แตกต่างกันไป 1 ถึง 3 ชั้น เพื่อใช้ในการทดลอง เพื่อลดเมทิลีนบลู สำหรับการทดลองเบื้องต้นและการทดสอบน้ำเสียจริงสำหรับการใช้งานปริมาณ TiO_2 ที่ปรับให้เหมาะสมคือ 2.0 กรัม โดยมีการเคลือบ 2 ชั้นบนตาข่ายสแตนเลส และเครื่องปฏิกรณ์ที่ออกแบบได้รับการปรับให้เหมาะสมด้วยอัตราการไหลที่ 2.0 ลิตรต่อนาทีและระยะแสงที่ 10.0 เซนติเมตร เพื่อบำบัดเมทิลีนบลู โดยในกิจกรรมโฟโตคะตาลีติก สามารถบำบัดได้ประมาณ 96% ใน 3 ชั่วโมงภายใต้การฉายรังสี UV-C ซึ่งหลังจากสมดุผลการดูดซับเสร็จสิ้นนั้นใน

ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัด BOD อยู่ที่ 89% ภายใต้การฉายรังสี UV-C ใน 4 ชั่วโมง ดังนั้น TiO_2 (2.0 กรัม) ที่เคลือบบนตาข่ายสแตนเลสที่มีการเคลือบ 2 ชั้น ที่เตรียมโดยการจุ่มเคลือบเป็นทางเลือกที่ได้ผลสำหรับการบำบัดน้ำเสียจริง



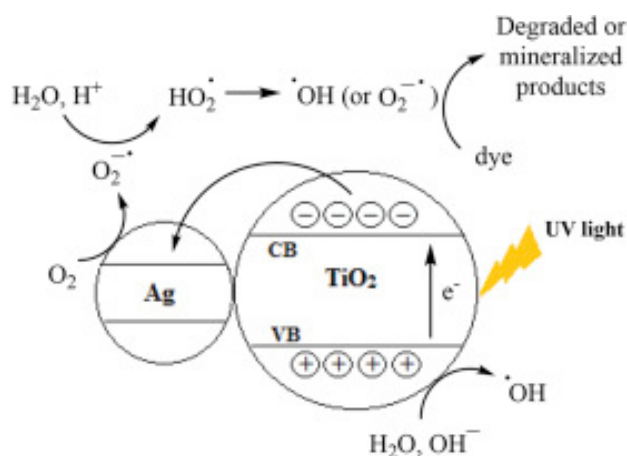
ภาพที่ 2.11 เครื่องปฏิกรณ์แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียที่มีเมทิลีนบลูปนเปื้อน
(ที่มา: Wongaree et al., 2022)

2.3.4 วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

ปัจจุบันมีการศึกษาเพื่อเพิ่มคุณสมบัติให้แก่วัสดุกิ่งตัวนำไทเทเนียมไดออกไซด์ เช่นการเจือด้วยโลหะทรานซิชัน เช่น เหล็ก, ทองคำ, ไนโอเบียม, แพลตินัม, พลาเดียม, รูทีเนียมและสังกะสีเพื่อปรับปรุงคุณสมบัติทางด้านการดูดกลืนแสง พบว่าหากเจือธาตุบางชนิดให้กับไทเทเนียมไดออกไซด์จะสามารถขยายช่วงการดูดกลืนแสงของไทเทเนียมไดออกไซด์ให้ครอบคลุมแสงในช่วงที่ตามองเห็น ซึ่งเป็นช่วงที่มีความเข้มสูงที่สุดของแสงอาทิตย์ได้ และเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายสารมลพิษอินทรีย์ได้ดีขึ้น อีกทั้งยังทำให้โครงสร้างของวัสดุนาโนไทเทเนียมไดออกไซด์ผสมมีพื้นที่ผิวและความเป็นรูพรุนสูงกว่าไทเทเนียมไดออกไซด์ จึงสามารถดูดซับสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น ทำให้สามารถประสิทธิภาพในการย่อยสลายเพิ่มขึ้นตามไปด้วย นอกจากการเจือด้วยโลหะทรานซิชันแล้วยังพบว่าสามารถเจือด้วยโลหะ เช่น ท่อนาโนคาร์บอนได้อีกด้วย ซึ่งทำให้ไทเทเนียมไดออกไซด์สามารถนำไฟฟ้าได้ การเจือวัสดุไทเทเนียมด้วยโลหะเงินเป็นเทคโนโลยีสมัยใหม่เป็นทางเลือกในการทำให้ไทเทเนียมไดออกไซด์สามารถดูดกลืนแสงได้ ในช่วงคลื่นที่ตามองเห็นส่งผลให้

ไทเทเนียมไดออกไซด์เกิดกระบวนการโฟโตคะตะไลติกในช่วงความยาวคลื่นที่กว้างขึ้นจึงได้มีการประยุกต์ใช้เงินเจือไทเทเนียมไดออกไซด์ (Ag doped TiO₂) ในงานด้านสิ่งแวดล้อม เช่น การฆ่าเชื้อแบคทีเรีย (Amin et al., 2009)

ซึ่งอนุภาคนาโนเงิน (Silver nanoparticles) เทคโนโลยีซิลเวอร์นาโน เป็นเทคโนโลยีสมัยใหม่ปัจจุบันได้นำนาโนเทคโนโลยีมาร่วมพัฒนาโดยทำให้เงินมีลักษณะอนุภาคขนาดเล็กระดับนาโนเมตร เพื่อให้สามารถแทรกเข้าไปในเนื้อผ้าหรือเคลือบบนผิววัสดุต่าง ๆ หรืออาจจะนำมาทำเป็นอุปกรณ์ที่ต้องการ โดยอาศัยกลไกของซิลเวอร์ไอออนที่สามารถเกิดกลไกได้เมื่อสัมผัสกับความชื้นในอากาศทำให้มีการปล่อยไอออนออกมา ซิลเวอร์นาโนมีพื้นที่ผิวมากทำให้มีโอกาสในการสัมผัสกับสารอินทรีย์ระเหยง่ายมากเช่นกัน จึงส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ระเหยง่ายเพิ่มสูงขึ้น ในงานวิจัยหลาย ๆ งานได้มีการนำเงินไปเจือกับไทเทเนียมไดออกไซด์เพื่อเป็นทางเลือกในการทำให้ไทเทเนียมไดออกไซด์สามารถดูดกลืนแสงได้ในช่วงคลื่นที่ตามองเห็น ส่งผลให้ไทเทเนียมไดออกไซด์เกิดกระบวนการโฟโตคะตะไลติกในช่วงความยาวคลื่นที่กว้างขึ้น จึงได้มีการประยุกต์ใช้เงินเจือไทเทเนียมไดออกไซด์ (Ag doped TiO₂) ในงานด้านสิ่งแวดล้อม เช่น การบำบัดน้ำทิ้งจากสีย้อมในอุตสาหกรรมสิ่งทอและฟอกย้อม ข้อเสีย คือของการเงินลงบนผิวของไทเทเนียมไดออกไซด์ก็คือมักจะทำให้พื้นที่ผิวลดลง จึงแก้ปัญหาโดยการนำเงินเจือไทเทเนียมไดออกไซด์วางบนพื้นที่ผิวของวัสดุ Mobil Composition Material of Number 41 (MCM-41) เนื่องจากวัสดุ MCM-41 มีพื้นที่ผิวสูงเฉลี่ย 700–1,500 ตารางเมตรต่อกรัมและโครงสร้างรูพรุนเป็นรูปหกเหลี่ยมจัดเรียงตัวอย่างสม่ำเสมอทำให้ได้วัสดุ Ag-Ti-MCM-41 ที่มีคุณสมบัติพื้นที่ผิวและความสามารถในการดูดซับสูง และจัดเรียงตัวกันอย่างสม่ำเสมอ จึงมีการนำมาประยุกต์ใช้ในงานด้านสิ่งแวดล้อม (Beck et al., 1992; Kresge et al., 1992)



ภาพที่ 2.12 กระบวนการ Photocatalytic ภายใต้แสง UV ของวัสดุตัวเร่งปฏิกิริยา

Ag-Ti₂ ในการกำจัดสีย้อม (Rostami-Vartooni et al., 2016)

วัสดุ mesoporous silica (MCM-41) สามารถสังเคราะห์จากซิลิกา เนื่องจากซิลิกาเป็นสารที่พบเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในพืชหลายชนิด เช่น แกลบ กก ชี้เถ้าแกลบ และเถ้าลอย เป็นต้น โดยปริมาณซิลิกาที่พบได้ในวัสดุต่าง ๆ ดังตารางที่ 2.4

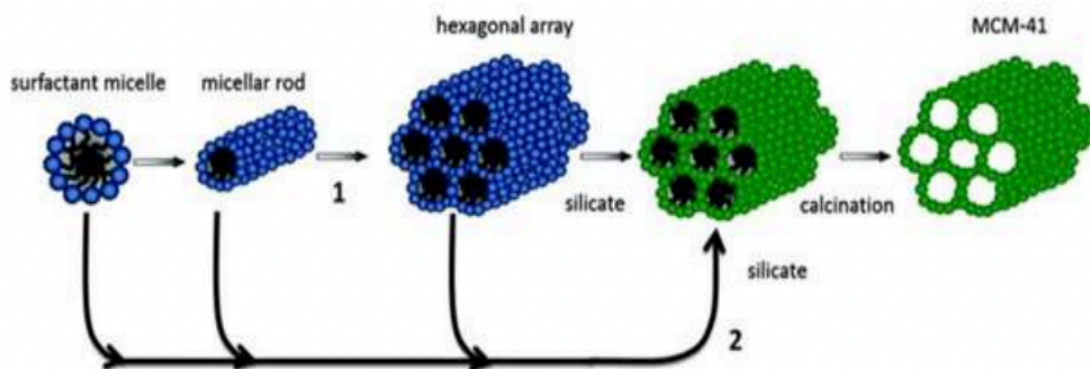
ตารางที่ 2.4 ปริมาณซิลิกาที่พบจากธรรมชาติ

แหล่งซิลิกา	ร้อยละโดยน้ำหนักของซิลิกา	แหล่งที่มาของข้อมูล
ไดอะตอม	86 - 94	Tsai et al., 2004
เรซิน	80	Liou, 2004
เถ้าลอยถ่านหิน	60 - 70	Misran et al., 2007
แกลบ	99.66	Chen, et al., 2010
ชี้เถ้าแกลบ	95	Bhagiyalakshmi et al., 2010
กก	98	Ghorbani, 2013

ดังนั้นที่ผ่านมาจึงมีงานวิจัยหลายชิ้นที่นิยมนำซิลิกาจากแกลบมาเป็นสารตั้งต้นในการสังเคราะห์ วัสดุ MCM-41 (Grisdanurak et al., 2003; Chiarakorn et al., 2007; Artkla et al., 2009; Chumee et al., 2009; Bhagiyalakshmi et al., 2010)

วัสดุ Mobil Composite Materials Number 41 (MCM-41) สามารถสังเคราะห์ได้จากการทำปฏิกิริยาระหว่างสารละลายซิลิกา ซึ่งอาจอยู่ในรูปของ Fumed silica Sodium silicate (Na_2SiO_2) หรือ Tetraethyl-orthosilicate (TEOS) กับสารลดแรงตึงผิวที่มีประจุบวก (Cationic Surfactant) เช่น Cetyltrimethylammonium Bromide (CTAB), $\text{C}_n\text{H}_{2n+1}(\text{CH}_3)_3\text{N}^+$ ($n=8-22$) หรือ $\text{C}_n\text{H}_{2n+1}\text{C}_5\text{H}_5\text{N}^+$ ($n=12$ หรือ 16) ซึ่งประกอบด้วยส่วนหัว (Head group) ซึ่งเป็นส่วนที่มีขั้ว (Hydrophilic) และส่วนหาง (Tail group) เป็นส่วนที่ไม่มีขั้ว (Hydrophobic) โดยทั่วไปวัสดุ MCM-41 ที่ได้จากการเตรียมโดยสารลดแรงตึงผิวที่มีจำนวนคาร์บอนอะตอมเท่ากับ 12 14 และ 16 จะมีสมบัติที่ดีเนื่องจากการจัดเรียงตัวที่เสถียรของไมเซลล์ (Micelle) เป็นปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดผลึกของวัสดุ MCM-41 สารลดแรงตึงผิวที่มีมวลโมเลกุล มากกว่า C18 จะละลายได้ยาก และไม่นิยมใช้ในการสังเคราะห์ ในขณะที่สารลดแรงตึงผิวที่มีมวล โมเลกุลขนาดเล็กกว่า C10 ทำให้ความสามารถใน

การเกิดผลึกต่ำ ทำให้ขนาดของรูพรุนไม่เสถียร ซึ่งขนาดของรูพรุนสามารถควบคุมได้โดยความยาวของสายโซ่ (Alkyl chain) ในสารลดแรงตึงผิว ซึ่งวัสดุชุดชั้น MCM-41 ที่มีรูพรุนขนาดใหญ่สามารถสังเคราะห์ได้จากสารลดแรงตึงผิวมีส่วนหัว (Head group) ขนาดใหญ่ และสายโซ่ยาว โดยกลไกการสังเคราะห์วัสดุ MCM-41 ภาพที่ 2.13 (Chen et al., 1993)



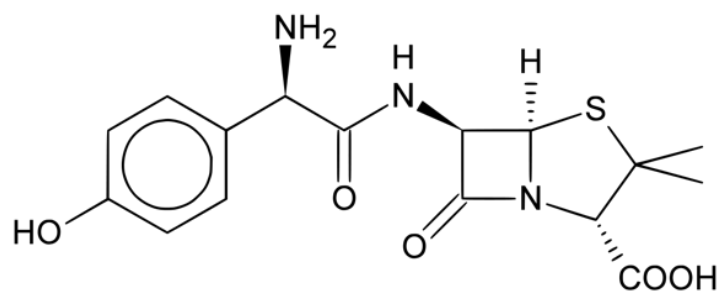
ภาพที่ 2.13 กลไกการสังเคราะห์วัสดุ MCM-41

ที่มา: Zhao et al., 2012

2.4 สารในกลุ่มสีย้อมสังเคราะห์และกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอางที่นำมาใช้ในการทดสอบ

2.4.1 ยาอะม็อกซิซิลลิน (Amoxicillin)

ยาอะม็อกซิซิลลิน (Amoxicillin) คือ จัดอยู่ในยาปฏิชีวนะกลุ่มเบต้าแลคแทม (Beta-lactams) ซึ่งจะใช้ในการรักษาโรคที่มีสาเหตุการติดเชื้อมาจากแบคทีเรีย เช่น การติดเชื้อเกี่ยวกับทางเดินหายใจ ทางเดินปัสสาวะ หู คอ จมูก และผิวหนัง โดยยาอะม็อกซิซิลลินจะไม่มีผลช่วยในการรักษาการติดเชื้อที่มาจากไวรัส ซึ่งยาชนิดนี้จะกำจัดแบคทีเรียด้วยการยับยั้งการก่อตัวของผนังเซลล์แบคทีเรีย นั้น ๆ และต้องปรึกษาแพทย์ก่อนการใช้ยาชนิดนี้ทุกครั้ง



ภาพที่ 2.14 โครงสร้าง Amoxicillin

ที่มา : <http://thai.biochemical-rawmaterials.com/sale-11257954-antibiotic-pharmaceutical-raw-materials-amoxicillin-strong-bactericidal-effect.html>



ภาพที่ 2.15 ยา Amoxicillin

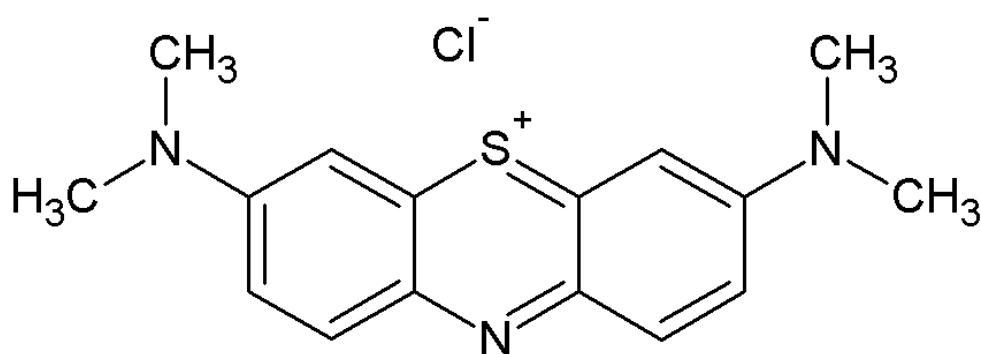
ที่มา : <https://www.pobpad.com/ไขความเชื่อ-amoxicillin-รักษาไขหวัด>

ตารางที่ 2.5 สรรพคุณของ Amoxicillin (POBPAD, 2016)

สรรพคุณของ Amoxicillin	
สูตรเคมี	$C_{16}H_{19}N_3O_5S$
กลุ่มยา	ยาปฏิชีวนะ เบต้าแลคแทม (Beta-lactams)
ประเภทยา	ยาตามใบสั่งแพทย์
สรรพคุณ	รักษาการติดเชื้อแบคทีเรีย
กลุ่มผู้ป่วย	ยาต้านปรอทชนิดแคปซูล แบบน้ำ แบบผง และยาฉีด

2.4.2 สีย้อมเมทิลีนบลู (Methylene blue dye)

สีย้อมเมทิลีนบลูถูกจัดอยู่ในประเภทสีเบสิค (Basic dye) ที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี มีสถานะเป็นของแข็ง อนุกรมสีเหลือง ลักษณะโดยทั่วไปเป็นผงผลึกสีเขียวเข้ม หากละลายอยู่ในของเหลวจะมีสีน้ำเงินเข้ม โครงสร้างประกอบด้วยผลึกน้ำ 3 โมเลกุลต่อโมล อีกทั้งมีส่วนประกอบของแคทไอออน (cation) ที่สามารถทำให้เกิดสีได้ จึงนิยมนำสีดังกล่าวมาใช้เป็นสีย้อมในอุตสาหกรรม โดยปกติแล้วเมทิลีนบลูเป็นสารเคมีที่ไม่ไวต่อการทำปฏิกิริยา (Chemically inert) มีความเป็นพิษ (Toxic) และมีความเสถียรในสิ่งแวดล้อม (Stable) นอกจากนี้ยังไม่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ (Non-biodegradable) อีกด้วย หากมีการปนเปื้อนในน้ำจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อแหล่งน้ำและอาจทำอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในแหล่งน้ำโดยตรงได้ จึงจำเป็นจะต้องมีการบำบัดก่อนปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ (Chau et al., 2012)



ภาพที่ 2.16 โครงสร้างของสีย้อมเมทิลีนบลู (Shu Hui & Ahmad Zaini, 2015)

ตารางที่ 2.6 สมบัติทางกายภาพของสีย้อมเมทิลีนบลู

สูตรทางเคมี	$C_{16}H_{18}N_3SCl$
ชื่อเรียก	เมทิลีนบลู (Methylene blue)
ลักษณะ	ผงผลึกสีเขียวเข้ม
มวลโมเลกุล	319.86 กรัมต่อโมล
ความหนาแน่น	400-600 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร
ค่า pH	3 (10 กรัมต่อลิตร/ H_2O / 20 องศาเซลเซียส)

บทที่ 3

วิธีการดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยนี้ได้ทำการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่สังเคราะห์จากการปรับปรุงไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยการเจือโลหะเงิน และนำไปใส่บนพื้นผิวของ RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากซิลิกาแกลบ โดยการสังเคราะห์ด้วยวิธี Batch (In-situ) และให้ความร้อนโดยไมโครเวฟ ซึ่งวัสดุตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้เรียกว่า “Ag-Ti-RH-MCM-41”

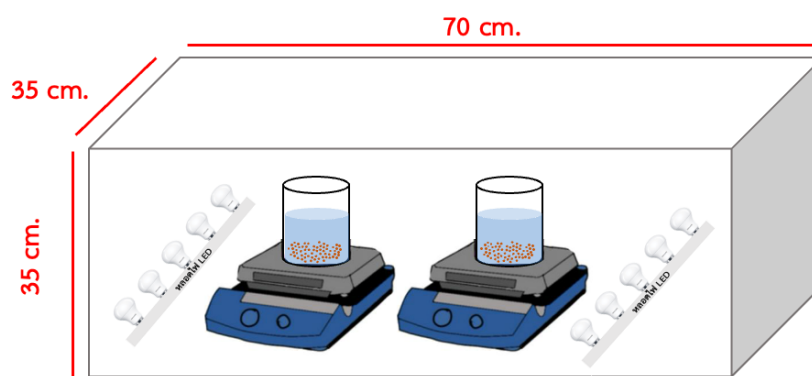
โดยงานวิจัยนี้ได้นำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ไปทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง คือ ยา Amoxicillin

3.1 วัสดุและอุปกรณ์

3.1.1 วัสดุและอุปกรณ์

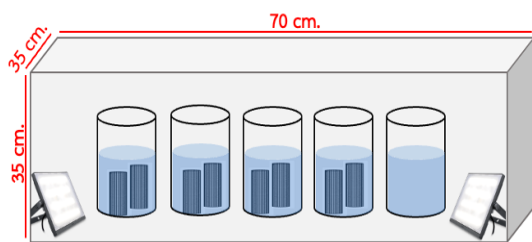
- 1) กระดาษกรอง เบอร์ 42 และขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 110 มิลลิเมตร (Whatman)
- 2) ชุดเครื่องแก้วสำหรับสังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41
- 3) ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี methylene blue ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ภาพที่ 3.1
- 4) ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และหลอดไฟ Fluorescence ภาพที่ 3.2
- 5) ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ภาพที่ 3.3

- 6) ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน ภาพที่ 3.4
- 7) ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ทั้งในสถานะที่เติมโอโซนและไม่เติมโอโซน ภาพที่ 3.5
- 8) แผ่น wire screen mesh ที่เคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ขนาด 17x10 และ 7.5x50 เซนติเมตร
- 9) ตู้อบ (Oven) ยี่ห้อ MEMMERT รุ่น UNB 100-500
- 10) เตาเผาความร้อนสูง (Muffle furnace) ยี่ห้อ CARBOLITE รุ่น RWF 110
- 11) ไมโครเวฟ (Domestic microwave oven) ยี่ห้อ Samsung รุ่น Ms231201
- 12) เครื่องกวนสาร (Magnetic stirrer) ยี่ห้อ VELP รุ่น AREC
- 13) เครื่องชั่งสารเคมี 4 ตำแหน่ง (Digital Balance) ยี่ห้อ AND รุ่น GR-200
- 14) เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ยี่ห้อ Ohaus รุ่น ST3100
- 15) เครื่องผลิตโอโซน (O₃) ยี่ห้อ AMBOHR รุ่น AM-506
- 16) เครื่อง UV-Visible Spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500

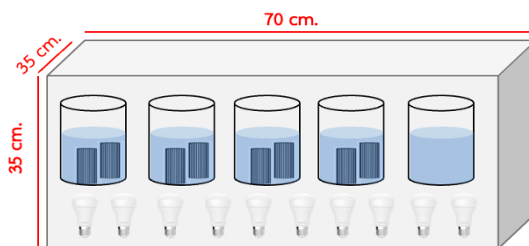


ภาพที่ 3.1 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี methylene blue ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED

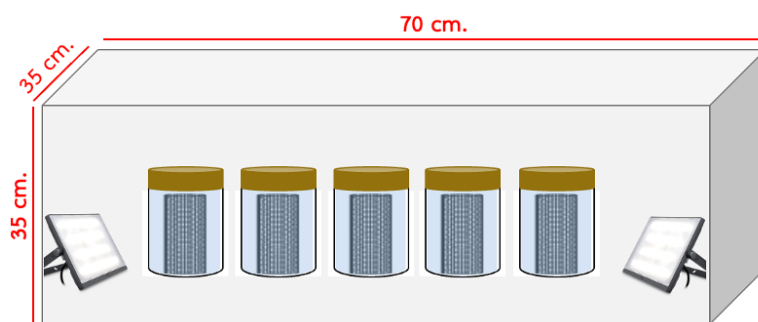
(ก.) หลอดไฟ LED



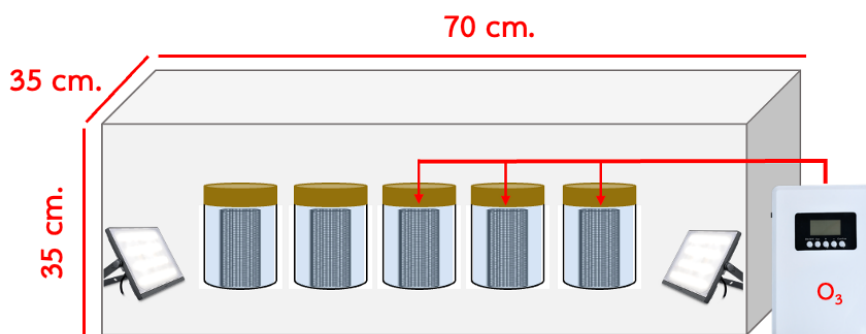
(ข.) หลอดไฟ Fluorescence



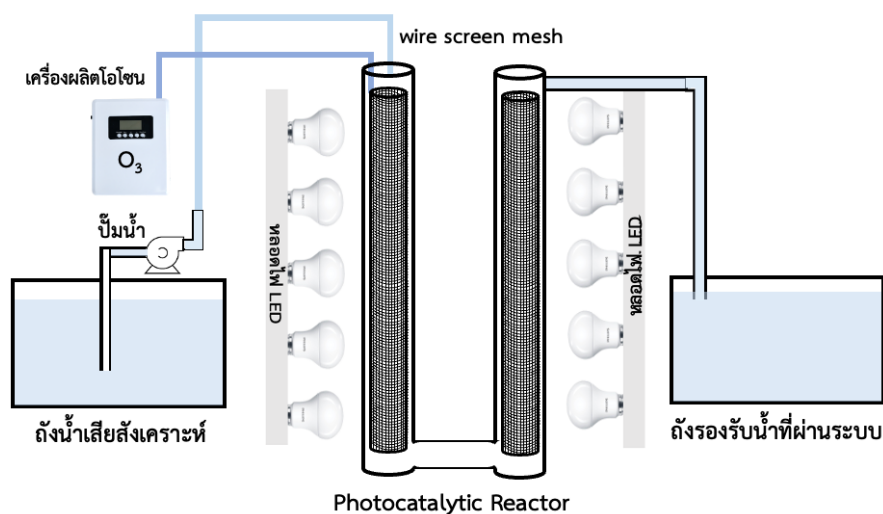
ภาพที่ 3.2 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และหลอดไฟ Fluorescence



ภาพที่ 3.3 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED



ภาพที่ 3.4 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน



ภาพที่ 3.5 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ทั้งในสถานะที่เติมโอโซนและไม่เติมโอโซน

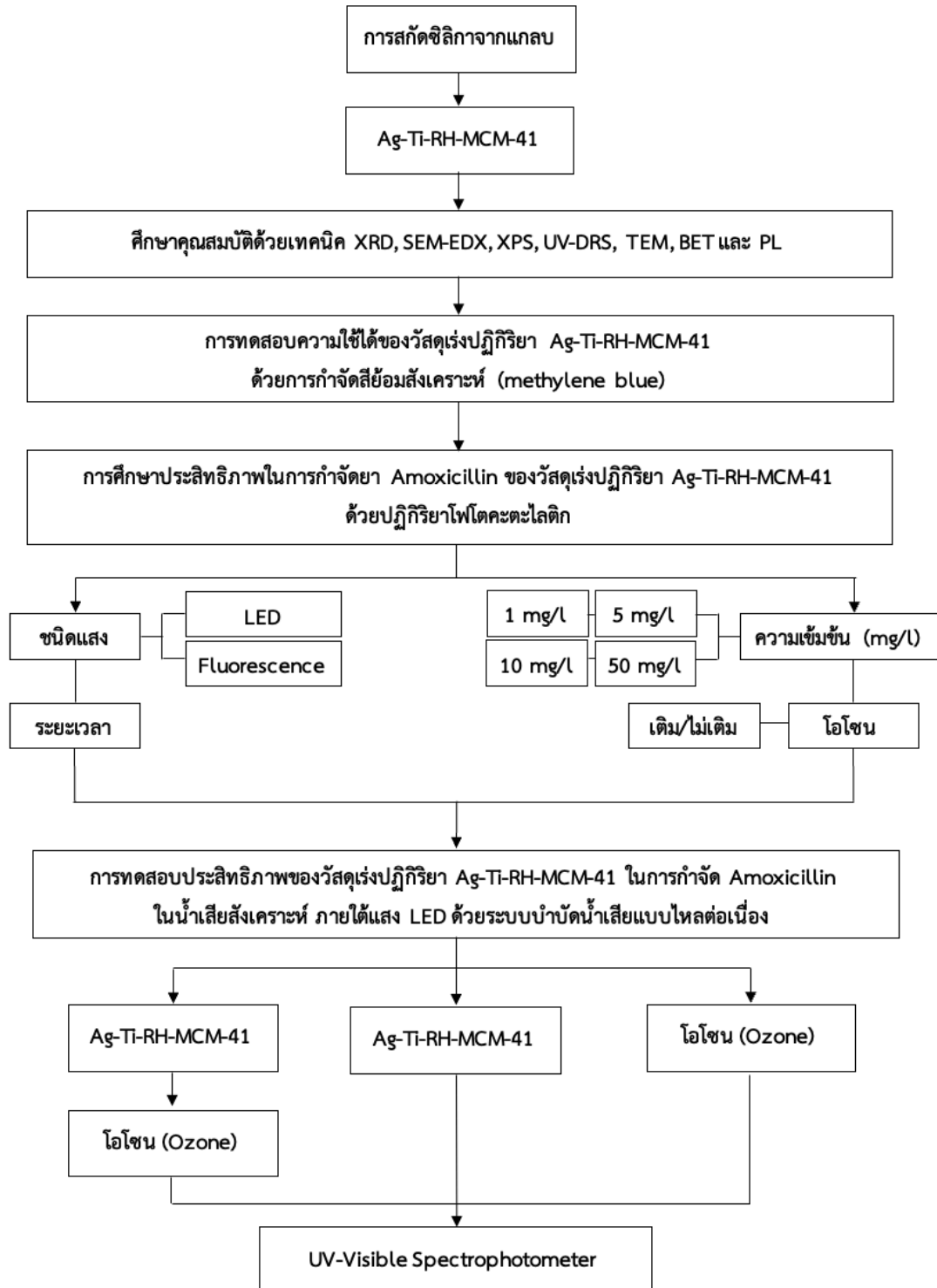
3.1.2 สารเคมี

- 1) แกลบ (Rice husk)
- 2) กรดไนตริก (Nitric acid, HNO_3 , 65%, Merck)
- 3) กรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric acid, HCl , 37%, Merck)
- 4) ซิลเวอร์ไนเตรท (Silver nitrate, AgNO_3 , 99%, POCH S.A.)
- 5) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium hydroxide, NaOH , Merck)
- 6) ไทเทเนียมบิวทอกไซด์ (Titanium (IV) butoxide, $\text{Ti}(\text{OC}_4\text{H}_9)_4$, 97%, Fluka)
- 7) น้ำกลั่น (Deionized water)
- 8) น้ำประปา (Water supply)
- 9) อะซิโตน (Acetylacetone, $\text{C}_5\text{H}_8\text{O}_2$, 99%, Merck)
- 10) เอทานอล (Ethanol 70 %, $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$, Commercial Grade, Merck)
- 11) เฮกซะเดคซิลไตรเมทิลแอมโมเนียมโบรไมด์ (CTAB, $\text{C}_{19}\text{H}_{42}\text{BrNH}_4$, 96%, Fluka)
- 12) สีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue)
- 13) Amoxicillin

3.1.3 เครื่องมือวิเคราะห์

- 1) เครื่อง X-ray Diffraction Spectroscopy (XRD)
ใช้ในการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกและออกไซด์ของธาตุ TiO_2 และ AgO ที่เป็นองค์ประกอบของ Ag-TiO_2
- 2) เครื่อง Scanning Electron Microscope with Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectrometer (SEM-EDX)
ใช้ในการวิเคราะห์ลักษณะอนุภาค ปริมาณธาตุ และการกระจายตัวของธาตุต่าง ๆ บนพื้นผิวของวัสดุ
- 3) เครื่อง X-ray Photoelectron Spectroscopy (XPS)
ใช้ในการวิเคราะห์องค์ประกอบและการเกิดพันธะของธาตุชนิดต่าง ๆ ที่พบในวัสดุตัวเร่งปฏิกิริยาทั้งเชิงปริมาณและเชิงคุณภาพ
- 4) เครื่อง UV-visible Diffuse Reflectance Spectrometer (UV-DRS)
ใช้ในการวิเคราะห์ความแตกต่างของปริมาณแสงที่ถูกดูดกลืนในช่วงคลื่นแสง UV และแสงที่ตามองเห็นของธาตุต่าง ๆ
- 5) เครื่อง Transmission Electron Microscope (TEM)
ใช้ในการวิเคราะห์คุณสมบัติของวัสดุตัวเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้ เช่น ลักษณะของรูพรุน รูปแบบการกระจายของรูพรุน และสามารถนำมาใช้ในการประมาณเส้นผ่านศูนย์กลางของรูพรุนและขนาดของผลึก
- 6) เครื่อง Brunauer Emmett Teller Surface Analyzer (BET)
ใช้ในการวิเคราะห์คุณสมบัติทางด้านพื้นที่ผิว (Surface area) และความพรุน (Porosity) ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา
- 7) เครื่อง Photo luminescence Spectrometer (PL)
ใช้ในการวิเคราะห์และศึกษาค่าการเปล่งแสง (luminescence) ของสารตัวอย่าง โดยมีกระบวนการดูดกลืนแสง (excitation) และคายแสง (emission) ที่ความยาวคลื่นสำหรับการกระตุ้น (Excitation wavelength) 345 นาโนเมตร

3.2 วิธีการดำเนินงานวิจัย



ภาพที่ 3.6 วิธีการดำเนินงานวิจัย

3.2.1 การสกัดซิลิกาจากแกลบ

- 1) นำแกลบไปล้างให้สะอาดด้วยน้ำล้างซ้ำ ๆ เพื่อกำจัดสิ่งสกปรกให้ออกไป แล้วนำไปอบให้แห้ง
- 2) นำแกลบที่ผ่านการอบแห้งแล้วมาต้มด้วยสารละลายกรดไฮโดรคลอริกที่ความเข้มข้น 1 โมลาร์ อุณหภูมิ 80 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง
- 3) หลังจากนั้นทำให้มีค่าความเป็นกรด - ด่างเป็นกลางด้วยการล้างน้ำกลั่น ก่อนที่จะนำไปอบแห้งอีกครั้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง
- 4) นำแกลบที่ได้ไปเผาที่อุณหภูมิ 650 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 4 ชั่วโมง เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ทั้งหมดออก
- 5) วัสดุที่ได้จะเป็นซิลิกาที่เป็นวัสดุหลักในการสังเคราะห์

3.2.2 การสังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 โดยประยุกต์ใช้ขั้นตอนการเตรียมจาก กนกพล (2560) ตามอัตราส่วน $1\text{Ti}(\text{OC}_4\text{H}_9)_4 : 18\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} : 0.5\text{C}_5\text{H}_8\text{O}_2 : 2\text{H}_2\text{O} : 0.2\text{HNO}_3 : 0.1\text{AgNO}_3$ (ร้อยละ 10 โดยโมลของโลหะเงิน) ซึ่งมีขั้นตอนในการสังเคราะห์ดังนี้

- 1) การเตรียมสารละลาย CTAB โดยการละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1.26 กรัม ลงในน้ำกลั่นปริมาตร 150 มิลลิลิตร จากนั้นผสมด้วย CTAB ลงไป 3 กรัม และคนให้เข้ากัน
- 2) ในการเตรียมสารละลายโซเดียมซิลิเกต โดยการละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1.88 กรัม ในน้ำกลั่นปริมาตร 8 มิลลิลิตร จากนั้นผสมด้วยซิลิกาที่สกัดได้จากแกลบลงไป 4.32 กรัม และคนให้เข้ากัน
- 3) ในการผสมสารละลาย CTAB กับสารละลายโซเดียมซิลิเกต เพื่อต้องการที่จะคนให้เข้ากันต้องใช้เวลา 1 ชั่วโมง พร้อมกับควบคุมความเป็นกรด - ด่าง ให้เท่ากับ 10 ด้วยกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น
- 4) เตรียมเจือโลหะเงินลงบนผิวของไทเทเนียมไดออกไซด์ โดยการผสมไทเทเนียมบิวทอกไซด์ 12.25 มิลลิลิตร และซิลเวอร์ไนเตรท 0.61 กรัม คนจนกระทั่งเป็นเนื้อเดียวกัน จากนั้นเติมสารละลายเอทานอลลงไป 37.85 มิลลิลิตร เติมสารละลายเอซิทิลอะซิโตน 1.85 มิลลิลิตร น้ำกลั่นอีก 1.3 มิลลิลิตรและกรดไนตริก (65%) 0.5 มิลลิลิตร คนให้เข้ากันที่อุณหภูมิห้อง

- 5) ผสมสารละลายโลหะเงินเจือไทเทเนียมไดออกไซด์ลงในสารละลายผสมระหว่าง CTAB และสารละลายโซเดียมซิติลเกตและคนในอุณหภูมิห้องเป็นระยะเวลา 1 ชั่วโมงควบคุมค่าความเป็นกรด - ด่างให้เท่ากับ 10 ด้วยสารละลายกรดไฮโดรคลอริกเข้มข้น
- 6) นำสารละลายที่เตรียมได้จากข้อที่ 5) มาให้ความร้อนด้วยไมโครเวฟโดยใช้ระดับพลังงาน 100 วัตต์ เป็นเวลา 30 นาที
- 7) สารละลายที่ได้คือ Ag-Ti-RH-MCM-41
- 8) จากนั้นกรองด้วยชุดกรองสุญญากาศ (Buchner- funnel) โดยให้ล้างด้วยสารละลายเอทานอล 50 มิลลิลิตร ตามด้วยน้ำกลั่นจนไม่เกิดฟองอากาศ
- 9) นำตะกอน Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่ผ่านการกรอง ไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง
- 10) นำไปเผาด้วยเตาเผา (Muffle furnace) ที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 5 ชั่วโมง ทิ้งไว้ให้เย็น

3.2.3 การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

- 1) เตรียมสารละลายสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) 100 มิลลิลิตร ความเข้มข้น 2×10^{-5} โมลาร์
- 2) จากนั้นนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2 ปริมาณ 0.1 กรัม เพื่อกำจัดสารละลายสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue)
- 3) วัดค่าการดูดกลืนแสงของสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ที่ลดลงด้วยเครื่อง UV-Visible Spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่น 664 นาโนเมตร ทุก 30 นาที จนครบ 300 นาที ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ ดังนี้

$$\text{Removal (\%)} = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100$$

โดยที่

C_0 คือ ความเข้มข้นเริ่มต้น

C_f คือ ความเข้มข้นสุดท้าย

3.2.4 การเคลือบ Ag-Ti-RH-MCM-41 ลงบนผิวของวัสดุตัวกลาง (Media)

- 1) นำแผ่น wire screen mesh มาตัดให้ได้ขนาด 17x10 และ 7.5 x 50 เซนติเมตร แล้วเคลือบด้วยกาวกันน้ำ
- 2) จากนั้นนำแผ่น wire screen mesh มาเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 อบแห้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นระยะเวลา 3 ชั่วโมง

3.2.5 การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

ศึกษาชนิดของแสง LED และ Fluorescence

- หลอดไฟ LED จำนวน 2 หลอด ที่กำลังวัตต์รวม 200 วัตต์ ความเข้มแสง 839 Lux
 - หลอดไฟ Fluorescent จำนวน 10 หลอด ที่กำลังวัตต์รวมเท่ากับ 200 วัตต์ และที่ความเข้มแสง 716 Lux
 - ความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin 1 มิลลิกรัมต่อลิตร
- 1) นำแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร เซนติเมตร จากนั้นเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2
 - 2) จากนั้นใส่ลงในบีกเกอร์ขนาด 150 มิลลิลิตร ที่มีสารละลายยา Amoxicillin 1 มิลลิกรัมต่อลิตร
 - 3) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 - 1100 นาโนเมตร ทุก 30 นาที จนครบ 300 นาที
 - 4) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยามาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED และแสง Fluorescent ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

ศึกษาความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin

- ความเข้มข้นของสารละลายยา Amoxicillin 1, 5, 10, และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร
 - หลอดไฟ LED จำนวน 2 หลอด ที่กำลังวัตต์รวม 200 วัตต์ ความเข้มแสง 839 Lux
- 1) นำแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร เซนติเมตร จากนั้นเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2
 - 2) จากนั้นม้วนขึ้นรูปแล้วใส่ลงในขวดโหลที่มีสารละลายยา Amoxicillin 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณ 500 มิลลิลิตร
 - 3) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 - 1100 นาโนเมตร ทุก 30 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที
 - 4) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยามาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกภายใต้แสง LED ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

ศึกษาการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน

- เติมโอโซนปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง
 - ความเข้มข้นของสารละลายยา Amoxicillin 1, 5, 10, และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร
 - หลอดไฟ LED จำนวน 2 หลอด ที่กำลังวัตต์รวม 200 วัตต์ ความเข้มแสง 839 Lux
- 1) นำแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร เซนติเมตร จากนั้นเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2
 - 2) จากนั้นม้วนขึ้นรูปแล้วใส่ลงในขวดโหลที่มีสารละลายยา Amoxicillin 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณ 500 มิลลิลิตร
 - 3) เติมโอโซน (O₃) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที

- 4) จากนั้นเติมโอโซน (O_3) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 30 นาที จนครบ 720 นาที
- 5) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 - 1100 นาโนเมตร ทุก 30 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที
- 6) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยามาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมและไม่เติมโอโซน ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

ศึกษาระยะเวลาในการกำจัดยา Amoxicillin

- เติมโอโซนปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง
 - ความเข้มข้นของสารละลายยา Amoxicillin 1, 5, 10, และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร
 - หลอดไฟ LED จำนวน 2 หลอด ที่กำลังวัตต์รวม 200 วัตต์ ความเข้มแสง 839 Lux
- 1) นำแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร เซนติเมตร จากนั้นเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2
 - 2) จากนั้นม้วนขึ้นรูปแล้วใส่ลงในขวดโหลที่มีสารละลายยา Amoxicillin 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณ 500 มิลลิลิตร
 - 3) เติมโอโซน (O_3) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที
 - 4) จากนั้นเติมโอโซน (O_3) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 30 นาที จนครบ 720 นาที
 - 5) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 - 1100 นาโนเมตร ทุก 30 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที
 - 6) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยามาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมและไม่เติมโอโซน ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

3.2.6 ทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ในน้ำเสียสังเคราะห์ ภายใต้แสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง

สภาวะการเติมโอโซน (O₃) ปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง ร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา

- 1) เตรียมสารละลายยา Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้น้ำกลั่นเป็นตัวทำละลายยา
- 2) นำกล่องปฏิกรณ์บรรจุแผ่น wire screen mesh ขนาด 7.5x50 เซนติเมตร ที่เคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2
- 3) จากนั้นปล่อยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ผ่านการเตรียม เข้าสู่กล่องปฏิกรณ์แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียด้วยอัตราไหลของน้ำเข้าระบบเท่ากับ 10 มิลลิลิตรต่อนาที
- 4) จากนั้นทำการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของสารละลายยา Amoxicillin ในน้ำที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียในถังรองรับน้ำที่ผ่านระบบ
- 5) เติมโอโซน (O₃) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที
- 6) จากนั้นเติมโอโซน (O₃) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 30 นาที จนครบ 720 นาที
- 7) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง Spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190-1000 นาโนเมตร ทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที และวัดค่าสเปกตรัมต่อใน ทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที
- 8) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยามาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกภายใต้แสง LED ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

สภาวะไม่เติมโอโซน (O₃) ร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา

- 1) เตรียมสารละลายยา Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้น้ำกลั่นเป็นตัวทำละลายยา
- 2) นำกล่องปฏิกรณ์บรรจุแผ่น wire screen mesh ขนาด 7.5x50 เซนติเมตร ที่เคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากขั้นตอน 3.2.2
- 3) จากนั้นปล่อยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ผ่านการเตรียม เข้าสู่กล่องปฏิกรณ์แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียด้วยอัตราไหลของน้ำเข้าระบบเท่ากับ 10 มิลลิลิตรต่อนาที
- 4) จากนั้นทำการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของสารละลายยา Amoxicillin ในน้ำที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียในถังรองรับน้ำที่ผ่านระบบ
- 5) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190-1000 นาโนเมตร ทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที และวัดค่าสเปกตรัมต่อในทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที
- 6) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยามาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกภายใต้แสง LED ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

สภาวะการเติมโอโซน (O₃) ปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง

- 1) เตรียมสารละลายยา Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้น้ำกลั่นเป็นตัวทำละลายยา
- 2) ปล่อยน้ำเสียสังเคราะห์ที่ผ่านการเตรียม เข้าสู่กล่องปฏิกรณ์แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียด้วยอัตราไหลของน้ำเข้าระบบเท่ากับ 10 มิลลิลิตรต่อนาที
- 3) จากนั้นทำการตรวจวัดค่าความเข้มข้นของสารละลายยา Amoxicillin ในน้ำที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียในถังรองรับน้ำที่ผ่านระบบ
- 4) เติมโอโซน (O₃) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที
- 5) จากนั้นเติมโอโซน (O₃) ครั้งละ 5 นาที ปริมาณ 0.03 กรัมต่อชั่วโมง ในทุก 30 นาที จนครบ 720 นาที

- 6) ทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ด้วยเครื่อง Spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190-1000 นาโนเมตร ทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที และวัดค่าสเปกตรัมต่อในทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที
- 7) จากนั้นนำค่าการดูดกลืนแสงมาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ภายใต้แสง LED ซึ่งใช้สูตร Removal (%) ในการคำนวณ

บทที่ 4

ผลการวิจัยและการอภิปรายผล

งานวิจัยนี้ได้ทำการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยวิธีการสังเคราะห์แบบ Batch (In-situ) ให้ความร้อนด้วยไมโครเวฟและเคลือบลงบนแผ่น wire screen mesh เพื่อนำไปทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยา และเวชสำอาง คือ ยา Amoxicillin ผลการศึกษามีดังนี้

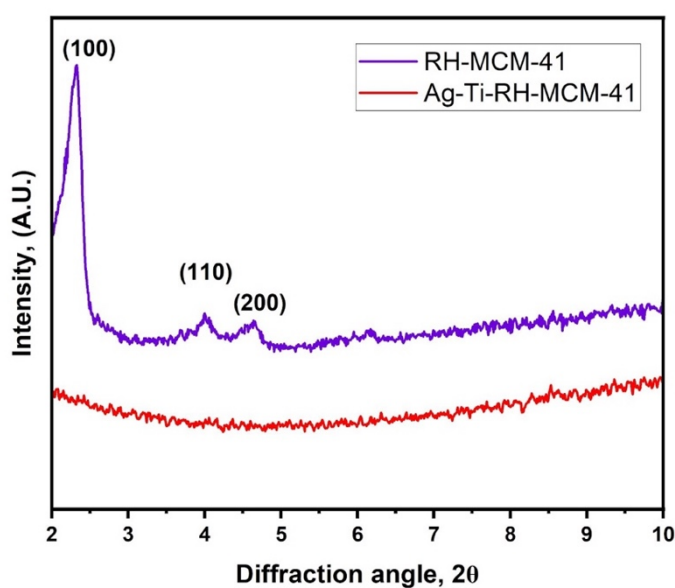
1. การวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีและทางกายภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 วิธีการสังเคราะห์แบบ Batch (In-situ)
2. การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสี ย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก
3. การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ด้วยระบบทดสอบแบบ Batch
4. การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ในน้ำเสียสังเคราะห์ ภายใต้แสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง

4.1 การวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 วิธีการสังเคราะห์แบบ Batch (In-situ)

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการสังเคราะห์วัสดุรูพรุน RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยวิธี Batch (In-situ) จากซิลเวอร์ ไทเทเนียมไดออกไซด์ และซิลิกาเกลบ ซึ่งในกระบวนการสังเคราะห์มีการให้ความร้อนด้วยไมโครเวฟ จากนั้นนำวัสดุรูพรุนและวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่สังเคราะห์ได้ไปวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีและทางกายภาพด้วยเทคนิคต่าง ๆ อาทิ XRD, SEM-EDX, XPS, UV-DRS, TEM, BET, และ PL โดยมีผลการวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมี ดังนี้

4.1.1 การวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XRD

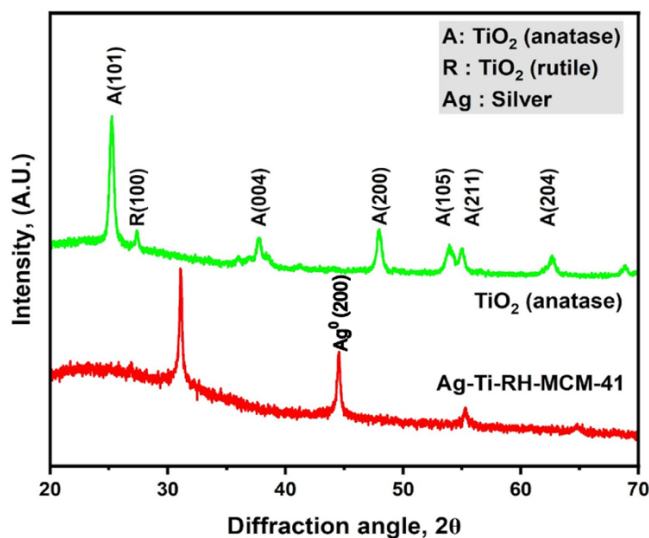
การวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XRD เพื่อระบุความเป็นผลึกของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์จากซิลิกาแกลบ โดยใช้สภาวะในการทดสอบคือ $\text{CuK}\alpha$ ความยาวคลื่น 1.5 อังสตรอม 40 กิโลโวลต์ และ 40 มิลลิแอมแปร์ เมื่อทำการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 โดยทำการสแกนที่มุม 2θ ในช่วงระหว่าง 1 – 8 องศา ดังภาพที่ 4.1 จากทฤษฎีวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 แสดงการสะท้อนของฟีก 3 ฟีกคือ 100, 110 และ 200 ที่ตำแหน่ง 2θ เท่ากับ 2.2, 4.0 และ 4.7 องศา ตามลำดับ (Beck, et al., 1992; Chiarakorn, et al., 2005) จากสเปกตรัมของ XRD ในรูปที่ 4.1 พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ไม่แสดงลักษณะเฉพาะของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 เนื่องจากการสังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เป็นการสังเคราะห์แบบผสมไทเทเนียม ซิลเวอร์ และซิลิกาที่ได้จากแกลบลงไปในพื้นที่เดียวกัน เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาและพันธะระหว่างไทเทเนียม ซิลเวอร์ และซิลิกา ทำให้ซิลเวอร์ไอออน (Ag^+) ที่มี Ionic radius เท่ากับ 126 pm ซึ่งมีขนาดใหญ่กว่า ionic radius ของ Si^{4+} (67 pm) ทำให้ Ag^+ เข้าไปรบกวนการก่อตัวของ Si^{4+} เป็นโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม (Ahmad, et al., 2013; Tongon, et al., 2014) จากนั้นจึงนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์ได้ไปวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์และซิลเวอร์ออกไซด์



ภาพที่ 4.1 การเปรียบเทียบโครงสร้างผลึกด้วยเทคนิค XRD ของวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

ลักษณะโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมและซิลเวอร์บนวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 วิเคราะห์โดยการสแกนตัวอย่างด้วยรังสี X-ray ที่มุม 2θ ในช่วงระหว่าง 20 – 70 องศา ซึ่งลักษณะเฉพาะของไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO_2) ปรากฏพีก XRD ที่เป็นผลึกอนาเทสที่ตำแหน่ง 25.5, 37.5, 48.5, 54.0, 55.0 และ 63 องศา ที่ระบุงการสะท้อน 110, 101, 200, 111, 210 และ 211 ตามลำดับ ตามมาตรฐาน JCPDS 21-1272 (Ahmad, et al., 2013; Tongon, et al., 2014) ดังภาพที่ 4.2 แต่ไม่ปรากฏพีกที่เป็นลักษณะเฉพาะของไทเทเนียมไดออกไซด์ อย่างไรก็ตาม วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ปรากฏพีกของอนุภาคนาโนเงิน (Ag^0) ที่ตำแหน่ง 2θ ช่วง 44.56 องศา ที่การสะท้อน 200 ตามมาตรฐาน JCPDS 04-0783 (Anandalakshmi, et al., 2016; Garibo, et al., 2020) นอกจากนี้ยังปรากฏพีกที่เป็นโครงสร้างผลึกของซิลเวอร์ไดออกไซด์ (Ag_2O) ที่ตำแหน่ง 31.08 55.44 และ 64.82 องศา แสดงถึงการสะท้อน 111 220 และ 311 ตามลำดับ ตามมาตรฐาน JCPDS 76-1393 (Ng, et al., 2015; Ahmad, et al., 2020) แต่ไม่ปรากฏพีกที่บ่งบอกถึงลักษณะเฉพาะของโครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์รูปแบบของอนาเทสและรูไทล์ จึงจำเป็นต้องใช้วิธีอื่นในการวิเคราะห์

การที่ XRD สเปกตรัมไม่ปรากฏพีก ที่เป็นลักษณะเฉพาะของ MCM-41 และ TiO_2 เนื่องจาก Ionic radius ของ Ag^+ มีขนาดเท่ากับ 126 pm ซึ่งมีขนาดใหญ่กว่า Ionic radius ของ Ti^{4+} (42 pm) และ Si^{4+} (67 pm) จึงทำให้ MCM-41 ไม่สามารถจัดเรียงโครงสร้างผลึกเป็นทกเหลี่ยม และไม่สามารถจัดเรียงโครงสร้างผลึกเป็นผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์รูปแบบของอนาเทสและรูไทล์ได้ และทำให้ซิลเวอร์ไดออกไซด์ส่วนหนึ่งถูกออกซิไดซ์จากกระบวนการเผาที่ 650 องศาเซลเซียส ได้เป็นอนุภาคนาโนเงิน (Ag^0) และซิลเวอร์ไดออกไซด์ (Ag_2O)



ภาพที่ 4.2 การเปรียบเทียบโครงสร้างผลึกด้วยเทคนิค XRD ของไทเทเนียมไดออกไซด์
บนวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

4.1.2 การวิเคราะห์ลักษณะการกระจายของธาตุตัวบนพื้นผิววัสดุเร่งปฏิกิริยา ด้วยเทคนิค SEM-EDX

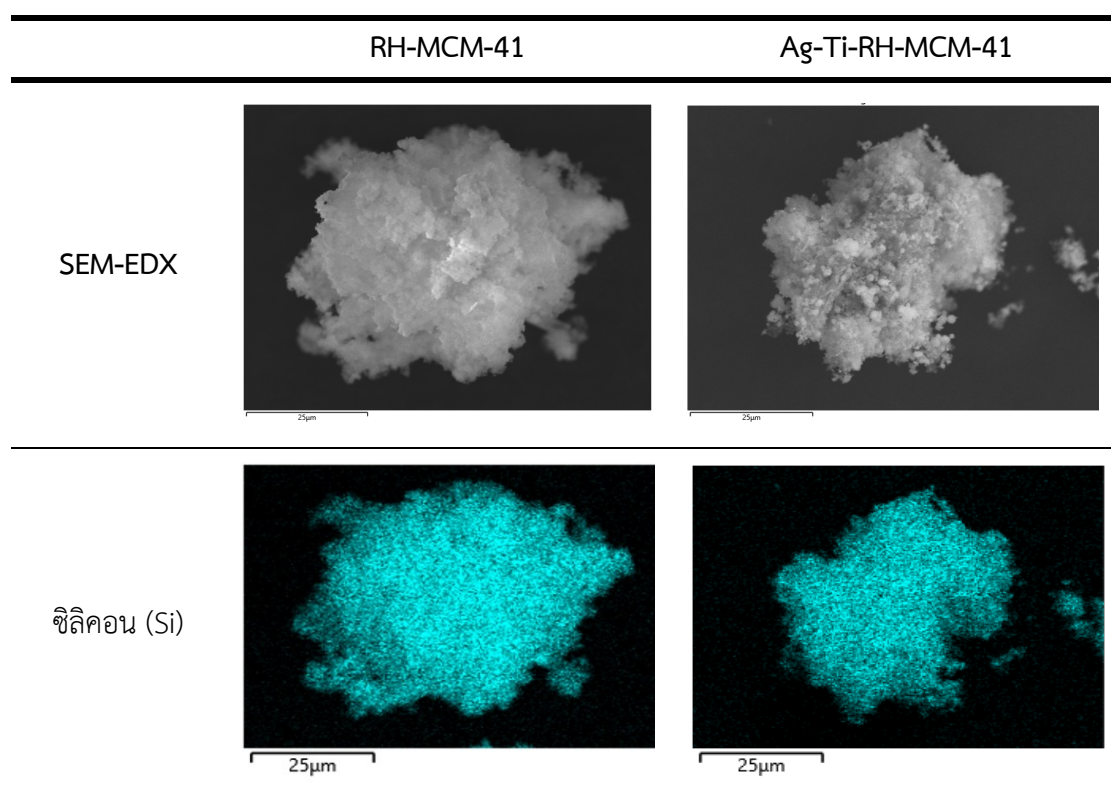
การวิเคราะห์ลักษณะการกระจายของธาตุตัวบนพื้นผิววัสดุเร่งปฏิกิริยา เพื่อวิเคราะห์ชนิดของธาตุและลักษณะการกระจายตัวของซิลิคอน (Si) ไทเทเนียม (Ti) และซิลเวอร์ (Ag) บนวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RHMCM-41 จากการวิเคราะห์ห้องค์ประกอบของธาตุในตารางที่ 4.1 พบว่า วัสดุอนุพันธ์ RH-MCM-41 มีปริมาณธาตุซิลิคอน (Si) ร้อยละ 41 และเมื่อมีการเติมไทเทเนียม (Ti) และซิลเวอร์ (Ag) ลงบนวัสดุอนุพันธ์ RH-MCM-41 ส่งผลให้มีปริมาณของธาตุซิลิคอน (Si) ลดลงเป็นร้อยละ 12.3 ทำให้มีปริมาณของธาตุไทเทเนียม (Ti) และธาตุซิลเวอร์ (Ag) เข้ามาแทนที่ร้อยละ 18.7 และร้อยละ 5.2 ตามลำดับ

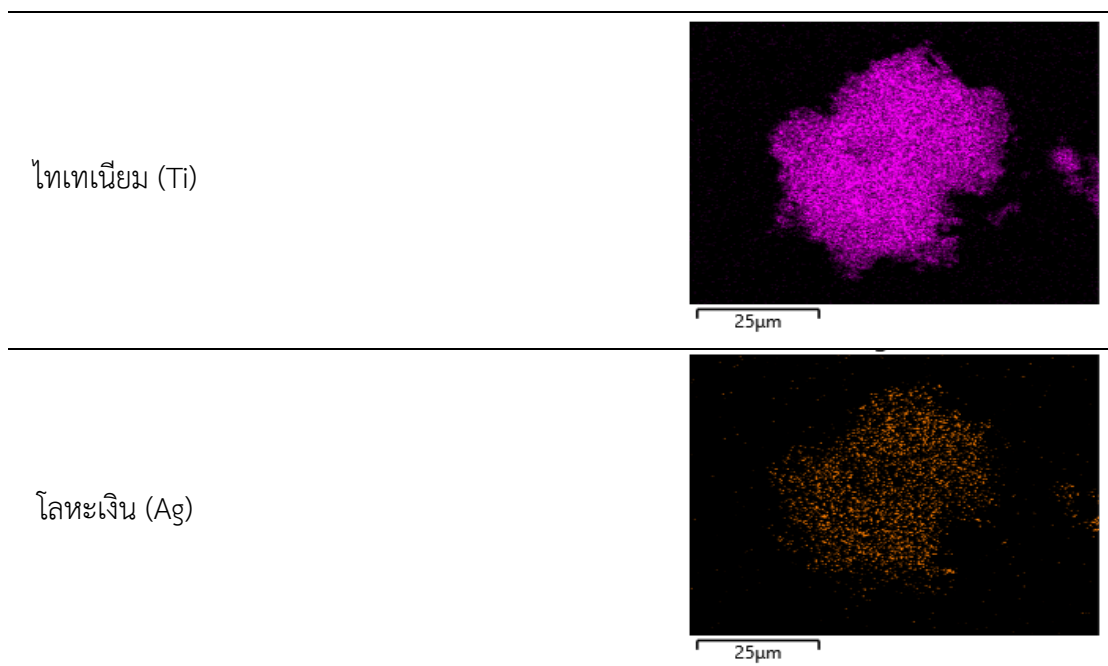
การกระจายตัวของซิลิคอน (Si) ไทเทเนียม (Ti) และซิลเวอร์ (Ag) บนวัสดุอนุพันธ์ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RHMCM-41 ดังตารางที่ 4.2 พบว่า ไทเทเนียม (Ti) และซิลเวอร์ สามารถกระจายตัวได้ดีและสม่ำเสมอบนวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เนื่องจากกระบวนการสังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เป็นแบบ In-situ ซึ่งเป็นการนำสารละลายซิลเวอร์-ไทเทเนียม (Ag-Ti) ผสมกับสารละลาย RH-MCM-41 ขณะที่ก่อตัวเป็นโครงสร้างซิลิเกต (Silicate framework) จึงทำให้อนุภาคของ Ag-Ti สามารถกระจายตัวได้ดีบนโครงสร้างซิลิเกต

ตารางที่ 4.1 เปรียบเทียบองค์ประกอบ และปริมาณธาตุของวัสดุรูปพรุน RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค SEM-EDX

วัสดุ	ออกซิเจน (O)	ซิลิคอน (Si)	ไทเทเนียม (Ti)	ซิลเวอร์ (Ag)	โซเดียม (Na)
RH-MCM-41	59.0	41.0	N.A.	N.A.	N.A.
Ag-Ti-RH-MCM-41	59.1	12.3	18.7	5.2	4.7

ตารางที่ 4.2 ลักษณะการกระจายตัวของธาตุนบนพื้นผิวของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค SEM-EDX

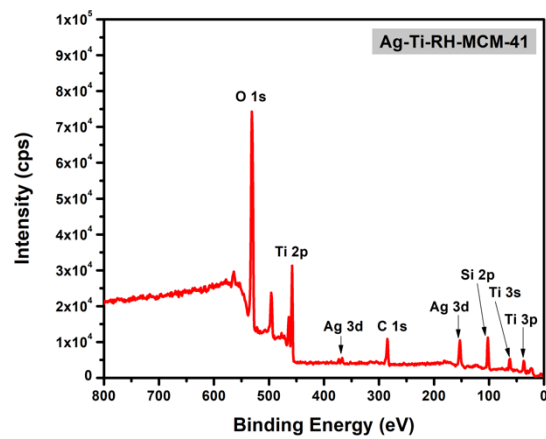
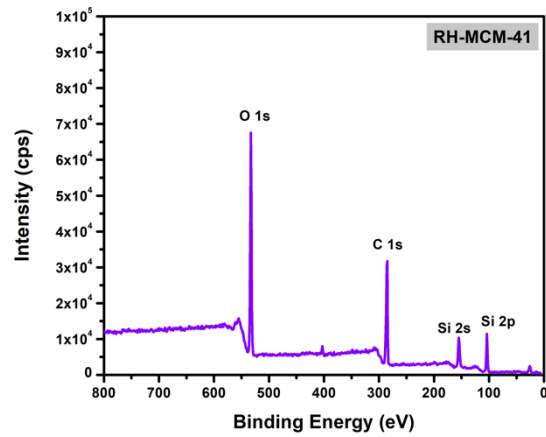
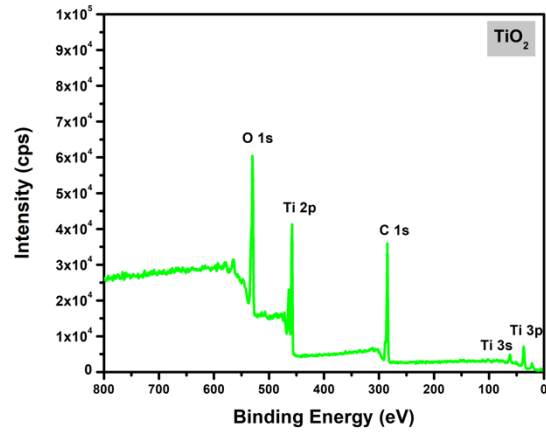




4.1.3 การระบุชนิดและสถานะทางเคมีของธาตุที่เป็นองค์ประกอบของวัสดุเร่งปฏิกิริยาด้วยเทคนิค XPS

การวิเคราะห์สถานะทางเคมีของซิลิกา ไทเทเนียมและซิลเวอร์บนพื้นผิวของวัสดุไทเทเนียมไดออกไซด์ วัสดุรูพรุน RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XPS ดังภาพที่ 4.3 จากการสแกนองค์ประกอบของธาตุ พบว่า วัสดุไทเทเนียมไดออกไซด์พบองค์ประกอบของธาตุพื้นฐานคือ ธาตุไทเทเนียม (Ti) ธาตุซิลิคอน (Si) และธาตุออกซิเจน (O) ในขณะที่วัสดุรูพรุน RH-MCM-41 พบองค์ประกอบของธาตุพื้นฐานที่บ่งบอกถึงโครงสร้าง Silicate framework คือ ธาตุซิลิคอน (Si) และธาตุออกซิเจน (O) ที่เป็นองค์ประกอบหลักของโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม เมื่อเติมธาตุไทเทเนียมและซิลเวอร์ (Ag) ลงในวัสดุเร่งปฏิกิริยา RH-MCM-41 เพื่อปรับคุณสมบัติของตัวเร่งปฏิกิริยา สเปกตรัมของ XPS spectrum ปรากฏพีกที่เป็นองค์ประกอบของธาตุซิลเวอร์ในรูปแบบของโลหะเงิน ($Ag3d$, Ag^0) ที่ตำแหน่งประมาณ 368 อิเล็กตรอนโวลต์

เมื่อทำการวิเคราะห์ลักษณะทางเคมีของธาตุที่มีอยู่ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XPS เปรียบเทียบกับวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 และ TiO_2 สเปกตรัม XPS ของ $Ag\ 3d$ $Ti\ 2p$ $Si\ 2p$ $O\ 1s$ และ $C\ 1s$ แสดงดังภาพที่ 4.4 พบว่า $C\ 1s$ ที่ปรากฏบน XPS สเปกตรัมของ RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เกิดจากการแม่แบบ CTAB ที่หลงเหลืออยู่หลังจากการเผาและสารเคมีที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบอื่นๆ ที่เป็นส่วนผสมในการสังเคราะห์ไทเทเนียมไดออกไซด์ และที่ปรากฏในส่วน of วัสดุ TiO_2 เกิดมาจากการปนเปื้อนของเครื่องมือเนื่องจากใช้คาร์บอน (C) เป็นสารตั้งต้น (Nguyen et al., 2018)



ภาพที่ 4.3 เปรียบเทียบองค์ประกอบของธาตุบนของวัสดุ TiO_2 (ทางการค้า) วัสดุรูพรุน RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XPS

จากการตรวจสอบลักษณะทางเคมีของธาตุซิลิกอน (Si 2p) บนวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 พบว่า สเปกตรัมของ XPS ปรากฏพีคของพลังงานยึดเหนี่ยว (Binding energy) สูงสุดของธาตุซิลิกอน Si 2p เท่ากับ 103.0 และ 103.7 อิเล็กตรอนโวลต์ ซึ่งบ่งบอกถึงการเกิดพันธะของซิลิกาและออกซิเจนของหมู่ฟังก์ชันซิลานอล (Si-OH) และ Si-O-Si ของซิลิกา เมื่อพิจารณาพีคของออกซิเจน (O 1s) พบพีคที่แสดงถึงการเกิดหมู่ฟังก์ชันซิลานอล (Si-OH) ที่ตำแหน่ง 531.7 อิเล็กตรอนโวลต์ (Brundle, et al., 1977) และแลตติคของซิลิกา (Lattice silica) ที่บ่งบอกถึงการเกิดพันธะระหว่างซิลิกาและออกซิเจนและจัดเรียงโครงสร้างเป็นรูปแบบของ Silicate framework (Si-O-Si) ที่ตำแหน่ง 532.6 อิเล็กตรอนโวลต์ (Gross, et al., 1992) สำหรับพีคของออกซิเจนที่ตำแหน่ง 533.5 อิเล็กตรอนโวลต์ เป็นพีคของออกซิเจนที่อยู่ในโมเลกุลของน้ำ (Wang, et al., 2013) ที่ปนเปื้อนในวัสดุ RH-MCM-41

ในส่วนของวัสดุไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO₂) สเปกตรัมของ XPS ปรากฏพีคพลังงานยึดเหนี่ยว (Binding energy) สูงสุดของ O 1s ที่ตำแหน่ง 529.9 อิเล็กตรอนโวลต์ แสดงถึงการเกิดพันธะระหว่างไทเทเนียมและออกซิเจนในรูปแบบของ Ti-O-Ti นอกจากนี้สเปกตรัมของ XPS ปรากฏพีคของ Ti 2p แสดงถึง Ti 2p_{3/2} และ Ti 2p_{1/2} ที่ตำแหน่ง 458.7 และ 464.4 อิเล็กตรอนโวลต์ (Wiatrowski, et al., 2018) เป็นพีคที่บ่งบอกถึง Ti⁴⁺ ที่เป็นองค์ประกอบหลักของโครงสร้างตาข่ายไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO₂ lattice) (Sanjinés, et al., 1994; Bharti, et al., 2016; Xie, et al., 2018)

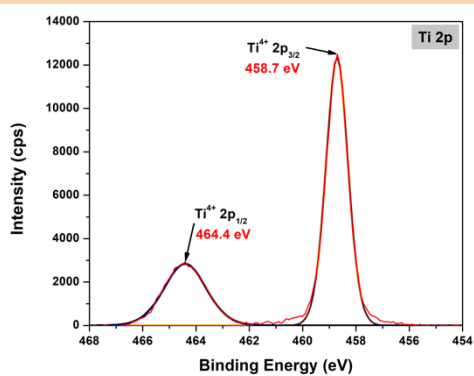
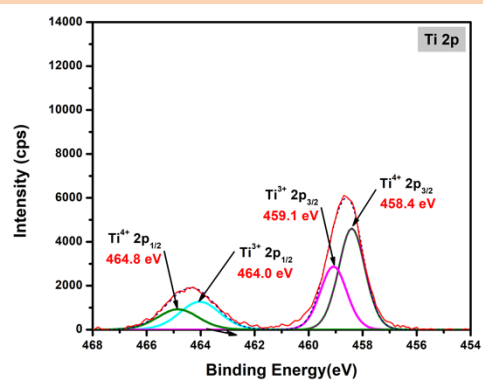
สำหรับสเปกตรัมของ XPS ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มีส่วนผสมของซิลเวอร์ ไทเทเนียม และซิลิกา ที่มีการสังเคราะห์แบบ in-situ พบว่า ซิลิกอน (Si 2p) ปรากฏที่ตำแหน่ง 103.0 และ 103.7 อิเล็กตรอนโวลต์ ซึ่งบ่งบอกถึงการเกิดพันธะของซิลิกาและออกซิเจนของหมู่ฟังก์ชันซิลานอล (Si-OH) และ Si-O-Si ของซิลิกา แต่ความเข้มของสเปกตรัมลดลง เนื่องจากอัตราส่วนของซิลิกาที่ผสมในการสังเคราะห์วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ลดลง เมื่อมีการเติมไทเทเนียมไดออกไซด์ลงไปวัสดุ RH-MCM-41 ส่งผลให้สเปกตรัมของซิลิกอน (Si 2p) ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ปรากฏตำแหน่งของพีคพลังงานยึดเหนี่ยว (Binding energy) สูงสุดเปลี่ยนไป เท่ากับ 102.2 และ 103.3 อิเล็กตรอนโวลต์ ที่บ่งบอกถึงการเกิดพันธะ Ti-O-Si ของ Si⁴⁺ และ Ti⁴⁺ (Balachandran, et al., 2010) สอดคล้องกับลักษณะของสเปกตรัม XPS ของธาตุไทเทเนียม Ti 2p พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ปรากฏพีคของพลังงานยึดเหนี่ยว (Binding energy) สูงสุดของธาตุไทเทเนียม (Ti 2p) 4 พีค คือ Ti³⁺ 2p_{3/2} (459.1 อิเล็กตรอนโวลต์) Ti⁴⁺ 2p_{3/2} (458.4 อิเล็กตรอนโวลต์) Ti³⁺ 2p_{1/2} (464.0 อิเล็กตรอนโวลต์) และ Ti⁴⁺ 2p_{1/2} (464.8 อิเล็กตรอนโวลต์) (Liu, et al., 2018) ซึ่งตำแหน่งของพีค Ti⁴⁺ เปลี่ยนไป ซึ่งเกิดมาจากการเติมซิลิกา

และซิลเวอร์ลงไป ทำให้มีผลต่อสถานะอิเล็กทรอนิกส์ของไทเทเนียมไอออน และไทเทเนียมในโครงสร้างตาข่ายบางส่วนถูกแทนที่ด้วยซิลิกาและซิลเวอร์ (Bharti, et al., 2016)

เมื่อมีการปรับผิวของ RH-MCM-41 ด้วยไทเทเนียมและซิลเวอร์ พบว่า สเปกตรัมของ XPS ปรากฏพีคของซิลเวอร์ (Ag 3d) ที่ตำแหน่งของพลังงานยึดเหนี่ยว (Binding energy) สูงสุดเท่ากับ 373.7 และ 367.7 อิเล็กตรอนโวลต์ ตรงกับลักษณะของ Ag 3d_{3/2} และ Ag 3d_{5/2} ตามลำดับ (Singh, et al., 2020) ซึ่งพีคทั้งสองที่ปรากฏบนสเปกตรัมของ XPS สามารถยืนยันได้ว่าพีคที่ปรากฏเป็นธาตุโลหะเงิน (Ag⁰) ที่ปรากฏที่ตำแหน่งประมาณ 368 อิเล็กตรอนโวลต์ โดยธาตุโลหะเงิน (Ag⁰) เกิดจากซิลเวอร์ออกไซด์ (Ag₂O) เมื่อถูกความร้อนจากการเผาที่อุณหภูมิสูงทำให้เกิดการเปลี่ยนโครงสร้างเป็นซิลเวอร์ไดออกไซด์ (Ag₂O) และสลายตัวเป็นอนุภาคนาโนเงิน (Ag⁰) (Viana, et al., 2011) เมื่อพิจารณาพีคออกซิเจน (O 1s) ปรากฏพีคที่ตำแหน่ง 530.1 – 532.2 อิเล็กตรอนโวลต์ เป็นออกซิเจนที่เกิดพันธะกับซิลเวอร์ในรูปแบบของซิลเวอร์ไดออกไซด์ (Ag₂O) และ ซิลเวอร์ออกไซด์ (AgO) ตามลำดับ (Ekpunobi, et al., 2013; Al-Sarraj et al., 2021) ซึ่งผลของพีคที่ปรากฏบนสเปกตรัมของ XPS สอดคล้องกับผลของ XRD ที่ปรากฏพีคของธาตุโลหะเงิน (Ag⁰) และ ซิลเวอร์ไดออกไซด์ (Ag₂O) นอกจากนี้ยังสามารถอธิบายได้ว่าการเกิดพันธะระหว่าง Ag และออกซิเจนในรูปแบบของซิลานอล (Silanol; Ag-O-Si) หรือ แลคติกออกซิเจนที่เกิดพันธะกับไทเทเนียม (Lattice oxygen; Ag-O-Ti) (Sales, et al., 2019)

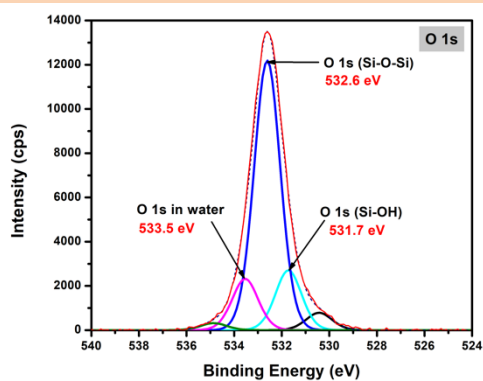
จากผลการวิเคราะห์ลักษณะทางเคมีของธาตุด้วยเทคนิค XPS สามารถยืนยันได้ว่าการเกิดพันธะระหว่างซิลิกา ไทเทเนียม ซิลเวอร์และออกซิเจนในโครงสร้างของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RHMCM-41 ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์โครงสร้างผลึกด้วยเทคนิค XRD และการดูดกลืนคลื่นแสงด้วยเทคนิค UV-DRS ที่วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 (In-situ) มีการดูดกลืนคลื่นแสงในช่วง 400 – 700 นาโนเมตรเพิ่มขึ้น ในขณะที่วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti- RH-MCM-41 (Ex-situ) ซึ่งซิลเวอร์ส่วนใหญ่สามารถสลายตัวเป็นอนุภาคนาโนเงิน (Ag⁰) จึงทำให้เกิดการดูดกลืนคลื่นแสงในช่วง 400 – 700 นาโนเมตรได้น้อย

Ti 2p

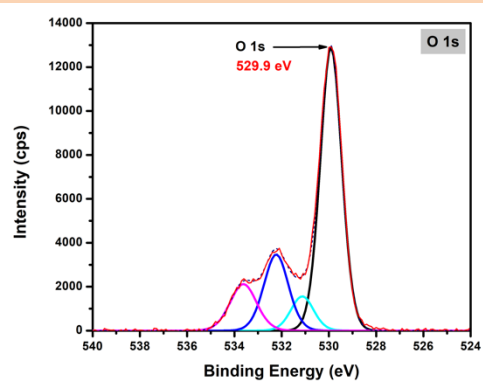
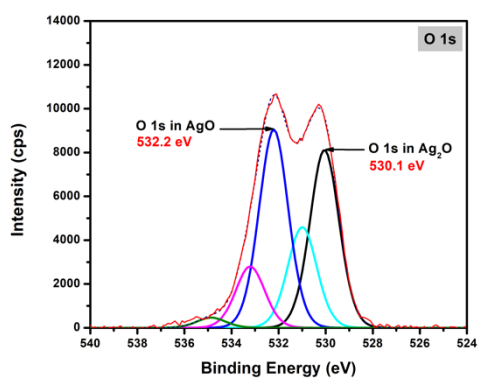
TiO₂

Ag-Ti-RH-MCM-41

O 1s

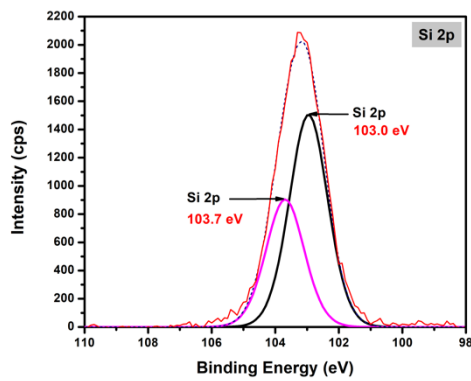


RH-MCM-41

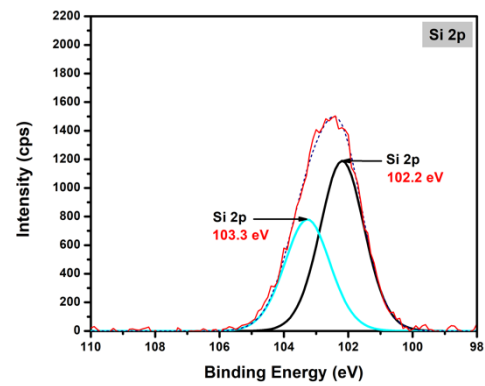
TiO₂

Ag-Ti-RH-MCM-41

Si 2p

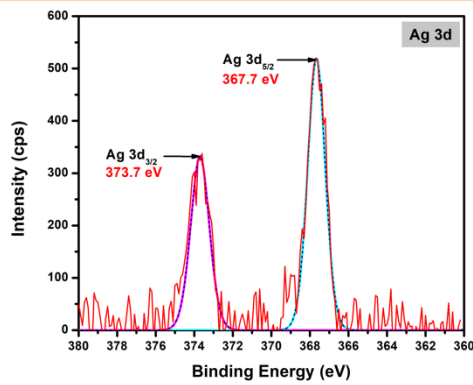


RH-MCM-41



Ag-Ti-RH-MCM-41

Ag 3d



Ag-Ti-RH-MCM-41

ภาพที่ 4.4 ลักษณะสเปกตรัม Ti 2p, O 1s, Si 2p และ Ag 3d ของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41, TiO₂ และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค XPS

4.1.4 การวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสงด้วยเทคนิค UV-DRS

การวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสงด้วยเทคนิค UV-DRS เพื่อตรวจสอบการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจากการเติมซิลเวอร์ลงบนไทเทเนียม ซึ่งในงานวิจัยนี้แสดงให้เห็นว่าวัสดุดูดซับ RH-MCM-41 ทำหน้าที่เป็นวัสดุรองรับตัวเร่งปฏิกิริยา ไม่ส่งผลต่อการดูดกลืนแสงและ Band gap energy โดยนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เคลือบบนแผ่นพลาสติกขนาด 3x3 เซนติเมตร จากนั้นนำมาวิเคราะห์การดูดกลืนแสง โดยทำการสแกนที่ความยาวคลื่นระหว่าง 200 – 800 นาโนเมตร และวัดค่าความเข้มที่สะท้อนกลับมาที่ Detector พบว่า การดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในช่วง 200 – 400 นาโนเมตร ลดลง เมื่อเทียบกับการดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO₂ (Rutile) เนื่องจากเกิดการเกิดพันธะระหว่างซิลิกา (Si) ไทเทเนียม (Ti) และซิลเวอร์ (Ag) ภายในโครงสร้างของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 โครงสร้างผลึกของไทเทเนียมไดออกไซด์จึงทำให้การดูดกลืนแสงในช่วง 200 – 350 นาโนเมตร ลดลง ในขณะที่การดูดกลืนแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในช่วง 380 – 700 นาโนเมตร คงที่

อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาพลังงานที่ใช้ในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก หรือ ค่าช่องว่างระหว่างพลังงาน (Band gap energy: E_g) ที่เปลี่ยนแปลงไปของวัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO₂ (Rutile) และ Ag-Ti-RHMCM-41 ดังภาพที่ 4.5 โดยใช้ความสัมพันธ์ Tauc plot คำนวณได้จากสมการของ Kubleka-Munk แสดงดังสมการที่ 4.1 พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO₂ (Rutile) มีค่า Band gap energy เท่ากับ 3.32 อิเล็กตรอนโวลต์ ซึ่งเป็นค่าของ Absorption edge ในช่วงคลื่นแสง UV จึงทำให้มีค่า Band gap energy ที่สูง สอดคล้องกับผลของ โคและคณะ (Kho et al., 2010) พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO₂ (Rutile) มีค่า Band gap energy เท่ากับ 3.0 อิเล็กตรอนโวลต์ เมื่อมีการเจือซิลเวอร์ลงบนวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ti-RH-MCM-41 พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีค่าช่องว่างระหว่างพลังงานลดลง โดยมีค่าเท่ากับ 2.82 อิเล็กตรอนโวลต์ ดังตารางที่ 4.3 เนื่องจากโลหะเงินจะเข้าไปเกิดพันธะระหว่าง Ti-O-Ag เพื่อเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนชั้น Conduction band ของไทเทเนียมจึงทำให้ระดับพลังงานในการเกิดปฏิกิริยา Photocatalytic ลดลง (Zhou, et al., 2011; Yu, et al., 2013) ซึ่งผลดังกล่าวสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ XPS ที่แสดงให้เห็นการเกิดพันธะระหว่าง Ag และออกซิเจนในรูปแบบของซิลานอล (Silanol; Ag-O-Si) หรือ แลคติกออกซิเจนที่เกิดพันธะกับไทเทเนียม (Lattice oxygen; Ag-O-Ti)

โดยค่าช่องว่างระหว่างพลังงาน (Band gap energy) สามารถคำนวณได้จาก

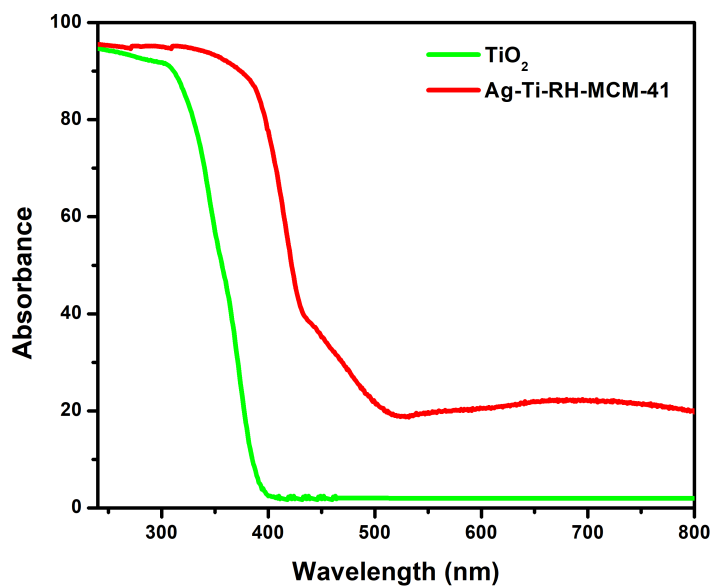
$$(\alpha h\nu)^n = \alpha_0(h\nu - E_g) \quad (4.1)$$

โดย

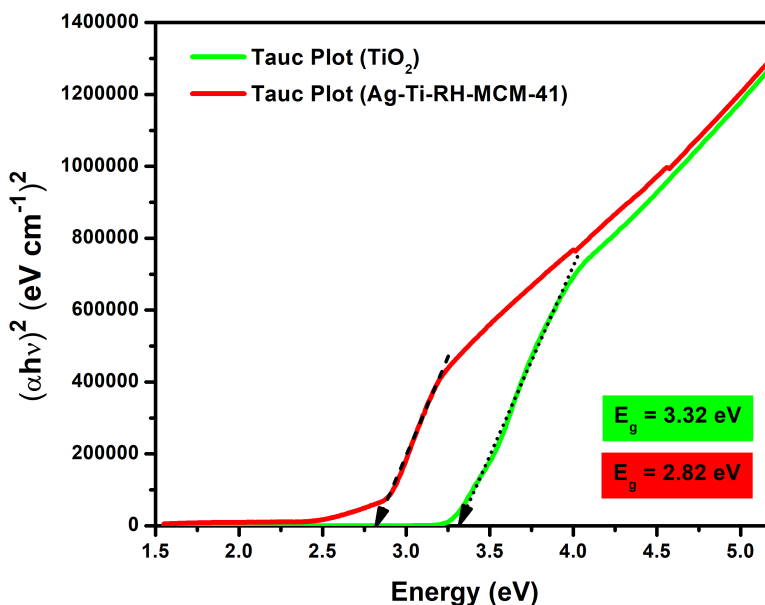
- α คือ สัมประสิทธิ์การดูดกลืน (Absorption coefficient)
- $h\nu$ คือ พลังงานแสง (photon energy)
- E_g คือ ค่าของช่องว่างระหว่างชั้นพลังงาน (Band gap energy)
- n คือ 2 เนื่องจากการเปลี่ยนระดับพลังงานโดยตรง
- α_0 คือ ค่าคงที่การดูดกลืนแสง

ตารางที่ 4.3 ค่าช่องว่างระหว่างชั้นพลังงานของวัสดุ TiO_2 (Rutile), และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

วัสดุเร่งปฏิกิริยา	E_g (อิเล็กตรอนโวลต์)
TiO_2 (Rutile): ทางการค้า	3.32
Ag-Ti-RH-MCM-41 (In-Situ)	2.82



UV-DRS



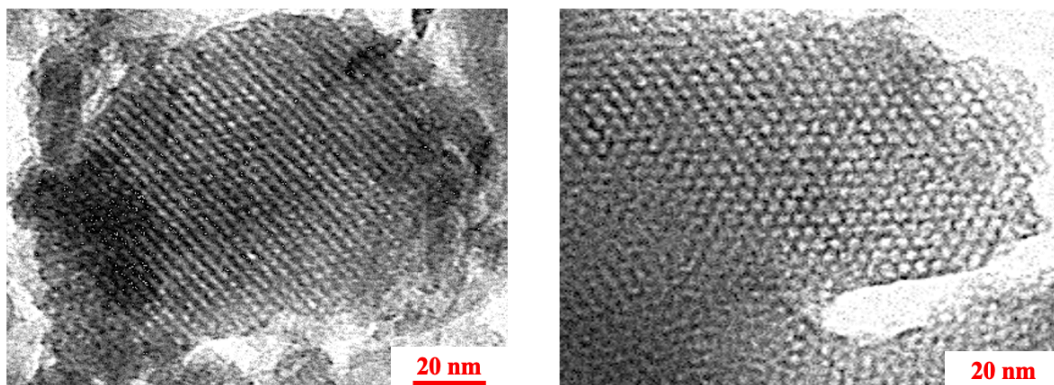
Tauc plot

ภาพที่ 4.5 ความสัมพันธ์ Tauc plot ของไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO₂) และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

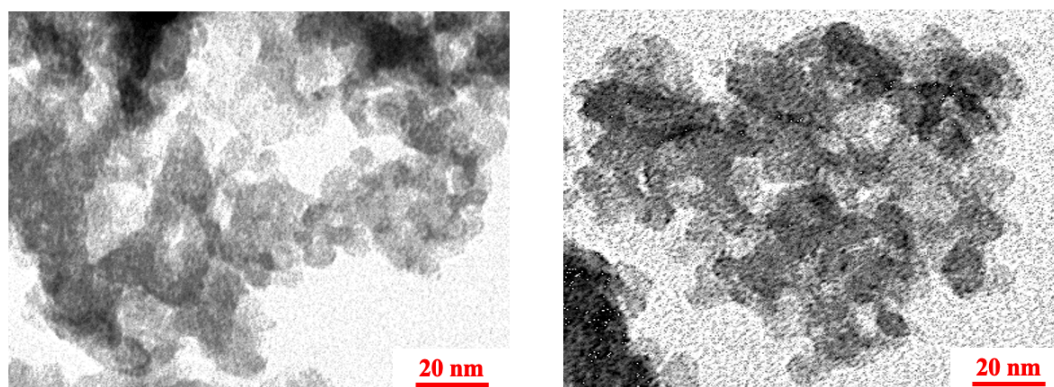
4.1.5 การวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างด้วยเทคนิค TEM

การวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม (Hexagonal pore) ของวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค TEM ที่กำลังขยาย 350,000 เท่า พบว่า วัสดุ RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์ได้มีลักษณะรูพรุนเป็นรูปหกเหลี่ยมที่มีการจัดเรียงตัวของโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม (Hexagonal pore) อย่างเป็นระเบียบ และมีขนาดของรูพรุนที่สม่ำเสมอ (Beck, et al., 1992) แต่อย่างไรก็ตามจากภาพถ่ายด้วยเทคนิค TEM ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 แสดงให้เห็นการจัดเรียงโครงสร้างรูพรุนที่ไม่เป็นระเบียบและความเสียหายของโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม (Hexagonal pore) และนอกจากนั้นวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีอนุภาคของไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO₂) และอนุภาคนาโนเงิน (Ag⁰) กระจัดตัวมีลักษณะเป็นวงกลมสีดำอยู่บนโครงสร้างของวัสดุรูพรุน RH-MCM-41 ดังภาพที่ 4.6 โดยในระหว่างที่มีการก่อตัวเป็นโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม (Hexagonal pore) อนุภาคของไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO₂) และอนุภาคนาโนเงิน (Ag⁰) ที่มีขนาดใหญ่ ส่งผลต่อการจัดเรียง silicate framework (Si-O-Si) แบบสมมาตรจึงทำให้โครงสร้างของ Ti-O-Si หรือ Ag-O-Si ไม่สามารถจัดเรียง

ตัวเป็นโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยม (Hexagonal pore) ในวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 (Chena, et al., 2010)



RH-MCM-41



Ag-Ti-RH-MCM-41

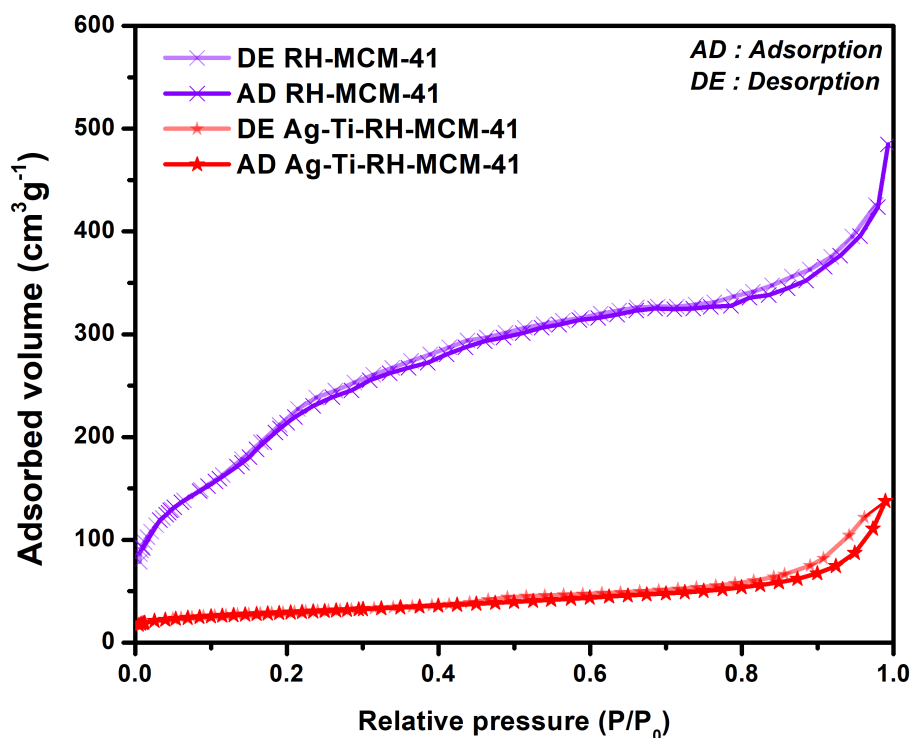
ภาพที่ 4.6 เปรียบเทียบโครงสร้างรูพรุนของวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค TEM

4.1.6 การวิเคราะห์พื้นที่ผิวและความพรุนด้วยเทคนิค BET

การวิเคราะห์ลักษณะพื้นที่ผิว ขนาดรูพรุน ปริมาตรรูพรุน และจัดเรียงตัวของรูพรุนของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 โดยอาศัยหลักการดูดซับ (Adsorption-Desorption) ของก๊าซไนโตรเจน (N_2 gas) บนพื้นผิวของวัสดุที่ต้องการทดสอบ (เอกรัตน์ วงษ์แก้ว, 2557) เพื่อศึกษาลักษณะโครงสร้างรูพรุนหกเหลี่ยมที่บ่งบอกถึงลักษณะเฉพาะของวัสดุ RH-MCM-41 ที่ผสมในวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 พบว่า กราฟไอโซเทอร์มของวัสดุ RH-MCM-41 แสดงไอโซเทอร์มของการดูดซับโมเลกุลของก๊าซไนโตรเจนบนพื้นผิวเป็นแบบที่ 4 (Type IV)

ตามมาตรฐานที่กำหนดโดยสหภาพเคมีบริสุทธิ์และเคมีประยุกต์ระหว่างประเทศ (International Union of Pure and Applied Chemistry, IUPAC) ที่การดูดซับเริ่มต้น P/P_0 เท่ากับ 0.1–0.4 ดังภาพที่ 4.7 และวัสดุมีการดูดซับก๊าซไนโตรเจนในปริมาณที่สูงเมื่อความดันเพิ่มขึ้น นอกจากนี้การที่กราฟไอโซเทอร์มของการดูดซับและคายซับซ้อนทับกันอย่างสนิท (No hysteresis loop) แสดงว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่สังเคราะห์ได้มีการจัดเรียงตัวของรูพรุนอย่างมีระเบียบและขนาดของรูพรุนเท่ากันสม่ำเสมอ เมื่อเปรียบเทียบกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 กราฟไอโซเทอร์มของการดูดซับก๊าซไนโตรเจน (N_2 gas) เป็นแบบที่ 2 (Type II) ซึ่งเป็นลักษณะของวัสดุที่ขนาดรูพรุนใหญ่และพื้นที่ผิวต่ำ ทำให้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีปริมาณรูพรุนค่อนข้างต่ำ (Sung-Suh, et al., 2004; Klankaw, et al., 2012) โดยผลการวิเคราะห์พื้นที่ผิว ปริมาตรรูพรุน และขนาดรูพรุนของวัสดุ RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 แสดงดังตารางที่ 4.4 พบว่าวัสดุ RH-MCM-41 มีพื้นที่ผิวเท่ากับ 939.61 ตารางเมตรต่อกรัม มีปริมาตรรูพรุนเท่ากับ 0.75 ลูกบาศก์เซนติเมตรต่อกรัม และมีขนาดรูพรุนเท่ากับ 3.84 นาโนเมตร เมื่อเติมโลหะเงินเจือไทเทเนียมลงไปในวัสดุ RH-MCM-41 แบบ Batch (In-situ) มีพื้นที่ลดลงเป็น 100.00 ตารางเมตรต่อกรัม มีปริมาตรรูพรุนเท่ากับ 0.35 ลูกบาศก์เซนติเมตรต่อกรัม ในขณะที่ขนาดรูพรุนเพิ่มขึ้นเป็น 14.00 นาโนเมตร สอดคล้องกับผลของทองอ่อน และคณะ (Tongon et al., 2014) พบว่าวัสดุ MCM-41 มีพื้นที่ผิวเท่ากับ 825 ตารางเมตรต่อกรัม มีปริมาตรรูพรุนเท่ากับ 0.63 ลูกบาศก์เซนติเมตรต่อกรัม และมีขนาดรูพรุนที่ใกล้เคียงกันที่ 3.00 นาโนเมตร และสอดคล้องกับผลของมหันต์ และคณะ (Mahun et al., 2016) พบว่า วัสดุ Ag-Ti-MCM-In พื้นที่ผิวเท่ากับ 98.96 ตารางเมตรต่อกรัม มีปริมาตรรูพรุนเท่ากับ 0.34 ลูกบาศก์เซนติเมตรต่อกรัม และมีขนาดรูพรุนที่ใกล้เคียงกันที่ 13.70 นาโนเมตร

จากผลการทดสอบคุณสมบัติทางลักษณะโครงสร้างรูพรุนด้วยเทคนิค BET พบว่าผลการทดสอบที่ได้สอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างผลึกและรูพรุนด้วย XRD และ TEM ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์ได้ด้วยวิธี In-situ เป็นการนำสารละลาย RH-MCM-41 ผสมกับสารละลายผสมซิลเวอร์และไทเทเนียมในขณะที่วัสดุ RH-MCM-41 กำลังเกิดการจัดเรียงโครงสร้างของ Silicate framework จึงทำให้ไทเทเนียมและซิลเวอร์เข้าไปเกิดพันธะระหว่างโครงสร้างของซิลิกอนและออกซิเจน ซึ่งขนาดอะตอมของ Ti^{4+} ของไทเทเนียมและอะตอมของซิลเวอร์มีขนาดใหญ่กว่าอะตอมของซิลิกา (Braconnier, et al., 2009; Ahmad, et al., 2013; Tongon, et al., 2014) จึงทำให้การก่อโครงสร้าง framework เกิดการก่อตัวอย่างไม่มีระเบียบและโครงสร้างรูพรุนทกเหลี่ยมเกิดความเสียหาย



ภาพที่ 4.7 ไอโซเทอร์มของการดูดซับและคายซับของไนโตรเจนของวัสดุ RH-MCM-41 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

ตารางที่ 4.4 การวิเคราะห์พื้นที่ผิว ขนาดรูพรุน และปริมาตรของรูพรุนของวัสดุ RH-MCM-41 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค BET

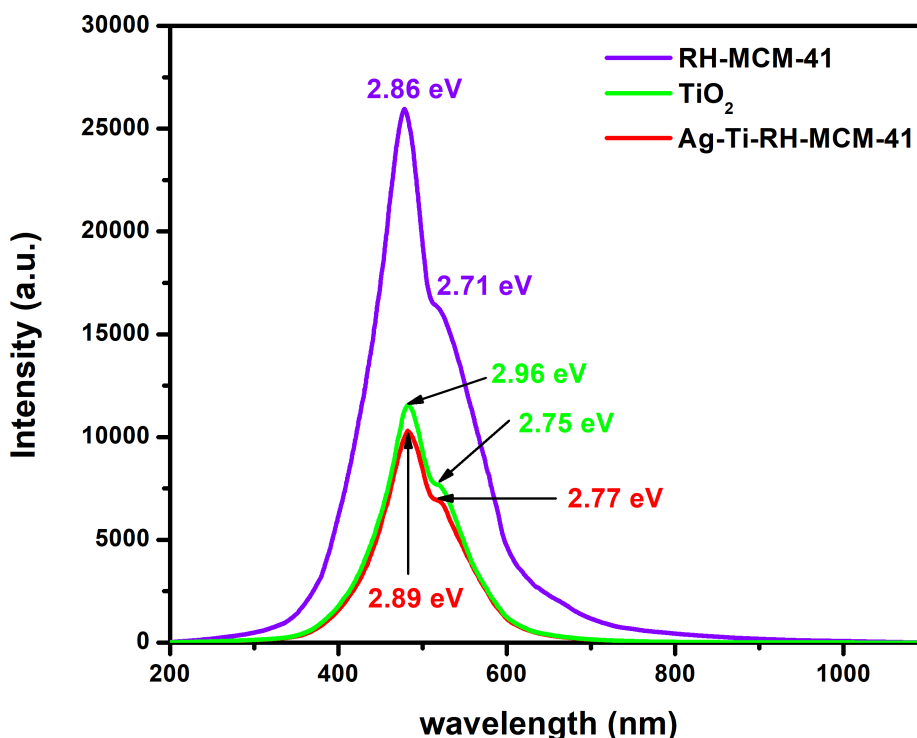
วัสดุเร่งปฏิกิริยา	พื้นที่ผิว (ตารางเมตร/กรัม)	ปริมาตรรูพรุน (ลูกบาศก์เซนติเมตร/กรัม)	ขนาดรูพรุน (นาโนเมตร)
RH-MCM-41	939.61±50	0.75	3.84
Ag-Ti-RH-MCM-41	100.00±50	0.35	14.00

4.1.7 การวิเคราะห์ลักษณะการเปล่งแสงของวัสดุด้วยเทคนิค PL

การวิเคราะห์ลักษณะการเปล่งแสงของวัสดุ RH-MCM-41, TiO₂ และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค PL (Photoluminescence spectroscopy) โดยทำการกระตุ้นที่ความยาวคลื่น 345 นาโนเมตร (excitation wavelength) และตรวจวัดในช่วงของความยาวคลื่นเท่ากับ 200 – 1000 นาโนเมตร ซึ่งการเปล่งแสงของวัสดุเมื่อถูกกระตุ้นด้วยแสง (photo-excitation) เกิดจากอิเล็กตรอนในชั้น valence band ได้รับพลังงานทำให้อิเล็กตรอน (e⁻)

มีการเคลื่อนที่ไปขึ้นระดับพลังงานที่สูงมากขึ้นหรือขึ้น conduction band ส่งผลให้มีการปล่อยโฟตอน (Photon) หรือเกิดกระบวนการเปล่งแสง (Luminescence) ของวัสดุออกมาเมื่ออิเล็กตรอนเคลื่อนที่กลับสู่ชั้น valence band โดยลักษณะกราฟสเปกตรัมการเปล่งแสงแสดงดังรูปที่ 4.8 พบว่า วัสดุ RH-MCM-41 วัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO_2 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีสเปกตรัมการเปล่งแสงคล้ายคลึงกันและมีการคายพลังงานสูงสุดในช่วงเดียวกันตั้งแต่ 470 – 485 นาโนเมตร หรือเท่ากับพลังงานในช่วงประมาณ 2.71 – 2.96 อิเล็กตรอนโวลต์

เมื่อวิเคราะห์ความเข้มของการเปล่งแสง หากความเข้มแสงของสเปกตรัมการเปล่งแสงที่มีปริมาณมากแสดงถึงการรวมตัวกันของอิเล็กตรอน (e^-) กับโฮล (h^+) ระหว่างชั้น valence band และชั้น conduction band มาก แสดงถึงสมบัติการเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาดำเนินด้วยแสงน้อยลง (Chen, et al., 2014; Kernazhitsky, et al., 2014) จากกราฟสเปกตรัมการเปล่งแสงแสดงดังภาพที่ 4.8 พบว่า วัสดุ RH-MCM-41 มีความเข้มของการเปล่งแสงมากกว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO_2 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ซึ่งตามทฤษฎีวัสดุ RH-MCM-41 ไม่มีคุณสมบัติเป็นวัสดุเร่งปฏิกิริยาดำเนินด้วยแสง และคุณสมบัติเป็นวัสดุรองรับตัวเร่งปฏิกิริยาเท่านั้น จึงทำให้ไม่สามารถเกิดกระบวนการ Photocatalytic ในการกำจัดมลพิษได้ และเมื่อนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag/Ti ไปปรับผิวของวัสดุ RH-MCM-41 จะทำให้เกิดคุณสมบัติการเปล่งแสงเกิดขึ้น ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบระหว่างวัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO_2 และวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีการเปล่งแสงน้อยกว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO_2 แสดงให้เห็นว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีคุณสมบัติในการเป็นวัสดุเร่งปฏิกิริยาดำเนินด้วยแสงและเกิดการกระตุ้นด้วยแสงได้ดีกว่า นอกจากนั้นเมื่ออิเล็กตรอนของไทเทเนียมถูกกระตุ้นไปที่ชั้น conduction band จะทำให้เกิดการรวมตัวกันของอิเล็กตรอน (e^-) กับโฮล (h^+) ระหว่างชั้น valence band และชั้น conduction band น้อยกว่า แสดงให้เห็นว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 สามารถเกิดปฏิกิริยา Photocatalytic ได้ดีกว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO_2

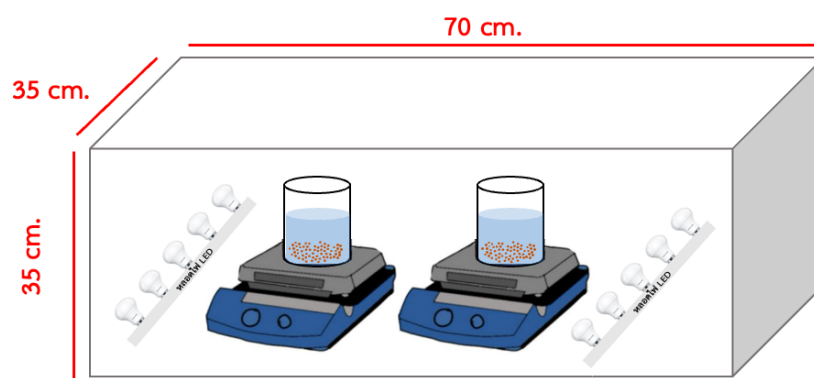


ภาพที่ 4.8 ลักษณะสเปกตรัมการเปล่งแสงของวัสดุ RH-MCM-41, TiO_2 และ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41

4.2 การทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

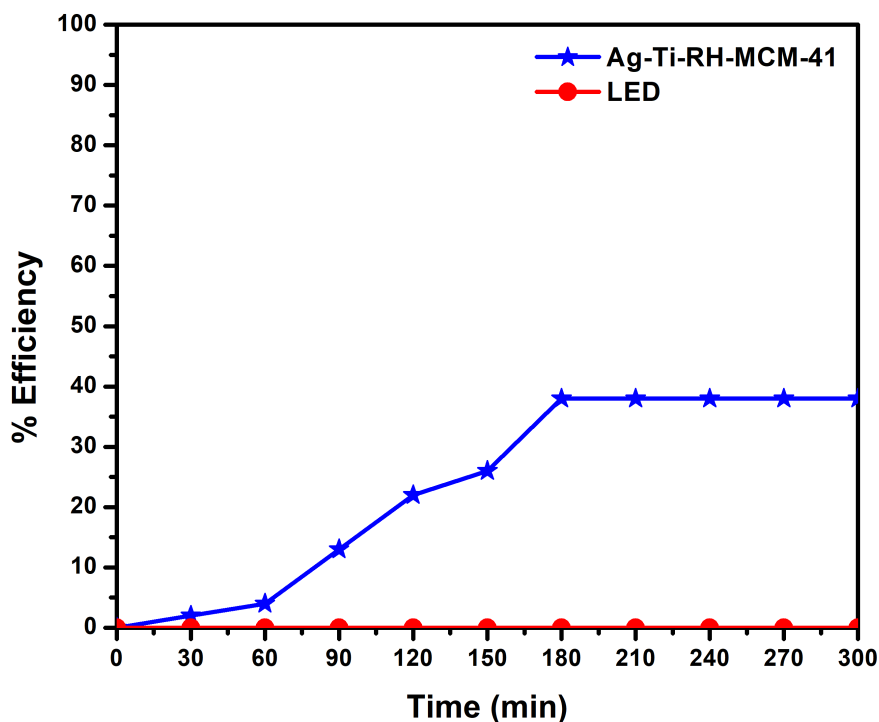
การทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue; MB) ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์จากซิลิกาแบบ Batch (In-situ) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED มีวัตถุประสงค์เพื่อทดสอบความใช้ได้ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์จากซิลิกาแบบ Batch (In-situ) ซึ่งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดสอบมีขนาด 35x70x35 เซนติเมตร ดังภาพที่ 4.9 โดยใช้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ปริมาณ 0.1 กรัม ในรูปแบบของผง จากนั้นนำไปกำจัดสีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue; MB) ความเข้มข้นที่ 2×10^{-5} โมลาร์ ปริมาตร 100 มิลลิลิตร ภายใต้แสง LED ขนาด 15 วัตต์ จำนวน 10 หลอด โดยมีความเข้มแสง 15,562 Lux ซึ่งทำการวัดค่าสเปกตรัมของ

สารละลายสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue; MB) ที่เปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV 500 โดยทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย ทุก 30 นาที จนครบ 300 นาที



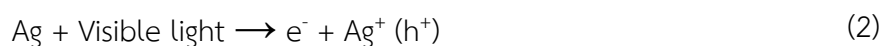
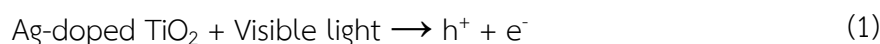
ภาพที่ 4.9 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี methylene blue ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED

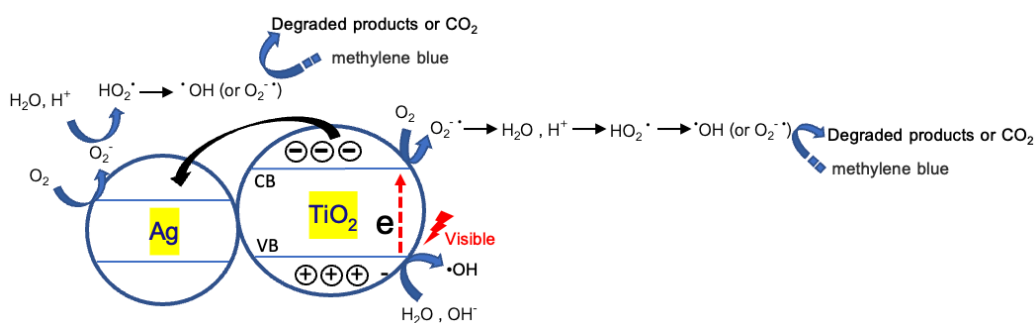
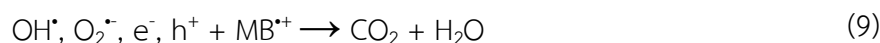
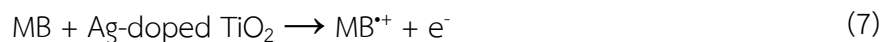
จากการทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue) ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED พบว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue; MB) ร้อยละ 38 และสามารถเกิดปฏิกิริยาได้ภายใต้แสง LED ดังรูปที่ 4.10 ซึ่งสาเหตุที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดน้อยนั้นเกิดจากความเข้มข้นของสีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue) ที่สูง ทำให้สีมีความเข้มมาก ดังนั้นแสงจาก LED จึงส่องผ่านไปยังวัสดุเร่งปฏิกิริยได้น้อย ส่งผลให้อิเล็กตรอน (e^-) และโฮล (h^+) เกิดขึ้นได้ไม่เต็มประสิทธิภาพจึงไม่สามารถสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ได้ไม่เต็มที่เท่าที่ควร



รูปที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดสีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue; MB) ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED

โดยกลไกการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เมื่อได้รับการกระตุ้นด้วยแสง Visible จะส่งผลให้เกิดการแตกตัวกันของอิเล็กตรอน (e^-) และโฮล (h^+) ซึ่งโฮล (h^+) สามารถเกิดปฏิกิริยาและสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ได้อย่างต่อเนื่อง ดังสมการ (1) – (9) (Zuo, et al., 2014) โดยอิเล็กตรอน (e^-) ของโลหะซิลเวอร์ (Ag) เกิดปฏิกิริยากับ ออกซิเจน (O_2) ได้เป็นซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล ($O_2^{\bullet-}$) และสุดท้ายจะทำให้เกิดเป็น ไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ในขณะเดียวกัน โฮล (h^+) จะเกิดปฏิกิริยากับน้ำได้เป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ซึ่งไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ที่เกิดจากอนุภาคนาโนซิลเวอร์ออกไซด์นี้จะเป็นกลไกเสริมทำให้ วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 สามารถเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในการสลายโมเลกุลของ สีย้อมเมทิลีนบลู (methylene blue; MB) ได้ดีภายใต้แสง LED ดังภาพที่ 4.11





ภาพที่ 4.11 กระบวนการโฟโตคะตะไลติกภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue; MB)

4.3 การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

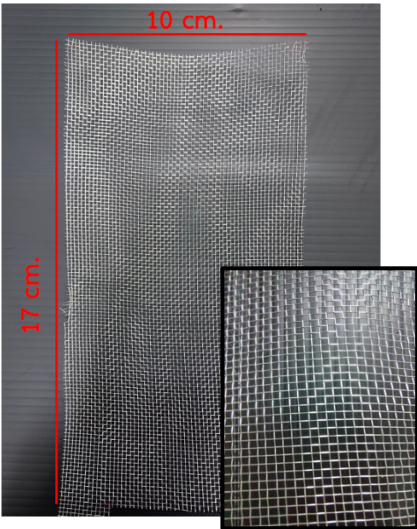
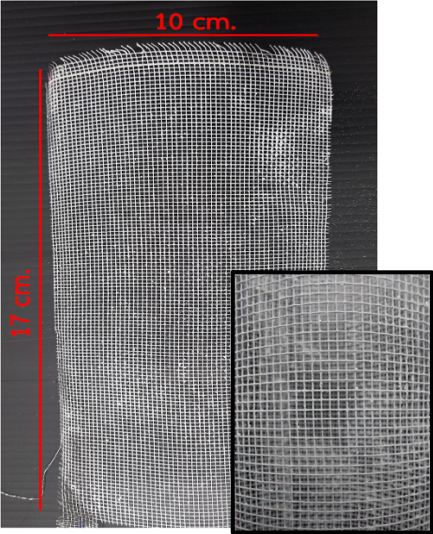
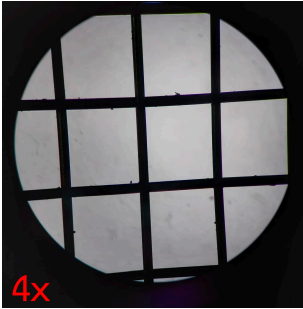
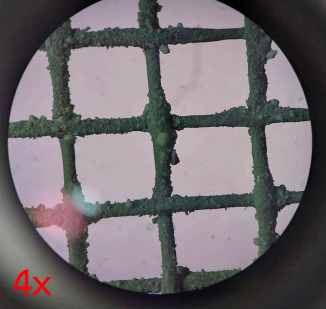
การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง (Pharmaceuticals and personal care products: PPCP) คือ ยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์จากซิลิกาแบบ Batch (In-situ) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก คือ

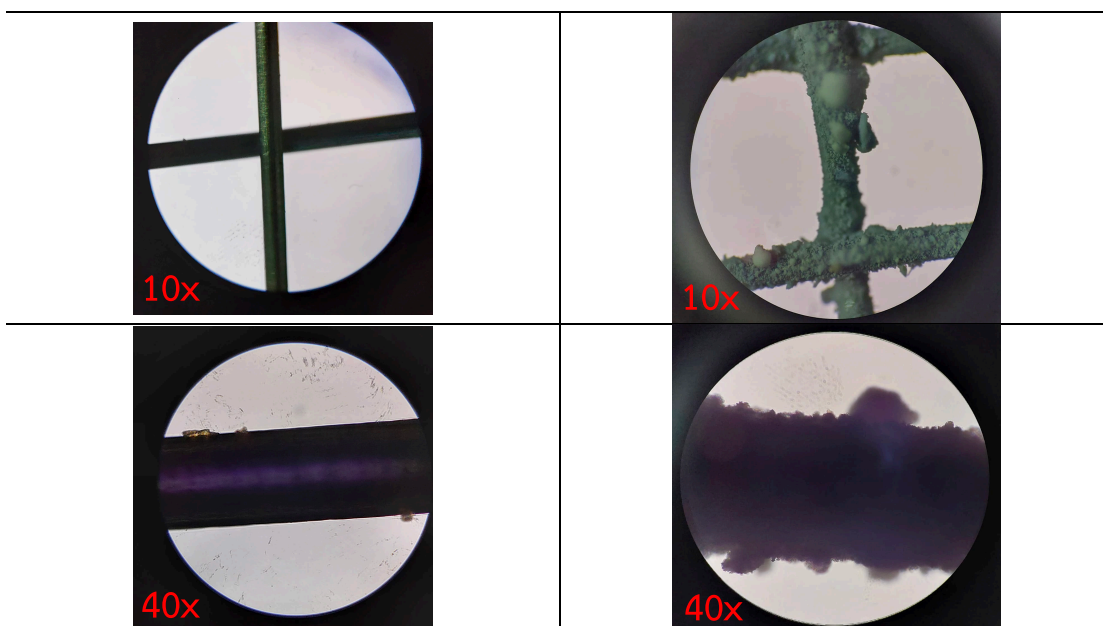
- 1) การเปรียบเทียบชนิดของแสง LED หรือ Fluorescence ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก
- 2) ความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก
- 3) การเติมโอโซนและไม่เติมโอโซนภายใต้แสง LED
- 4) ระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัด Amoxicillin

ลักษณะแผ่น wire screen mesh

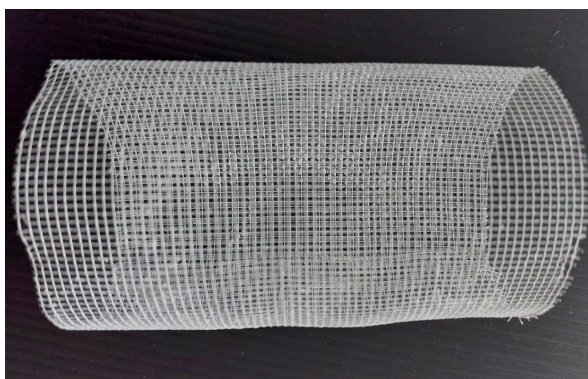
โดยลักษณะแผ่น wire screen mesh ก่อนการเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่กำลังขยายต่าง ๆ ดังตารางที่ 4.5 มีลักษณะพื้นที่ผิวเรียบ มีรูพรุนระหว่างเส้นสูง ทำให้มีพื้นที่ผิวในการยึดเกาะของวัสดุเร่งปฏิกิริยาและน้ำไหลผ่านได้ดี จึงเหมาะแก่การใช้เป็นวัสดุตัวกลางในการเคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 และลักษณะแผ่น wire screen mesh หลังการเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่กำลังขยายต่าง ๆ พบว่าวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีลักษณะจับตัวการเป็นกลุ่ม และการกระจายตัวอยู่บนพื้นผิวของแผ่น wire screen mesh อย่างสม่ำเสมอ

ตารางที่ 4.5 ลักษณะการเคลือบของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 บนแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร

แผ่น wire screen mesh ก่อบเคลือบ	แผ่น wire screen mesh หลังเคลือบ
	
<p>แผ่น wire screen mesh ก่อบเคลือบ ที่กำลังขยายต่าง ๆ</p>	<p>แผ่น wire screen mesh หลังเคลือบ ที่กำลังขยายต่าง ๆ</p>
	



แผ่น wire screen mesh เคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่ผ่านการขึ้นรูป

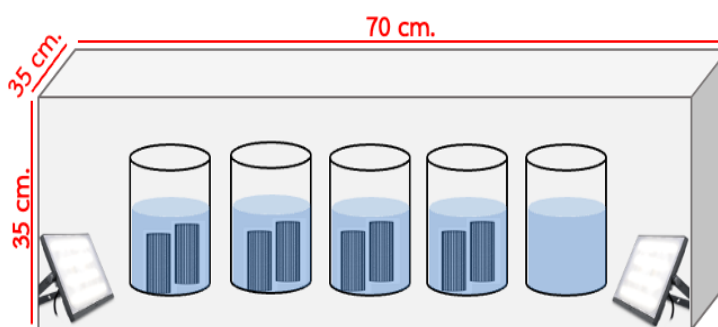


4.3.1 การเปรียบเทียบชนิดของแสง LED หรือ Fluorescence ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

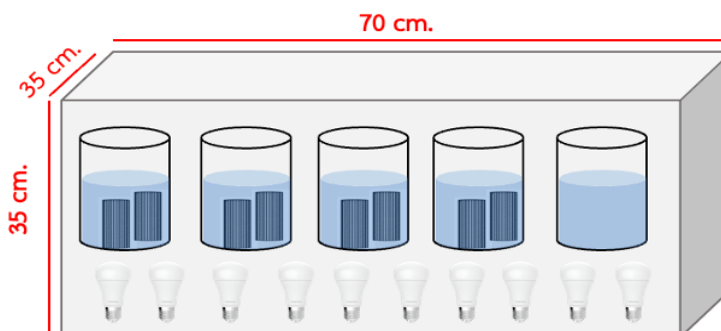
การเปรียบเทียบชนิดของแสง LED และ Fluorescence ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง (Pharmaceuticals and personal care products: PPCP) คือ ยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์จากซิลิกาแบบ Batch (In-situ) ซึ่งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดสอบมีขนาดเท่ากับ 35x70x35 เซนติเมตร ดังภาพที่ 4.12 โดยเคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ประมาณ 0.50 – 0.54 กรัม บนผิวของแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร จากนั้นนำไปกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้นของสารละลาย 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 500 มิลลิลิตร ภายใต้แสง LED แบบ sport light ขนาด 100 วัตต์ จำนวน 2 หลอด ความเข้มแสง 839 Lux ดังภาพที่ 4.12 (ก.) และ

ภายใต้แสง Fluorescence ขนาด 15 วัตต์ จำนวน 10 หลอด ความเข้มแสง 716 Lux ดังภาพที่ 4.12 (ข.) ซึ่งทำการวัดค่าความเข้มแสงของสารละลาย Amoxicillin ที่เปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV 500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 – 1100 นาโนเมตร โดยทำการวัดค่าความเข้มแสงของสารละลาย Amoxicillin ทุก 30 นาที จนครบ 300 นาที

(ก.) หลอดไฟ LED



(ข.) หลอดไฟ Fluorescence

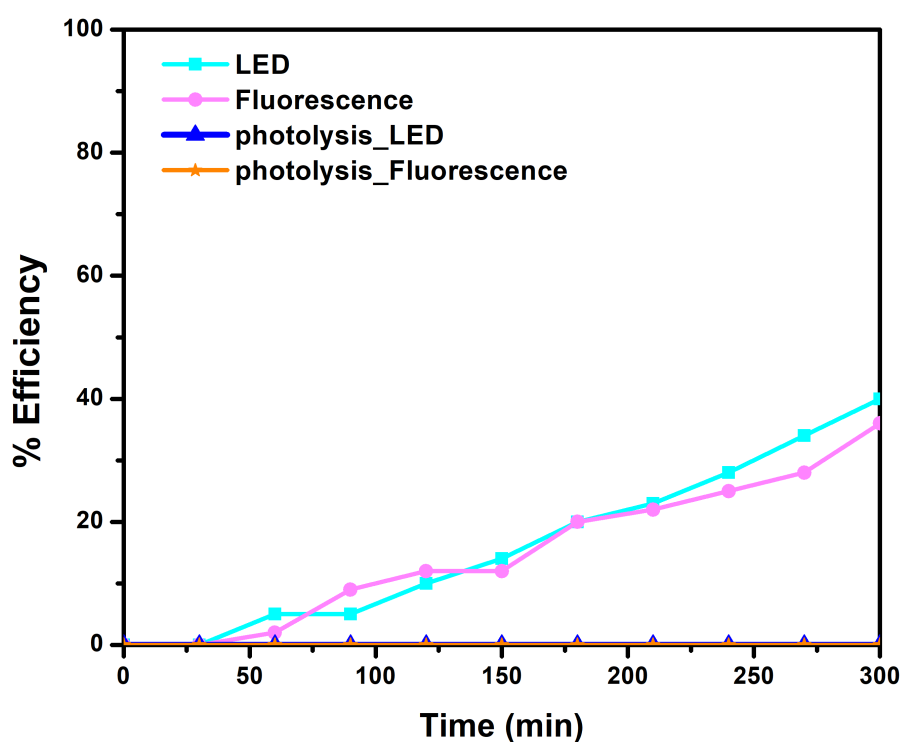


ภาพที่ 4.12 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และหลอดไฟ Fluorescence

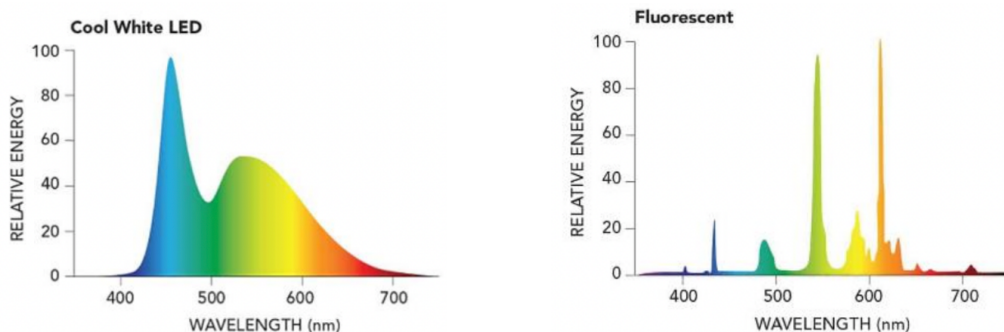
จากผลการเปรียบเทียบชนิดของแสง LED และ Fluorescence ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 500 มิลลิลิตร ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกภายใต้แสง LED และ Fluorescence พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 สามารถเกิดปฏิกิริยาได้ดีทั้งภายใต้แสง LED และ Fluorescence แต่อย่างไรก็ตามการกระตุ้นปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกของวัสดุทั้งสองชนิดด้วยแสง LED สามารถทำให้เกิดประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ได้ดีกว่าแสง Fluorescence ดังภาพที่ 4.13 เนื่องจากหลอดไฟประเภท LED มีการให้แสงในระดับพลังงานสูงอยู่ในช่วงคลื่น 380 – 700 นาโนเมตร ซึ่งต่างจากหลอดไฟประเภท Fluorescence ที่มีระดับพลังงานสูงสองช่วง

คลื่น คือ 550 และ 610 นาโนเมตร ดังภาพที่ 4.14 ซึ่งมีความสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์การดูดกลืนคลื่นแสงของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยเทคนิค UV-DRS และ PL เนื่องจากการเจือวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ti-RH-MCM-41 ด้วยโลหะซิลเวอร์ (Ag) การสังเคราะห์แบบ In-situ ทำให้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์ได้มีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มในช่วง 380 – 700 นาโนเมตร เนื่องจากการให้แสงสูงสุดของหลอดไฟ LED อยู่ในช่วงคลื่นแสง 400 – 500 นาโนเมตร นอกจากนี้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีค่าช่องว่างระหว่างชั้นพลังงาน (Band gap energy) เท่ากับ 2.82 อิเล็กตรอนโวลต์ จึงทำให้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เกิดปฏิกิริยาได้ดีภายใต้แสง LED

ดังนั้นชนิดของแสงที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก คือ แสง LED ด้วยเหตุผลนี้จึงเลือกแสง LED ไปใช้ในการทดลองตอนที่ 4.3.2 4.3.3 และ 4.3.4



ภาพที่ 4.13 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED และ Fluorescence

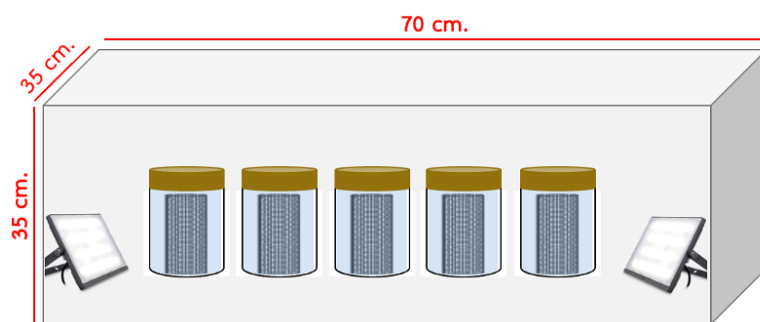


ภาพที่ 4.14 สเปกตรัมการให้แสงของหลอดไฟ LED และ Fluorescence

ที่มา : <https://eyesafe.com/handbook/chapter-2/>

4.3.2 ความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก

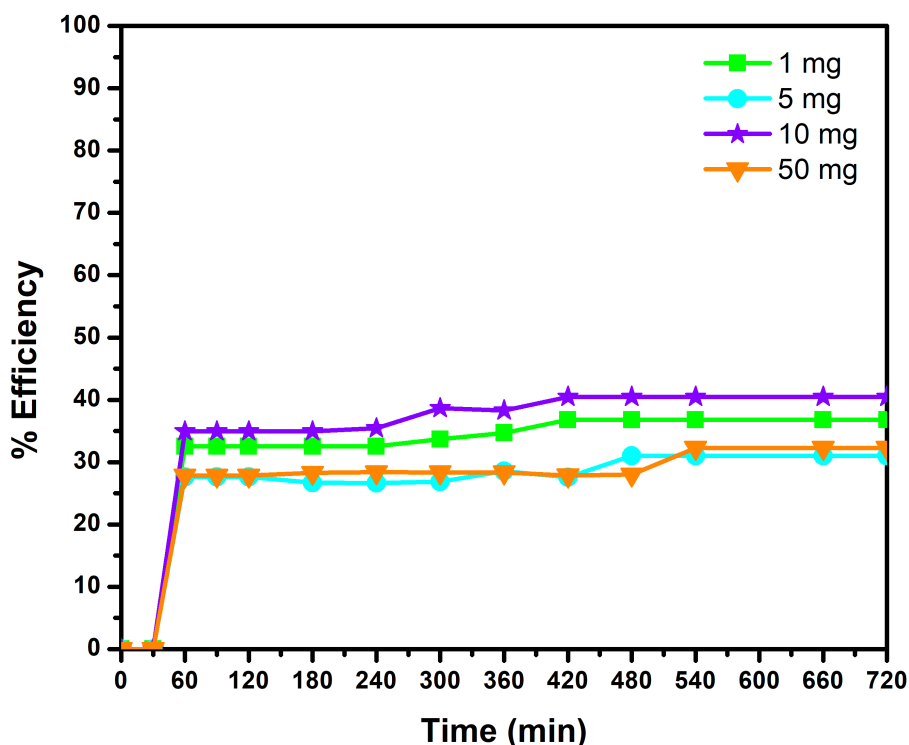
การศึกษาความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 โดยนำผลการเปรียบเทียบชนิดของแสงที่ดีที่สุดต่อการกำจัด Amoxicillin ในตอนที่ 4.3.1 มาทดสอบ โดยเคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ประมาณ 0.50 – 0.54 กรัม บนผิวของแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร จากนั้นนำไปกำจัด Amoxicillin ปริมาตร 500 มิลลิลิตร โดยปรับความเข้มข้นของสารละลายเท่ากับ 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ภายใต้แสง LED แบบ sport light ขนาด 100 วัตต์ จำนวน 2 หลอด ความเข้มแสง 839 Lux ซึ่งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดสอบมีขนาดเท่ากับ 35x70x35 เซนติเมตร ดังภาพที่ 4.15 ซึ่งทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ที่เปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 – 1100 นาโนเมตร โดยทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ทุก 30 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที



ภาพที่ 4.15 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED

จากผลการศึกษาความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่ 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 สามารถเกิดปฏิกิริยาได้ดีภายใต้แสง LED และมีประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ได้ดีที่ความเข้มข้น 10, 1, 5 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังภาพที่ 4.16 ซึ่งสาเหตุที่เมื่อความเข้มข้นของ Amoxicillin สูงขึ้นแต่ค่าประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ลดลง เนื่องจากขณะที่มีการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกจะเกิดสารมัธยันตร์ (intermediate) เพิ่มขึ้น ซึ่งสารดังกล่าวสามารถเข้าไปยับยั้งการย่อยสลายสารอินทรีย์ทำให้ปฏิกิริยาเกิดได้น้อยลง (Sartep, et al., 2016) นอกจากนี้หากความเข้มข้นของ Amoxicillin สูง ส่งผลให้สารละลายมีความเข้มข้นมากแสงจึงส่องผ่านไปยังวัสดุเร่งปฏิกิริยาได้น้อย ส่งผลต่อการเกิดอิเล็กตรอน (e^-) และโฮล (h^+) เกิดได้ไม่เต็มที่จะผลิตไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\cdot) ได้ไม่ดีเท่าที่ควร ส่งผลให้การเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในการกำจัด Amoxicillin ลดลง (กนกพล, 2560)

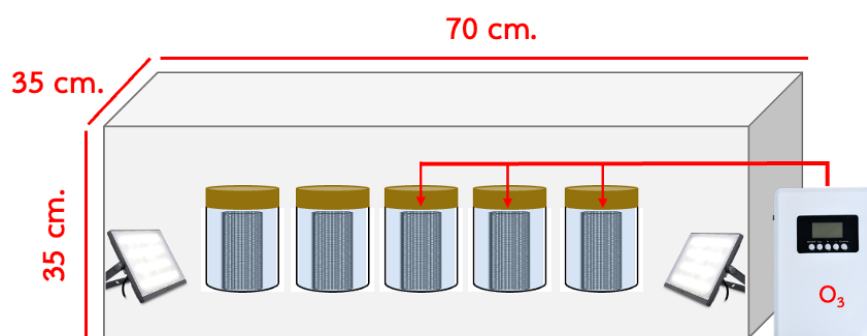
ดังนั้นความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกภายใต้แสง LED ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 คือ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 4.16 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED

4.3.3 การเติมโอโซนและไม่เติมโอโซนภายใต้แสง LED

การศึกษาระหว่างการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ภายใต้แสง LED ซึ่งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดสอบมีขนาดเท่ากับ 35x70x35 เซนติเมตร ดังภาพที่ 4.17 โดยเคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ประมาณ 0.50 – 0.54 กรัม บนผิวของแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร จากนั้นนำไปกำจัด Amoxicillin ปริมาตร 500 มิลลิลิตร ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ภายใต้แสง LED แบบ sport light ขนาด 100 วัตต์ จำนวน 2 หลอด ความเข้มแสง 839 Lux และทดสอบในสภาวะการเติมโอโซนปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง และไม่เติมโอโซน ซึ่งทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ที่เปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV 500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 – 1100 นาโนเมตร โดยทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ทุก 30 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที

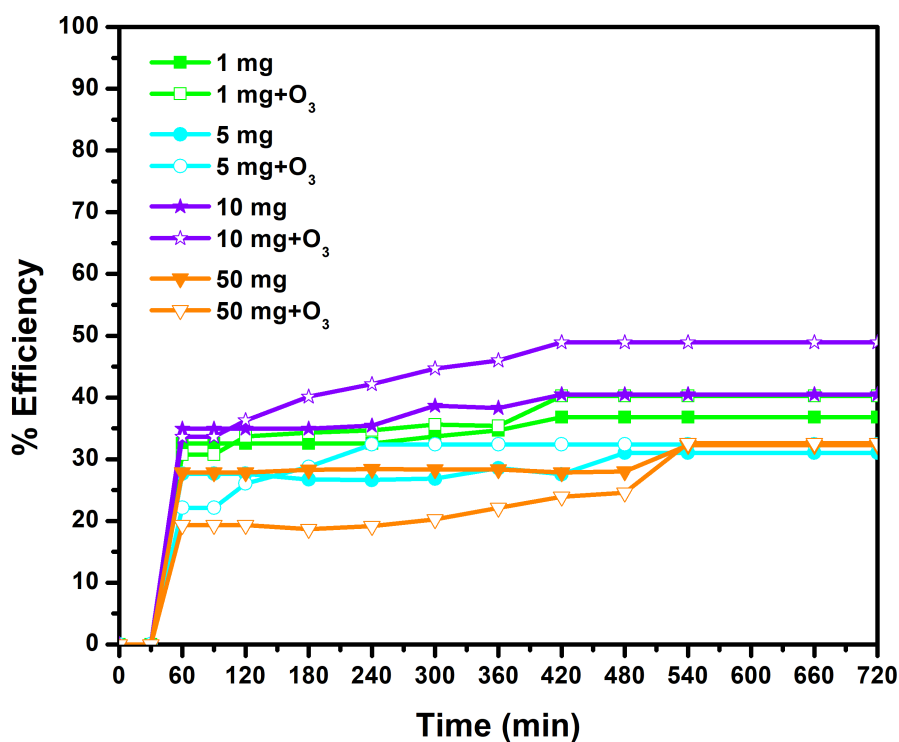


ภาพที่ 4.17 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน

จากผลการศึกษาระหว่างการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 500 มิลลิลิตร ด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ทั้งในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน พบว่า เมื่อเติมโอโซนแล้วใช้ร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร สูงที่สุด ประมาณ 33 – 48 เปอร์เซ็นต์ รองลงมาที่ความเข้มข้น 1, 5 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีประสิทธิภาพประมาณ 30 – 40, 22 – 32 และ 19 – 32 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ดังภาพที่ 4.18

และเมื่อเปรียบเทียบกับกรณีที่เติมโอโซนปรากฏว่าประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ที่ความเข้มข้นต่าง ๆ นั้นไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ เนื่องจาก โอโซน (Ozone) สามารถสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ได้ (Ye et al., 2009) แต่เนื่องด้วยโอโซนที่เติมสามารถไปทำปฏิกิริยากับหมู่ฟังก์ชันที่ผิวของวัสดุเร่งปฏิกิริยา ทำให้สมบัติที่ผิวเกิดการเปลี่ยนแปลงและลดความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED และสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ได้ไม่ดีเท่าที่ควร

ดังนั้นการเติมโอโซนหรือไม่เติมโอโซน ไม่ได้ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ภายใต้แสง LED ที่แตกต่างกัน

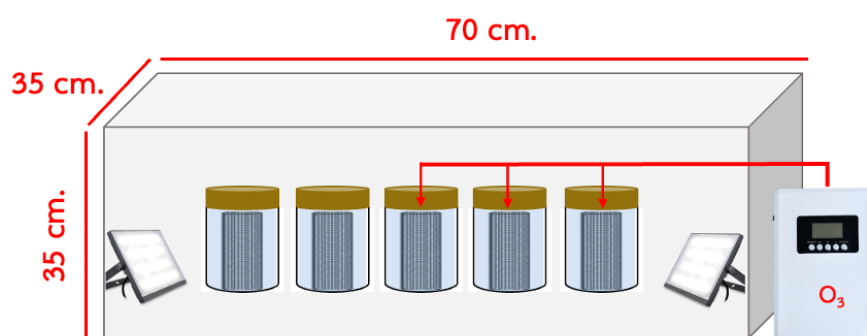


ภาพที่ 4.18 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน

4.3.4 ระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัด Amoxicillin

การศึกษาระยะเวลาที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ภายใต้แสง LED ในการกำจัด Amoxicillin ซึ่งชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดสอบมีขนาดเท่ากับ 35x70x35 เซนติเมตร ดังภาพที่ 4.19 โดยเคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา

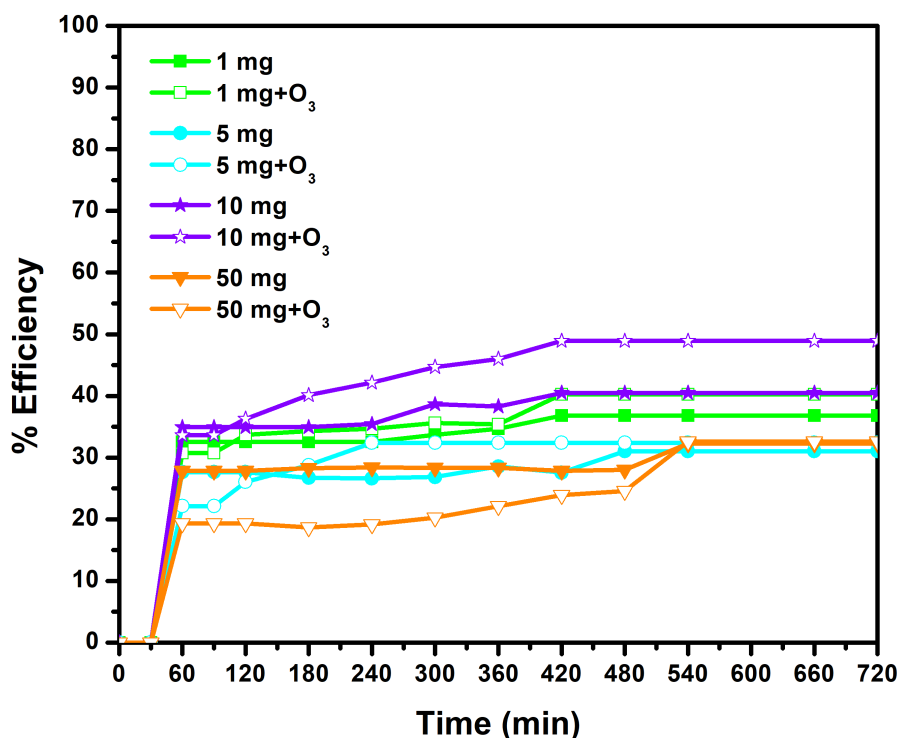
Ag-Ti-RH-MCM-41 ประมาณ 0.50 – 0.54 กรัม บนผิวของแผ่น wire screen mesh ขนาด 17x10 เซนติเมตร จากนั้นนำไปกำจัด Amoxicillin ปริมาตร 500 มิลลิลิตร ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ภายใต้แสง LED แบบ sport light ขนาด 100 วัตต์ จำนวน 2 หลอด ความเข้มแสง 839 Lux ในสภาวะการเติมโอโซนปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง และไม่เติมโอโซน ซึ่งทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ที่เปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลา ด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ยี่ห้อ Spectrum by perkin รุ่น SP-UV 500 ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 – 1100 นาโนเมตร โดยทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ทุก 30 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที



ภาพที่ 4.19 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED และเครื่องผลิตโอโซน

จากผลการศึกษาระยะเวลาที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ต่อประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 500 มิลลิลิตร ด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน พบว่า เมื่อระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นในช่วง 30 – 60 นาที แรกประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ได้ประมาณ 20 – 35 เปอร์เซ็นต์ จากนั้นประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ส่วนใหญ่เพิ่มขึ้นจนเริ่มคงที่ในช่วงระยะเวลา 240 - 720 นาที มีประสิทธิภาพประมาณ 26 – 48 เปอร์เซ็นต์ ดังภาพที่ 4.20

ดังนั้นระยะเวลาที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ต่อประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin คือ ช่วง 240 – 720 นาที



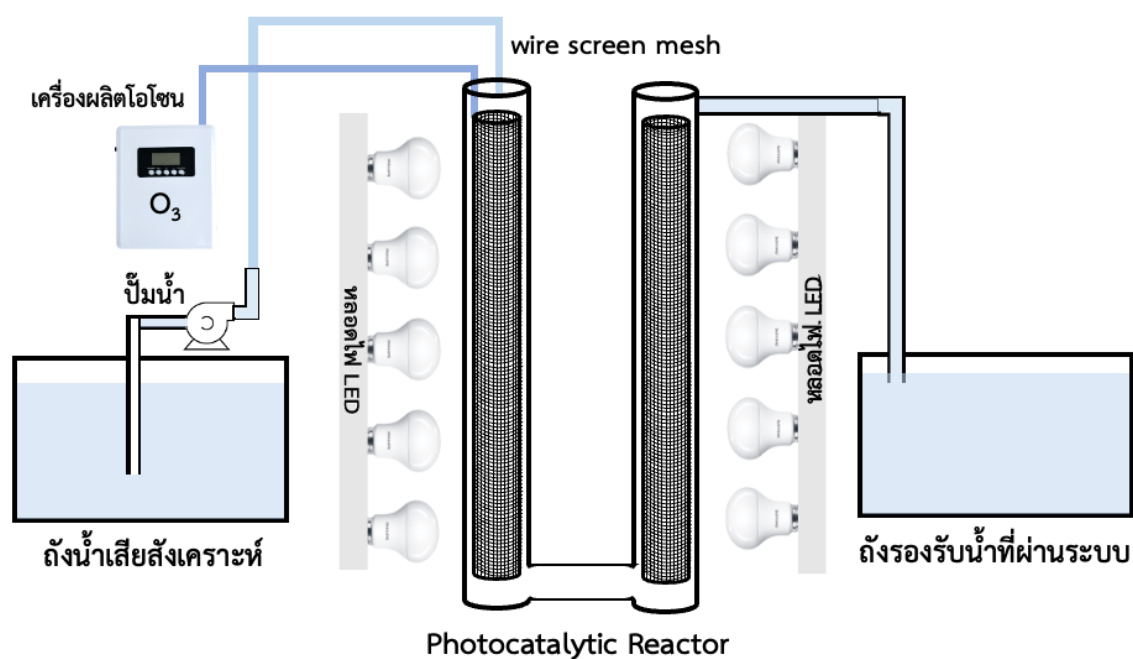
ภาพที่ 4.20 ประสิทธิภาพการกำจัด Amoxicillin ที่ความเข้มข้น 1, 5, 10 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน

4.4 การทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง

การทดสอบเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยา และเวชสำอาง (Pharmaceuticals and personal care products: PPCP) คือ ยา Amoxicillin ของวัสดุ Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่สังเคราะห์จากซิลิกาแบบ Batch (In-situ) ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ด้วยการนำผลการเปรียบเทียบชนิดของแสงที่ดีที่สุด คือ LED ในตอนที่ 4.3.1 ผลของการศึกษาระหว่างการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน ในตอนที่ 4.3.2 ผลของการศึกษาความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยา ในตอนที่ 4.3.3 และผลของการศึกษาระยะ เวลาที่เหมาะสมในการกำจัด Amoxicillin ในตอนที่ 4.3.4 มาทดสอบซึ่งชุดอุปกรณ์

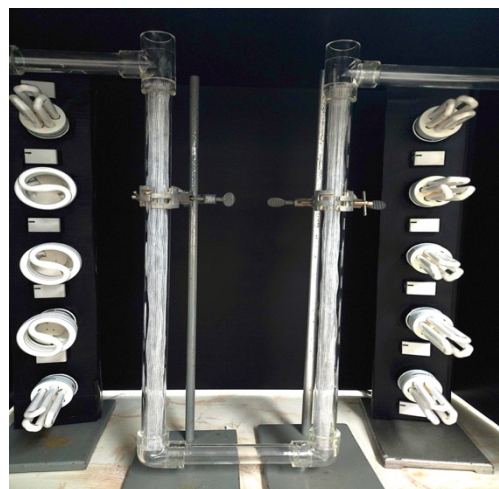
ที่ใช้ในการทดสอบมีขนาดเท่ากับ 70x40x65 เซนติเมตร ดังรูปที่ 4.21 เคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ประมาณ 1.22 - 1.30 กรัม บนผิวของแผ่น wire screen mesh ขนาด 7.5x50 เซนติเมตร จากนั้นนำไปกำจัด Amoxicillin ปริมาตร 40 ลิตร โดยความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง ด้วยอัตราการไหล 10 มิลลิลิตรต่อนาที ภายใต้แสง LED ขนาด 15 วัตต์ จำนวน 10 หลอด และทดสอบในสภาวะการเติม โอโซนที่อัตราการไหลปริมาณ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง และไม่เติมโอโซน ซึ่งทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ที่เปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาด้วยเครื่อง UV-Visible spectrophotometer ที่ความยาวคลื่นตั้งแต่ 190 - 1000 นาโนเมตร โดยทำการวัดค่าสเปกตรัมของสารละลาย Amoxicillin ทุก 10 นาที จนครบ 120 นาที จากนั้นวัดค่าสเปกตรัมทุก 60 นาที จนครบ 720 นาที

โดยลักษณะแผ่น wire screen mesh ก่อนการเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่กำลังขยายต่าง ๆ ดังตารางที่ 4.6 มีลักษณะพื้นที่ผิวเรียบ มีรูพรุนระหว่างเส้นสูง ทำให้มีพื้นที่ผิวในการยึดเกาะของวัสดุเร่งปฏิกิริยาและน้ำไหลผ่านได้ดี จึงเหมาะแก่การใช้เป็นวัสดุตัวกลางในการเคลือบวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 และลักษณะแผ่น wire screen mesh หลังการเคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่กำลังขยายต่าง ๆ พบว่า วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มีลักษณะจับตัวการเป็นกลุ่ม และการกระจายตัวอยู่บนพื้นผิวของแผ่น wire screen mesh



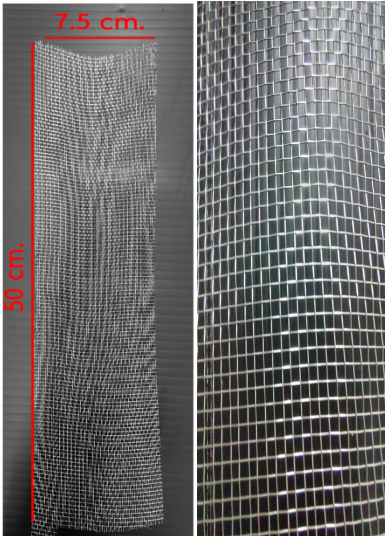
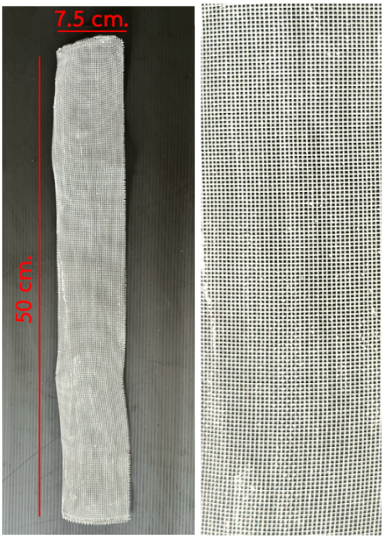


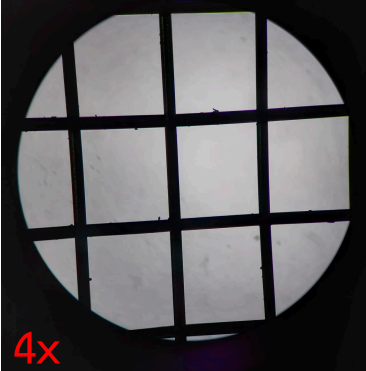
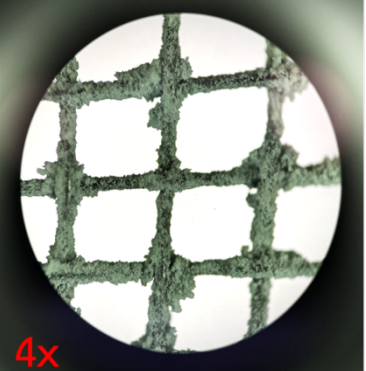
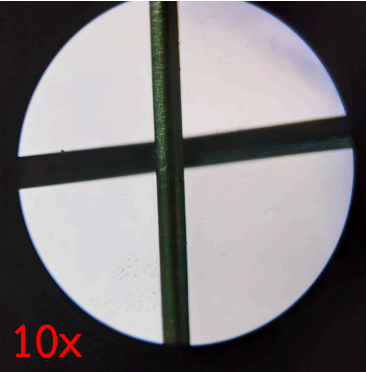
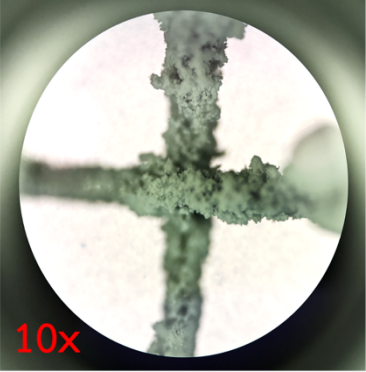
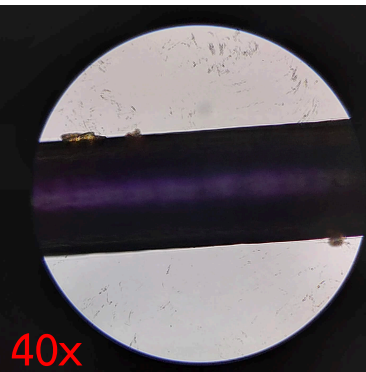
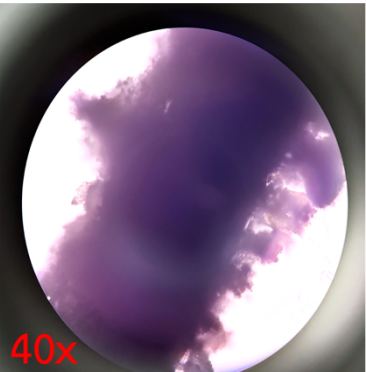
Reactor

Reactor and Catalyst
(Wire screen mesh)

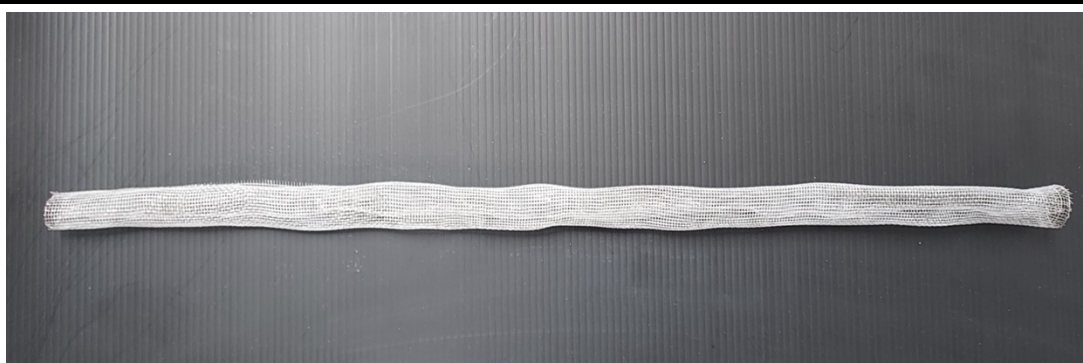
ภาพที่ 4.21 ชุดอุปกรณ์ในการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา ที่มี Amoxicillin ปนเปื้อน พร้อมหลอดไฟ LED ทั้งในสถานะที่เต็มโอโซนและไม่เต็มโอโซน

ตารางที่ 4.6 ลักษณะการเคลือบของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 บนแผ่น wire screen mesh ขนาด 7.5x50 เซนติเมตร

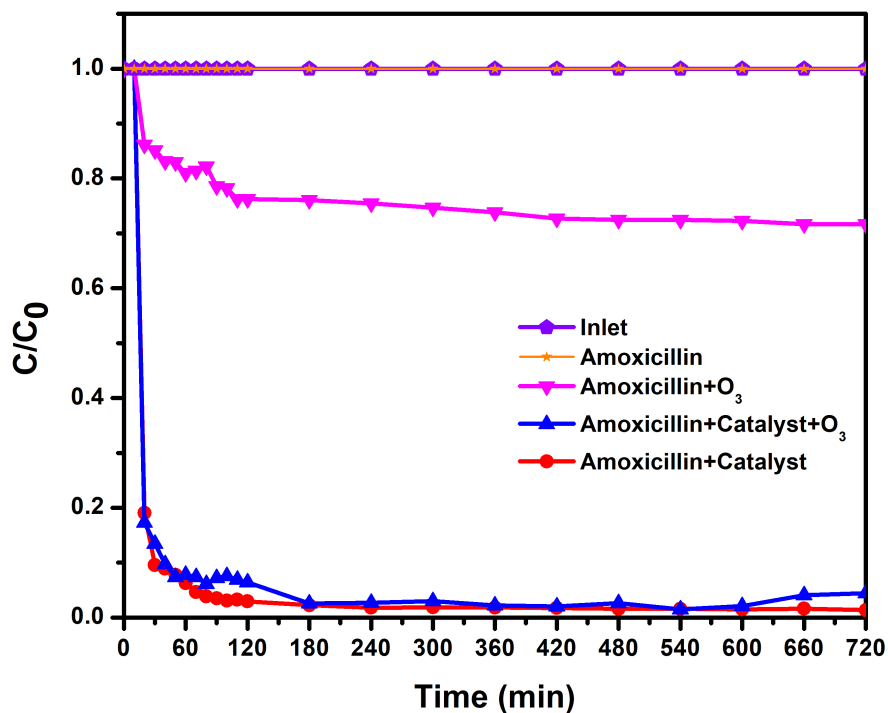
แผ่น wire screen mesh ก่อบเคลือบ	แผ่น wire screen mesh หลังเคลือบ
	

แผ่น wire screen mesh ก่อนเคลือบ ที่กำลังขยายต่าง ๆ	แผ่น wire screen mesh หลังเคลือบ ที่กำลังขยายต่าง ๆ
 <p>4x</p>	 <p>4x</p>
 <p>10x</p>	 <p>10x</p>
 <p>40x</p>	 <p>40x</p>

แผ่น wire screen mesh เคลือบด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่ผ่านการขึ้นรูป



จากผลการทดสอบประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ความเข้มข้นปริมาตร 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ภายใต้แสง LED ในสภาวะการเติมโอโซน (Ozone) และไม่เติมโอโซน การเติมน้ำในช่วงแรกจะปล่อยให้น้ำค่อยๆ ไหลเข้าไปในระบบที่อัตราเร็วประมาณ 10 มิลลิลิตรต่อนาที จนกระทั่งไหลออกที่ปลายท่อใช้เวลาประมาณ 60 นาที พบว่า การกำจัดยา Amoxicillin เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในช่วง 10 – 40 นาทีแรก แต่ระบบบำบัดแบบไหลต่อเนื่องมีประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ได้ประมาณ 80 – 90 เปอร์เซ็นต์ เนื่องจากช่วงแรกพื้นที่ผิวของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ว่างและสามารถให้โมเลกุลของยา Amoxicillin เข้าไปทำปฏิกิริยาได้อย่างรวดเร็ว และเมื่อระยะเวลาผ่านไปประสิทธิภาพในการเกิดปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นจาก 90 เป็น 98 เปอร์เซ็นต์ แต่วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ยังคงสามารถกำจัดยาได้ดี ดังภาพที่ 4.22 จากการทดลองระยะเวลาที่ใช้ในการเกิดปฏิกิริยาในการกำจัดสารประเภทยาก่อนข้างใช้ระยะเวลานานกว่าประสิทธิภาพในการกำจัดจะคงที่ เนื่องจาก Amoxicillin มีขนาดโครงสร้างโมเลกุลใหญ่และมีความซับซ้อนทำให้ยากต่อการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันอย่างสมบูรณ์ (Fattahi, et al., 2021)

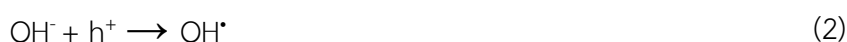


ภาพที่ 4.22 ประสิทธิภาพของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin ภายใต้แสง LED ในสถานะที่เติมโอโซนและไม่เติมโอโซน และประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ภายใต้แสง LED ในสถานะการเติมโอโซน

เมื่อทดสอบการเติมโอโซน และการเติมโอโซนร่วมกับการใช้วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 โดยทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ความเข้มข้นปริมาตร 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ในสถานะการเติมโอโซน ภายใต้แสง LED พบว่า โอโซน (Ozone) มีประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ประมาณ 25 – 30 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำไปใช้ร่วมกับวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin พบว่า การเติมโอโซนจะทำให้การเกิดปฏิกิริยาการกำจัดยา Amoxicillin ในช่วงแรกน้อยลง ดังภาพที่ 4.22 เนื่องจากโอโซนที่เติมลงไปสามารถไปทำปฏิกิริยากับหมู่ฟังก์ชันที่ผิวของวัสดุเร่งปฏิกิริยา ทำให้สมบัติที่ผิวเกิดการเปลี่ยนแปลงและลดความสามารถในการเกิด Photocatalytic process และสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ได้ไม่ดีเท่าที่ควร ส่งผลให้การเกิดปฏิกิริยาภายใต้แสง LED ในการกำจัด Amoxicillin ลดลง และเนื่องจากการเติมโอโซนจากเครื่องผลิตโอโซนเป็นระยะเวลา 5 นาที ทุก 30 นาที ดังนั้นปริมาณโอโซนเท่ากับ 0.06 กรัมต่อชั่วโมง ซึ่งเป็นปริมาณที่น้อยเกินไปทำให้ปริมาณการเกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH[•]) ที่เกิดจากวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 แบบเติมโอโซนและไม่เติมโอโซนไม่แตกต่างกัน

(Nasseh, et al., 2019) ส่งผลให้เกิดประสิทธิภาพในการกำจัด Amoxicillin ภายในสภาวะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซนไม่แตกต่างกัน

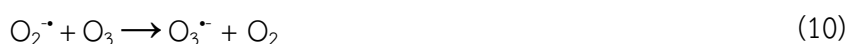
โดยกลไกในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เมื่อได้รับการกระตุ้นด้วยแสง LED จะส่งผลให้เกิดการแตกตัวกันของอิเล็กตรอน (e^-) และโฮล (h^+) ซึ่งโฮล (h^+) สามารถเกิดปฏิกิริยาและสร้างไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) ได้อย่างต่อเนื่อง ดังสมการที่ (1) – (3)



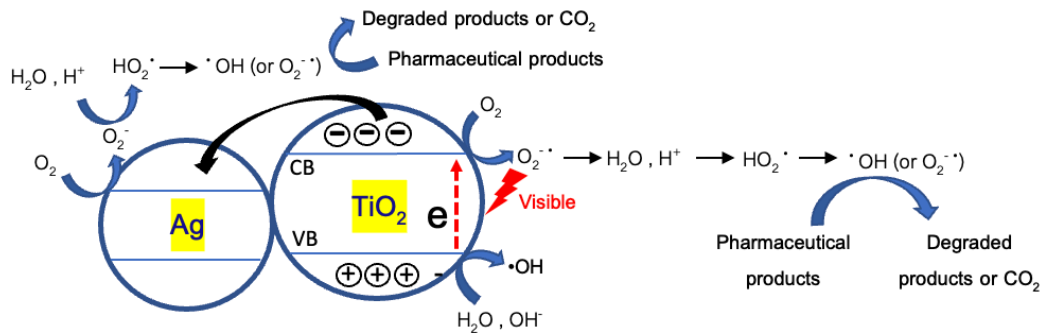
ในส่วนของโอโซน (O_3) เมื่อรับอิเล็กตรอน (e^-) เกิดเป็นโอโซนเรดิคัล (O_3^\bullet) สามารถเกิดปฏิกิริยากับไฮโดรเจน (H^+) จะเกิดเป็น ไฮดริโอไดรอกซิเจนเรดิคัล ($^{\bullet}O_3H$) ซึ่งสามารถสลายตัวเกิดเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) และออกซิเจน (O_2) ดังสมการที่ (4) – (6)



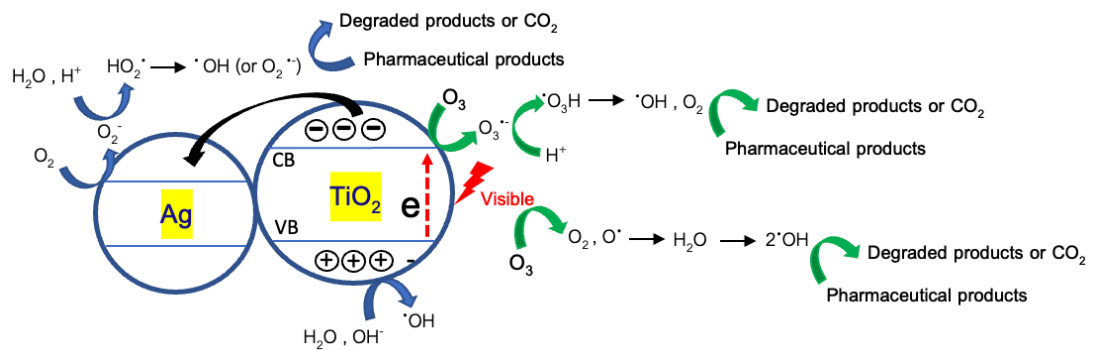
และส่วนของโอโซน (O_3) เมื่อได้รับการกระตุ้นด้วยแสง LED จะส่งผลให้เกิดการแตกตัวกันของออกซิเจนเรดิคัล (O^\bullet) และออกซิเจน (O_2) โดยออกซิเจนเรดิคัล (O^\bullet) สามารถเกิดปฏิกิริยากับน้ำ (H_2O) เกิดเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) จำนวน 2 โมเลกุล และออกซิเจน (O_2) จะเกิดปฏิกิริยากับอิเล็กตรอน (e^-) จะเกิดเป็นซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล (O_2^\bullet) ซึ่งสามารถเกิดปฏิกิริยากับโอโซน (O_3) อีกครั้ง และเกิดการแตกตัวกันของโอโซนเรดิคัล (O_3^\bullet) และออกซิเจน (O_2) ดังสมการที่ (7) – (10)



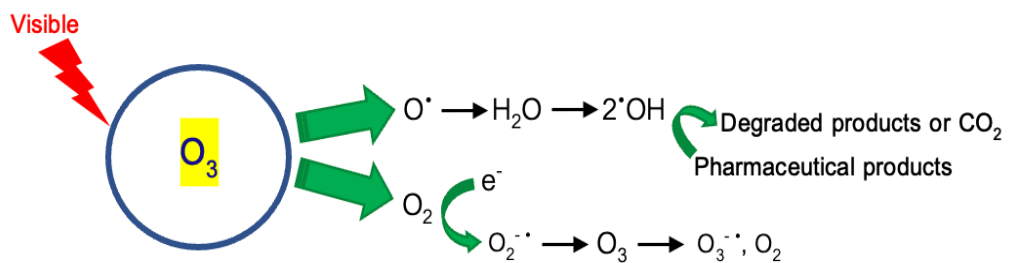
จากการเกิดไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH^\bullet) และซูเปอร์ออกไซด์เรดิคัล (O_2^\bullet) ในกลไกการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เมื่อได้รับการกระตุ้นด้วยแสง LED และการเติมโอโซน ส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันกับโมเลกุลของ Amoxicillin ซึ่งช่วยในการกำจัด Amoxicillin ได้ด้วยวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ดังภาพที่ 4.23 – 4.25



ภาพที่ 4.23 กระบวนการโฟโตคะตะไลติกภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin



ภาพที่ 4.24 กระบวนการโฟโตคะตะไลติกภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible และการเติมโอโซน ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในการกำจัด Amoxicillin



ภาพที่ 4.25 กระบวนการโฟโตไลซิสภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง Visible ของโอโซน (Ozone) ในการกำจัด Amoxicillin

ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นที่มีการทดสอบคล้ายคลึงกัน พบว่ามีการใช้วัสดุเร่งปฏิกิริยา TiO_2 ที่มีวัสดุอื่นเป็นองค์ประกอบ ภายใต้การกระตุ้นด้วยแสง UV visible และสถานะการเติมโอโซน เพื่อทดสอบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ และสารในกลุ่มผลิตภัณฑ์ยาและเวชสำอาง (Pharmaceuticals and personal care products: PPCP) โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัด ดังตารางที่ 4.7

ตารางที่ 4.7 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของวัสดุสังเคราะห์ในการกำจัดมลพิษในน้ำ

วัสดุสังเคราะห์	สถานะการศึกษา	ประสิทธิภาพในการกำจัด	เอกสารอ้างอิง
Ag-Ti-RH-MCM-41 (0.03 g/L)	- LED - Ozone 0.06 g/hr. - flowrate of 10 ml/min	97-98% of continuous flow reactor Amoxicillin (10 mg/L) constant at 240-720 min	This work
0.005Ag-0.005Ce-ZnO (3 g/L)	- visible light - pH 11.0	81% of Fixed bed continuous flow reactor Trichloroethylene (100 mg/L) at 180 min	Tulaphol et al., 2023
Ag-ZnO@Biochar (0.5 g/L)	- UV light - pH 6.0 - $\text{H}_2\text{O}_2 = 100 \text{ mM}$	70% Tetracycline (50 mg/L) at 60 min	Hosny et al., 2022
TiO_2 (0.4 g/L)	- natural sunlight - pH 7.0 - flowrate of 26 ml/s	98% of compound parabolic collectors, Paracetamol (2.5-20 mg/L) constant at 300 min	Chekir, et al., 2020
	- natural sunlight - pH 7.0 - flowrate of 39.3 ml/s	94% of Fixed bed, Paracetamol (2.5-20 mg/L) constant at 300 min	

N-TiO ₂ /ZnFe ₂ O ₄ /zeolite (2 g/L)	- UV visible light	94%	Aram, et al., 2020
	- Ozone 0.5 g/hr. - pH 5.0	Metronidazole (100 mg/L) at 120 min	
	- UV visible light	95%	
	- Ozone 0.5 g/hr. - pH 7.0	Cephalexin (100 mg/L) at 120 min	
0.005Ag- 0.005Ce-ZnO (1 g/L)	- visible light - pH 0.9	82% Atrazine (5 mg/L) at 120 min	Khamdahsag et al., 2018
TiO ₂ /quartz fiber At 500 °C	- UV-LED - flowrate of 1 ml/min	90% of continuous-flow reactor, Methyl orange (MO) dyes (10 mL) after 5 hr.	Zhang et al., 2018
TiO ₂ (0.003 g/cm ²)	- natural sunlight - flowrate of 60 ml/s - pH 7.0	99% of Solar reactor Tartrazine (10 mg/L) constant at 300 min	Chekir, et al., 2017
	- UV light - flowrate of 60 ml/s - pH 7.0	30% of UV lamp reactor Tartrazine (10 mg/L) constant at 300 min	
	- natural sunlight & UV light - flowrate of 60 ml/s - pH 7.0	99% of Solar reactor Tartrazine (10 mg/L) constant at 200 min	
TiO ₂ (0.1 g)	- UV light & Microwave (MW) power	99-100% of continuous- flow UV/MW reactor Direct Red-81 (DR-81) (1.5 × 10 ⁻⁵ M)	Genuino et al., 2012

	- flowrate of 88 ml/min	constant at 105 min	
	- UV light & Microwave (MW) power	99-100% of continuous-flow UV/MW reactor	
	- flowrate of 88 ml/min	Bromothymol Blue (BTB) dyes (3.2×10^{-5} M) constant at 105 min	
TiO ₂ (0.5-4 g/L)	- UV light - Ozone 0.3-1.08 g/hr.	99.3% 4-Chloronitrobenzene (23 mg/L) at 30 min	Ye et al., 2009
TiO ₂ (10 g)	- UV light - flowrate of 100 ml/min - pH 5.0, 7.0 & 9.0	90-99.99% of rotating tube reactor Red dye (50,100 and 150 mg/l) at 120, 150 and 210 min, respectively	Damodar & Swaminathan, 2008

จากการทวนเอกสารดังตารางที่ 4.7 พบว่า วัสดุสังเคราะห์ส่วนใหญ่ที่นิยมนำมาใช้ในการกำจัดมลพิษที่มีการปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมด้วยระบบบำบัดน้ำแบบไหลต่อเนื่อง คือ TiO₂ และ วัสดุสังเคราะห์อื่นที่มีส่วนผสมของ Ag เป็นองค์ประกอบ ปรากฏว่าวัสดุสังเคราะห์ที่นำมาใช้มีประสิทธิภาพในการกำจัดมลพิษ ได้เป็นอย่างดีตั้งแต่ร้อยละ 30 – 100 ภายใต้สภาวะต่าง ๆ เช่น แหล่งกำเนิดแสง อัตราการไหลของน้ำในระบบ ปริมาณการเติมโอโซนและระยะเวลาในการกำจัด

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

งานวิจัยนี้ได้นำกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advanced oxidation process; AOP) โดยการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาที่สังเคราะห์จากการปรับปรุงไทเทเนียมไดออกไซด์ด้วยการเจือโลหะเงิน และนำไปใส่บนพื้นผิวของ RH-MCM-41 ที่เตรียมได้จากซิลิกาเจล ซึ่งวัสดุเร่งปฏิกิริยาที่เตรียมได้เรียกว่า Ag-Ti-RH-MCM-41 ด้วยวิธีการสังเคราะห์แบบ Batch (In-situ) โดยให้ความร้อนโดยไม่โครเวฟและเคลือบลงบนแผ่น wire screen mesh โดยเริ่มจากการทดสอบความใช้ได้ของวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ในเบื้องต้น ด้วยการกำจัดสีย้อมสังเคราะห์ (methylene blue; MB) จากนั้นนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 มาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ภายใต้แสง LED และ Fluorescence จากนั้นศึกษาความเข้มข้นของสารละลาย Amoxicillin ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติก ทำการศึกษาสถานะการเติมโอโซนและไม่เติมโอโซน และศึกษาระยะเวลาที่เหมาะสมในการกำจัดยา Amoxicillin จากนั้นนำวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 เคลือบลงบนแผ่น wire screen mesh มาใช้ในการกำจัดยา Amoxicillin ภายใต้คลื่นแสง LED ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง ในสถานะการเติมและไม่เติมโอโซน ซึ่งสามารถสรุปผลการวิจัยได้ดังนี้

5.1 สรุปผลการวิจัย

5.1.1 วัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่ผ่านการเคลือบลงบนแผ่น wire screen mesh เพื่อใช้ในการกำจัดยา Amoxicillin ภายใต้คลื่นแสง LED ในสถานะการเติมและไม่เติมโอโซน ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ในสถานะการเติมและไม่เติมโอโซนสูงถึงร้อยละ 97.90 และ 98.20 ตามลำดับและเมื่อระยะเวลาเพิ่มขึ้น มีการเกิดปฏิกิริยาโฟโตคะตะไลติกเพิ่มขึ้น จนประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin เพิ่มขึ้นจนคงที่ที่ระยะเวลา 240 - 720 นาที

5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 ควรศึกษาปริมาณวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 ที่เหมาะสม ซึ่งอาจมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาในการกำจัดยา Amoxicillin ได้ดียิ่งขึ้น

5.2.2 ควรศึกษาความยาวของเครื่องปฏิกรณ์ (Reactor) เพิ่มเติม เนื่องจากความยาวของเครื่องปฏิกรณ์ (Reactor) อาจมีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin

5.2.3 ควรศึกษาอัตราการไหลของน้ำภายในเครื่องปฏิกรณ์ (Reactor) ที่เหมาะสม ซึ่งอาจมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาระหว่างวัสดุเร่งปฏิกิริยา Ag-Ti-RH-MCM-41 กับยา Amoxicillin เพื่อให้ประสิทธิภาพในการกำจัดยา Amoxicillin ได้ดียิ่งขึ้น

5.2.4 ควรเพิ่มปริมาณโอโซนที่ใช้สำหรับการเกิดปฏิกิริยาที่เหมาะสม โดยโอโซนเป็นแหล่งไฮดรอกซิล ซึ่งอาจมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาในการกำจัดยา Amoxicillin ได้ดียิ่งขึ้น

5.2.5 เนื่องจากในขั้นตอนการใช้งานเป็นการกำจัดยา Amoxicillin ที่สังเคราะห์ขึ้นในห้องปฏิบัติการเท่านั้น จึงควรศึกษาการนำไปใช้งานในการกำจัดน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมยาหรือน้ำทิ้งจากชุมชนที่เกิดขึ้นจริง อีกทั้งควรศึกษาการนำวัสดุดังกล่าวมาใช้งานซ้ำอีกด้วย

เอกสารอ้างอิง

- กนกพล มหันต์. (2560). การสังเคราะห์วัสดุซิลเวอร์ไทเทเนียมเอ็มซีเอ็ม 41 โดยการให้ความร้อนด้วยไมโครเวฟสำหรับการบำบัดสีย้อม [วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต] มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- กรมควบคุมมลพิษ. (2560). คู่มือระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน. <https://www.pcd.go.th/publication/4241/>
- ชมภูช แดงอ่อน. (2019). อุตสาหกรรรมยา. <https://shorturl.asia/kiMVu>
- ณพล บุตรราช. (2561). ลักษณะเฉพาะอนาเทสเฟสและรูไทลเฟสของท่อนาโนไทเทเนียมไดออกไซด์ที่อุณหภูมิในการอบแตกต่างกัน [วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต] มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี.
- ธรรมบุญ ศรีทวงศ์. (2552). การประยุกต์ใช้งานของไทเทเนียมไดออกไซด์. <http://www.rir.nrct.go.th/rir/index.php?page=researching&nid=18197>
- นัตตา เวชชากุล. (2555). ไทเทเนียมไดออกไซด์กับการเร่งปฏิกิริยาด้วยแสงในการกำจัดสารประกอบอินทรีย์ในน้ำ. *วารสารเทคโนโลยีวัสดุ*, 67, 25-30.
- น้ำฝน เอกตาแสง, ญาณสินี สุมา, และ จารุพล มหิโพด. (2564). การปนเปื้อนยาปฏิชีวนะในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน. *วารสารวิทยาศาสตร์บูรพา ปีที่ 26 (ฉบับที่ 3)*
- ผไท จุลสุข. (2558). การพัฒนาแนวทางการจัดการยาหรือเภสัชภัณฑ์ที่ตกค้างในสิ่งแวดล้อมจากครัวเรือนและชุมชน. ศูนย์บริการวิชาการมหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ.
- ภิเชก รุ่งโรจน์ชัยพร. (2554). วัสดุพูนคืออะไร, *วารสารวิทยาศาสตร์ลาดกระบัง*, 20, 60-69.
- สุเมธ ภูมิภักดี. 2550. ไทเทเนียมไดออกไซด์ (TiO₂) โฟโตแคตตาลิสต์เคลือบด้วยอะพาไทต์ (apatite). *วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี* 22: 59-62.
- โสภิตา การประดิษฐ์. (2558). การสังเคราะห์สารที่มีความว่องไวทางแสงสำหรับประยุกต์ใช้ในการตรวจวัดไอออนโลหะในเชิงคุณภาพและปริมาณวิเคราะห์. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิชาเคมีอินทรีย์, คณะวิทยาศาสตร์, มหาวิทยาลัยศิลปากร.
- เอกรัตน์ วงษ์แก้ว. (2557). การศึกษาสภาวะในการเตรียมโลหะออกไซด์ผสมทองแดงและ เหล็กต่อคุณสมบัติเฉพาะและการเร่งปฏิกิริยากำจัดก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์. รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์, ภาควิชาวิศวกรรมเคมี, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยบูรพา.

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Ahmad, M., Ahmed, E., Hong, Z. L., Khalid, N. R., Ahmed, W., & Elhissi, A. (2013). Graphene–ag/zno nanocomposites as high performance photocatalysts under visible light irradiation. *Journal of Alloys and Compounds*, 577, 717–727. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2013.06.137>
- Ahmad, M., Zaidi, S. J., Zoha, S., Khan, M. S., Shahid, M., Park, T. J., & Basit, M. A. (2020). Pseudo-silar assisted unique synthesis of zno/ag₂o nanocomposites for improved photocatalytic and antibacterial performance without cytotoxic effect. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 603, 125200. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125200>
- Akpotu, S. O., Oseghe, E. O., Ayanda, O. S., Skelton, A. A., Msagati, T. A., & Ofomaja, A. E. (2019b). Photocatalysis and biodegradation of pharmaceuticals in wastewater: Effect of abiotic and biotic factors. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 21(9), 1701–1721. <https://doi.org/10.1007/s10098-019-01747-4>
- Al-Sarraj, A., Saoud, K. M., Elmel, A., Mansour, S., & Haik, Y. (2021). Optoelectronic properties of highly porous silver oxide thin film. *SN Applied Sciences*, 3(1). <https://doi.org/10.1007/s42452-020-04091-1>
- Amin, S. A., Pazouki, M., & Hosseinnia, A. (2009). Synthesis of tio₂–AG nanocomposite with sol–gel method and investigation of its antibacterial activity against E. coli. *Powder Technology*, 196(3), 241–245. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2009.07.021>
- Anandalakshmi, K., Venugobal, J., & Ramasamy, V. (2015). Characterization of silver nanoparticles by green synthesis method using pedaliium murex leaf extract and their antibacterial activity. *Applied Nanoscience*, 6(3), 399–408. <https://doi.org/10.1007/s13204-015-0449-z>
- APHA, AWWA & WEF 23rd edition 2017, part 2120 C. Spectrophotometer-Single-Wavelength Method (PROPOSED)

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- APHA, AWWA & WEF 23rd edition 2017, part 2540 C. Total dissolved solids at 180°C
- APHA, AWWA & WEF 23rd edition 2017, part 5220 C. Close Reflux, Titrimetric Method
- Aram, M., Farhadian, M., Solaimany Nazar, A. R., Tangestaninejad, S., Eskandari, P., & Jeon, B.-H. (2020). Metronidazole and cephalexin degradation by using of urea/tio2/znf2o4/clinoptilolite catalyst under visible-light irradiation and Ozone Injection. *Journal of Molecular Liquids*, 304, 112764. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.112764>
- Areerob, T. (2006). *Surface modification of RH-MCM-41 by sialylation for volatile organic compounds adsorption* [master dissertation] King Mongkut's University of Technology Thonburi.
- Artkla, S., Kim, W., Choi, W., & Wittayakun, J. (2009). Highly enhanced photocatalytic degradation of tetramethylammonium on the Hybrid Catalyst of Titania and MCM-41 obtained from rice husk silica. *Applied Catalysis B: Environmental*, 91(1–2), 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2009.05.019>
- aus der Beek, T., Weber, F., Bergmann, A., Hickmann, S., Ebert, I., Hein, A., & Küster, A. (2016). Pharmaceuticals in the environment—global occurrences and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(4), 823–835. <https://doi.org/10.1002/etc.3339>
- Balachandran, K., Venkatesh, R., & Sivaraj, R. (2010). Synthesis of nano tio2-sio2 composite using sol-gel method: effect on size, surface morphology and thermal stability. *International journal of engineering science and technology*, 2(-), 3695-3695. SID. <https://sid.ir/paper/624258/en>
- Beck, J. S., Vartuli, J. C., Roth, W. J., Leonowicz, M. E., Kresge, C. T., Schmitt, K. D., Chu, C. T., Olson, D. H., Sheppard, E. W., McCullen, S. B., Higgins, J. B., & Schlenker, J. L. (1992). A new family of mesoporous molecular sieves prepared with liquid crystal templates. *Journal of the American Chemical Society*, 114(27), 10834–10843. <https://doi.org/10.1021/ja00053a020>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Bezsenyi, A., Sági, G., Makó, M., Wojnárovits, L., & Takács, E. (2021). The effect of hydrogen peroxide on the biochemical oxygen demand (BOD) values measured during ionizing radiation treatment of wastewater. *Radiation Physics and Chemistry*, *189*, 109773. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2021.109773>
- Bhagiyalakshmi, M., Yun, L. J., Anuradha, R., & Jang, H. T. (2009). Synthesis of chloropropylamine grafted mesoporous MCM-41, MCM-48 and SBA-15 from Rice Husk Ash: Their application to CO₂ Chemisorption. *Journal of Porous Materials*, *17*(4), 475–484. <https://doi.org/10.1007/s10934-009-9310-7>
- Bharti, B., Kumar, S., Lee, H.-N., & Kumar, R. (2016). Formation of oxygen vacancies and ti³⁺ state in TiO₂ thin film and enhanced optical properties by Air Plasma treatment. *Scientific Reports*, *6*(1). <https://doi.org/10.1038/srep32355>
- Bianchi, C. L., Gatto, S., Pirola, C., Naldoni, A., Di Michele, A., Cerrato, G., Crocellà, V., & Capucci, V. (2014). Photocatalytic degradation of acetone, acetaldehyde and toluene in gas-phase: Comparison between Nano and micro-sized tio₂. *Applied Catalysis B: Environmental*, *146*, 123–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.02.047>
- Braconnier, B., Páez, C. A., Lambert, S., Alié, C., Henrist, C., Poelman, D., Pirard, J.-P., Cloots, R., & Heinrichs, B. (2009). Ag- and SiO₂-doped porous tio₂ with enhanced thermal stability. *Microporous and Mesoporous Materials*, *122*(1–3), 247–254. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2009.03.007>
- Brundle, C. R., Chuang, T. J., & Wandelt, K. (1977). Core and valence level photoemission studies of iron oxide surfaces and the oxidation of iron. *Surface Science*, *68*, 459–468. [https://doi.org/10.1016/0039-6028\(77\)90239-4](https://doi.org/10.1016/0039-6028(77)90239-4)
- Butler, M. A. (1977). Photoelectrolysis and physical properties of the semiconducting electrode WO₂. *Journal of Applied Physics*, *48*(5), 1914–1920. <https://doi.org/10.1063/1.323948>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Chau, T. N., Sung, Y. T., Wang, B. B., & Yang, W. D. (2012). Study on the photocatalytic degradation of methylene blue dye on titanate nanotube powders prepared by methanol-thermal process. *Applied Mechanics and Materials*, 234, 11–16. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.234.11>
- Chatterjee, D., & Dasgupta, S. (2005). Visible light induced photocatalytic degradation of organic pollutants. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, 6(2–3), 186–205. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochemrev.2005.09.001>
- Chekir, N., Tassalit, D., Benhabiles, O., Sahraoui, N., & Mellal, M. (2020). Effective removal of paracetamol in compound parabolic collectors and fixed bed reactors under natural sunlight. *Water Science and Technology*, 82(11), 2460–2471. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.511>
- Chekir, Nadia, Tassalit, D., Benhabiles, O., Kasbadji Merzouk, N., Ghenna, M., Abdessemed, A., & Issaadi, R. (2017). A comparative study of tartrazine degradation using UV and solar fixed bed reactors. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(13), 8948–8954. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.11.057>
- Chen, C.-Y., Burkett, S. L., Li, H.-X., & Davis, M. E. (1993). Studies on Mesoporous Materials II. synthesis mechanism of MCM-41. *Microporous Materials*, 2(1), 27–34. [https://doi.org/10.1016/0927-6513\(93\)80059-4](https://doi.org/10.1016/0927-6513(93)80059-4)
- Chen, D., Wang, Z., Ren, T., Ding, H., Yao, W., Zong, R., & Zhu, Y. (2014). Influence of defects on the photocatalytic activity of zno. *The Journal of Physical Chemistry C*, 118(28), 15300–15307. <https://doi.org/10.1021/jp5033349>
- Chen, H., Wang, F., Zhang, C., Shi, Y., Jin, G., & Yuan, S. (2010). Preparation of nano-silica materials: The concept from Wheat Straw. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 356(50–51), 2781–2785. <https://doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2010.09.051>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Chiarakorn, S., Areerob, T., & Gridanurak, N. (2007). Influence of functional silanes on hydrophobicity of MCM-41 synthesized from rice husk. *Science and Technology of Advanced Materials*, 8(1–2), 110–115. <https://doi.org/10.1016/j.stam.2006.11.011>
- Chumee, J., Gridanurak, N., Neramittagapong, A., & Wittayakun, J. (2009). Characterization of platinum–iron catalysts supported on MCM-41 synthesized with rice husk silica and their performance for phenol hydroxylation. *Science and Technology of Advanced Materials*, 10(1), 015006. <https://doi.org/10.1088/1468-6996/10/1/015006>
- D. Zhao, Y. Wan and W. Zhou, *Ordered Mesoporous Materials*, Wiley, 2012
- Daghrir, R., Drogui, P., Delegan, N., & El Khakani, M. A. (2013). Electrochemical degradation of chlortetracycline using n-doped Ti/tio₂ photoanode under Sunlight Irradiations. *Water Research*, 47(17), 6801–6810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.011>
- Damodar, R. A., & Swaminathan, T. (2008). Performance evaluation of a continuous flow immobilized rotating tube photocatalytic reactor (IRTPR) immobilized with tio₂ catalyst for azo dye degradation. *Chemical Engineering Journal*, 144(1), 59–66. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.01.014>
- DiNaro, J. L., Howard, J. B., Green, W. H., Tester, J. W., & Bozzelli, J. W. (2000). Elementary reaction mechanism for benzene oxidation in supercritical water. *The Journal of Physical Chemistry A*, 104(45), 10576–10586. <https://doi.org/10.1021/jp001390e>
- Dong, H., Zeng, G., Tang, L., Fan, C., Zhang, C., He, X., & He, Y. (2015). An overview on limitations of tio₂-based particles for photocatalytic degradation of organic pollutants and the corresponding countermeasures. *Water Research*, 79, 128–146. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.038>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Ehrampoush, M. H., Moussavi, G. H. R., Ghaneian, M. T., Rahimi, S., & Ahmadian, M. (2011, October 20). *Removal of methylene blue dye from textile simulated sample using tubular reactor and TiO₂/UV-C photocatalytic process*. TSpace. <https://hdl.handle.net/1807/62372>
- Ekpunobi, U. (2013). Deposition and characterization of silver oxide from Silver Solution recovered from industrial wastes. *American Chemical Science Journal*, 3(3), 307–313. <https://doi.org/10.9734/acsj/2013/3214>
- Fattahi, A., Arlos, M. J., Bragg, L. M., Kowalczyk, S., Liang, R., Schneider, O. M., Zhou, N., & Servos, M. R. (2021). Photodecomposition of pharmaceuticals and personal care products using P25 modified with Ag nanoparticles in the presence of natural organic matter. *Science of The Total Environment*, 752, 142000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142000>
- Fawzi Suleiman Khasawneh, O., & Palaniandy, P. (2019). Photocatalytic degradation of pharmaceuticals using TiO₂ based nanocomposite catalyst-review. *Civil and Environmental Engineering Reports*, 29(3), 1–33. <https://doi.org/10.2478/ceer-2019-0021>
- Garibo, D., Borbón-Nuñez, H. A., de León, J. N., García Mendoza, E., Estrada, I., Toledano-Magaña, Y., Tiznado, H., Ovalle-Marroquin, M., Soto-Ramos, A. G., Blanco, A., Rodríguez, J. A., Romo, O. A., Chávez-Almazán, L. A., & Susarrey-Arce, A. (2020). Green synthesis of silver nanoparticles using *Lysiloma acapulcensis* exhibit high-antimicrobial activity. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69606-7>
- Genuino, H. C., Hamal, D. B., Fu, Y.-J., & Suib, S. L. (2012). Synergetic effects of ultraviolet and microwave radiation for enhanced activity of TiO₂ nanoparticles in degrading organic dyes using a continuous-flow reactor. *The Journal of Physical Chemistry C*, 116(26), 14040–14051. <https://doi.org/10.1021/jp3040192>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Ghorbani, F. (2013). Aqueous cadmium ions removal by adsorption on APTMS grafted mesoporous silica MCM-41 in batch and fixed bed column processes. *International Journal of Engineering*, 26(5(B)). <https://doi.org/10.5829/idosi.ije.2013.26.05b.03>
- Grisdanurak, N., Chiarakorn, S., & Wittayakun, J. (2003). Utilization of mesoporous molecular sieves synthesized from natural source rice husk silica to chlorinated volatile organic compounds (cvocs) adsorption. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 20(5), 950–955. <https://doi.org/10.1007/bf02697304>
- Gross, Th., Ramm, M., Sonntag, H., Unger, W., Weijers, H. M., & Adem, E. H. (1992). An XPS analysis of different SiO_2 modifications employing a C 1s as well as an AU 4F7/2 static charge reference. *Surface and Interface Analysis*, 18(1), 59–64. <https://doi.org/10.1002/sia.740180110>
- Guo, J., Li, S., Duan, L., Guo, P., Li, X., Cui, Q., Wang, H., & Jiang, Q. (2016). Preparation of Si doped molecularly imprinted TiO_2 photocatalyst and its degradation to antibiotic wastewater. *Integrated Ferroelectrics*, 168(1), 170–182. <https://doi.org/10.1080/10584587.2016.1159942>
- Hassani, A., Khataee, A., Karaca, S., Karaca, C., & Gholami, P. (2017). Sonocatalytic degradation of ciprofloxacin using synthesized TiO_2 nanoparticles on montmorillonite. *Ultrasonics Sonochemistry*, 35, 251–262. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.09.027>
- Hosny, M., Fawzy, M., & Eltaweil, A. S. (2022). Green synthesis of bimetallic Ag/ZnO@biohar nanocomposite for photocatalytic degradation of tetracycline, antibacterial and antioxidant activities. *Scientific Reports*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-11014-0>
- HOU, X., HUANG, M., WU, X., & LIU, A. (2009). Preparation and studies of photocatalytic silver-loaded TiO_2 films by hybrid sol-gel method. *Chemical Engineering Journal*, 146(1), 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.05.041>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Kernazhitsky, L., Shymanovska, V., Gavrilko, T., Naumov, V., Fedorenko, L., Kshnyakin, V., & Baran, J. (2014). Room temperature photoluminescence of anatase and rutile TiO_2 powders. *Journal of Luminescence*, *146*, 199–204. <https://doi.org/10.1016/j.jlumin.2013.09.068>
- Khamdahsag, P., Pimpha, N., Thongruang, R., Grisdanurak, N., Nanny, M. A., & Wittayakun, J. (2018). Photocatalytic degradation of atrazine using zinc oxide texturally modified with sticky rice starch template and doped with transition metals. *Environmental Engineering and Management Journal*, *17*(12), 2923–2931. <https://doi.org/10.30638/eemj.2018.293>
- Kho, Y. K., Iwase, A., Teoh, W. Y., Mädler, L., Kudo, A., & Amal, R. (2010). Photocatalytic H_2 evolution over TiO_2 nanoparticles. the synergistic effect of anatase and Rutile. *The Journal of Physical Chemistry C*, *114*(6), 2821–2829. <https://doi.org/10.1021/jp910810r>
- Klankaw, P., Chawengkijwanich, C., Grisdanurak, N., & Chiarakorn, S. (2012). The hybrid photocatalyst of TiO_2 – SiO_2 thin film prepared from rice husk silica. *Superlattices and Microstructures*, *51*(3), 343–352. <https://doi.org/10.1016/j.spmi.2011.12.004>
- Krakowiak, R., Musiał, J., Bakun, P., Spychała, M., Czarczynska-Goslinska, B., Mlynarczyk, D. T., Koczorowski, T., Sobotta, L., Stanisław, B., & Goslinski, T. (2021). Titanium dioxide-based photocatalysts for degradation of emerging contaminants including pharmaceutical pollutants. *Applied Sciences*, *11*(18), 8674. <https://doi.org/10.3390/app11188674>
- Kresge, C. T., Leonowicz, M. E., Roth, W. J., Vartuli, J. C., & Beck, J. S. (1992). Ordered mesoporous molecular sieves synthesized by a liquid-crystal template mechanism. *Nature*, *359*(6397), 710–712. <https://doi.org/10.1038/359710a0>
- Kümmerer, K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, *90*(8), 2354–2366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.023>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Küster, A., & Adler, N. (2014). Pharmaceuticals in the environment: Scientific evidence of risks and its regulation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *369*(1656), 20130587. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0587>
- Linsebigler, A. L., Lu, G., & Yates, J. T. (1995). Photocatalysis on TiO₂ surfaces: Principles, mechanisms, and selected results. *Chemical Reviews*, *95*(3), 735–758. <https://doi.org/10.1021/cr00035a013>
- Liu, J., Ma, X., Yang, L., Liu, X., Han, A., Lv, H., Zhang, C., & Xu, S. (2018). in situ green oxidation synthesis of Ti³⁺ and N self-doped rutile TiO₂ nanoparticles with enhanced photocatalytic activity under visible light. *RSC Advances*, *8*(13), 7142–7151. <https://doi.org/10.1039/c7ra13523h>
- Mahun, K., Sriprom, W., & Areerob, T. (2016). Microwave-assisted preparation of Ag-TiO₂/MCM-41 characterization and its applications on decolorization. In *The 2nd Environment and Natural Resources International Conference (ENRIC 2016)* (pp. 35-40). Mahidol University.
- Maniakova, G., Kowalska, K., Murgolo, S., Mascolo, G., Libralato, G., Lofrano, G., Sacco, O., Guida, M., & Rizzo, L. (2020). Comparison between heterogeneous and homogeneous solar driven advanced oxidation processes for urban wastewater treatment: Pharmaceuticals removal and toxicity. *Separation and Purification Technology*, *236*, 116249. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116249>
- Ng, L. Y., Mohammad, A. W., Rohani, R., & Hairom, N. H. (2015). Development of a nanofiltration membrane for humic acid removal through the formation of polyelectrolyte multilayers that contain nanoparticles. *Desalination and Water Treatment*, *57*(17), 7627–7636. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1029009>
- Nguyen, H. H., Gyawali, G., Kim, T. H., Bin Humam, S., & Lee, S. W. (2018). Blue TiO₂ polymorph: An efficient material for dye-sensitized solar cells fabricated using a low-temperature sintering process. *Progress in Natural Science: Materials International*, *28*(5), 548–553. <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2018.08.003>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- POBPAD. (2016). *สรรพคุณของอะม็อกซิซิลลิน*. <https://www.pobpad.com/อะม็อกซิซิลลิน>
- Qu, X., Lin, J., Chaudhary, J. P., Sun, B., Wei, F., Fan, M., & Sun, D. (2021). Defect enriched Ultrathin TiO_2 nanosheets for rapid adsorption and visible light mediated photocatalytic degradation. *Chemosphere*, 268, 128782. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128782>
- Risk Based Prioritization of Pharmaceutical (UK Water Industry Research, 2014)
- Rostami-Vartooni, A., Nasrollahzadeh, M., Salavati-Niasari, M., & Atarod, M. (2016). Photocatalytic degradation of azo dyes by titanium dioxide supported silver nanoparticles prepared by a green method using *Carpobrotus acinaciformis* extract. *Journal of Alloys and Compounds*, 689, 15–20. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2016.07.253>
- Sanjinés, R., Tang, H., Berger, H., Gozzo, F., Margaritondo, G., & Lévy, F. (1994). Electronic structure of anatase TiO_2 oxide. *Journal of Applied Physics*, 75(6), 2945–2951. <https://doi.org/10.1063/1.356190>
- Shu Hui, T., & Ahmad Zaini, M. A. (2015). Isotherm studies of methylene blue adsorption onto potassium salts-modified textile sludge. *Journal Teknologi*, 74(7). <https://doi.org/10.11113/jt.v74.4699>
- Singh, S. V., Kumar, M. P., Anantharaj, S., Mukherjee, B., Kundu, S., & Pal, B. N. (2020). Direct evidence of an efficient plasmon-induced hot-electron transfer at an in situ grown Ag/ TiO_2 interface for highly enhanced solar H_2 generation. *ACS Applied Energy Materials*, 3(2), 1821–1830. <https://doi.org/10.1021/acsaem.9b02267>
- Sung-Suh, H. M., Choi, J. R., Hah, H. J., Koo, S. M., & Bae, Y. C. (2004). Comparison of Ag deposition effects on the photocatalytic activity of nanoparticulate TiO_2 under visible and UV light irradiation. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 163(1–2), 37–44. [https://doi.org/10.1016/s1010-6030\(03\)00428-3](https://doi.org/10.1016/s1010-6030(03)00428-3)

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Tongon, W., Chawengkijwanich, C., & Chiarakorn, S. (2014). Visible light responsive AG/TiO₂/MCM-41 nanocomposite films synthesized by a microwave assisted sol-gel technique. *Superlattices and Microstructures*, 69, 108–121. <https://doi.org/10.1016/j.spmi.2014.02.003>
- Tsai, W. T., Hsien, K. J., & Yang, J. M. (2004). Silica adsorbent prepared from spent diatomaceous earth and its application to removal of dye from aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science*, 275(2), 428–433. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.02.093>
- Tulaphol, S., Grisdanurak, N., Anariba, F., Tongcumpou, C., & Khamdahsag, P. (2023). Batch and continuous flow treatment studies of trichloroethylene contaminated in water by silver and cerium doped zinc oxide adsorption and photocatalysis. *Sains Malaysiana*, 52(2), 533-545. <http://doi.org/10.17576/jsm-2023-5202-16>
- V. Sales, R., Moura, H. O., Câmara, A. B., Rodríguez-Castellón, E., Silva, J. A., Pergher, S. B., Campos, L. M., Urbina, M. M., Bicudo, T. C., & de Carvalho, L. S. (2019). Assessment of ag nanoparticles interaction over low-cost mesoporous silica in deep desulfurization of diesel. *Catalysts*, 9(8), 651. <https://doi.org/10.3390/catal9080651>
- Viana, M. M., de Paula, C. C., Miquita, D. R., & Mohallem, N. D. (2011). Preparation of nano and microcrystals of silver using Titania Xerogel matrix as template. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 59(1), 19–24. <https://doi.org/10.1007/s10971-011-2455-2>
- Wang, S., Shi, Y., & Ma, X. (2012). Microwave synthesis, characterization and transesterification activities of ti-MCM-41. *Microporous and Mesoporous Materials*, 156, 22–28. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.02.011>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Wang, T., Zhang, L., Wang, H., Yang, W., Fu, Y., Zhou, W., Yu, W., Xiang, K., Su, Z., Dai, S., & Chai, L. (2013). Controllable synthesis of hierarchical porous Fe₃O₄ particles mediated by poly (diallyldimethylammonium chloride) and their application in arsenic removal. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 5(23), 12449–12459. <https://doi.org/10.1021/am403533v>
- Wangkiat, A. (2018). Medicine in the environment: Silent threat. *Journal Critical Medicine*, 9(37), 3-7. (In Thai)
- Wiatrowski, A., Mazur, M., Obstarczyk, A., Wojcieszak, D., Kaczmarek, D., Morgiel, J., & Gibson, D. (2018). Comparison of the physicochemical properties of TiO₂ thin films obtained by magnetron sputtering with continuous and pulsed gas flow. *Coatings*, 8(11), 412. <https://doi.org/10.3390/coatings8110412>
- Wongaree, M., Bootwong, A., Choo-in, S., & Sato, S. (2022). Photocatalytic reactor design and its application in real wastewater treatment using TiO₂ coated on the stainless-steel mesh. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(30), 46293–46305. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19181-3>
- Xie, W., Li, R., & Xu, Q. (2018). Enhanced photocatalytic activity of se-doped tio₂ under visible light irradiation. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27135-4>
- Yang, H., Ren, Y., Wang, T., & Wang, C. (2016). Preparation and antibacterial activities of Ag/Ag + /AG 3+ nanoparticle composites made by pomegranate (punica granatum) rind extract. *Results in Physics*, 6, 299–304. <https://doi.org/10.1016/j.rinp.2016.05.012>
- Ye, M., Chen, Z., Liu, X., Ben, Y., & Shen, J. (2009). Ozone enhanced activity of aqueous titanium dioxide suspensions for photodegradation of 4-Chloronitrobenzene. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), 1021–1027. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.091>

เอกสารอ้างอิง (ต่อ)

- Yu, C., Wei, L., Li, X., Chen, J., Fan, Q., & Yu, J. C. (2013). Synthesis and characterization of AG/tio₂-B nanosquares with high photocatalytic activity under visible light irradiation. *Materials Science and Engineering: B*, 178(6), 344–348. <https://doi.org/10.1016/j.mseb.2013.01.015>
- Zeghioud, H., Khellaf, N., Amrane, A., Djelal, H., Bouhelassa, M., Assadi, A. A., & Rtimi, S. (2020). Combining photocatalytic process and biological treatment for reactive green 12 degradation: Optimization, mineralization, and phytotoxicity with seed germination. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(10), 12490–12499. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11282-1>
- Zhang, X., Su, X., Gao, W., Wang, F., Liu, Z., Zhan, J., Liu, B., Wang, R., Liu, H., & Sang, Y. (2018). Photocatalytic quartz fiber felts with carbon-connected tio₂ nanoparticles for capillarity-driven continuous-flow water treatment. *Applied Physics A*, 124(6). <https://doi.org/10.1007/s00339-018-1870-4>
- Zhao, W., Feng, L., Yang, R., Zheng, J., & Li, X. (2011). Synthesis, characterization, and photocatalytic properties of AG Modified Hollow Sio₂/Tio₂ hybrid microspheres. *Applied Catalysis B: Environmental*, 103(1–2), 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2011.01.025>
- Zhu, L., Ofulencia, M. J., Bokov, D. O., Krasnyuk, I. I., Su, C.-H., Nguyen, H. C., Mohamed, A., Zare, M. H., Zwawi, M., & Algarni, M. (2022). Synthesis of AG-coated on a wrinkled sio₂@tio₂ architectural photocatalyst: New method of wrinkled shell for use of semiconductors in the visible light range and penicillin antibiotic degradation. *Alexandria Engineering Journal*, 61(12), 9315–9334. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2022.03.009>
- Zuo, R., Du, G., Zhang, W., Liu, L., Liu, Y., Mei, L., & Li, Z. (2014). Photocatalytic degradation of methylene blue using TIO₂impregnated diatomite. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2014, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2014/170148>

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล นายปณณวรรธ อุ้วงศ์
รหัสประจำตัวนักศึกษา 6630221004

วุฒิการศึกษา

วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตรบัณฑิต (เทคโนโลยีและการจัดการสิ่งแวดล้อม) (แบบก้าวหน้า)	มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์	2565

ทุนการศึกษา (ที่ได้รับในระหว่างการศึกษา)

กองทุนวิจัยคณะเทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
วิทยาเขตภูเก็ต และบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

Auwong, P., Khunsri, S., and Areerob, T. (2024). "Visible-Light photodegradation of pharmaceutical by mesoporous MCM-41 loaded with Silver-doped TiO₂." The 10th International Conference on Engineering and Technology (ICET-2024), International Convention Center Hatyai (ICC Hatyai), Songkhla, Thailand: 2-4 February 2024.