การแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย

นางสาวปิยะรัตน์ หลิ่วสิริแสง

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาเทคโนโลยีเซรามิก ภาควิชาวัสดุศาสตร์
คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2554
ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทคัดย่อและแฟ้มข้อมูลฉบับเต็มของวิทยานิพนธ์ตั้งแต่ปีการศึกษา 2554 ที่ให้บริการในคลังปัญญาจุฬาฯ (CUIR)
เป็นแฟ้มข้อมูลของนิสิตเจ้าของวิทยานิพนธ์ที่ส่งผ่านทางบัณฑิตวิทยาลัย
The abstract and full text of theses from the academic year 2011 in Chulalongkorn University Intellectual Repository(CUIR)
are the thesis authors' files submitted through the Graduate School.

DEGRADATION OF PHENOLIC COMPOUNDS IN WASTEWATER BY TITANIA PHOTOCATALYSTS

Miss Piyarath Liwsirisaeng

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements

for the Degree of Master of Science Program in Ceramic Technology

Department of Materials Science

Faculty of Science

Chulalongkorn University

Academic Year 2011

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย
โดย	นางสาวปิยะรัตน์ หลิ่วสิริแสง
สาขาวิชา	เทคโนโลยีเซรามิก
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ดุจฤทัย พงษ์เก่า คะชิมา
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	รองศาสตราจารย์ ดร.สุพัตรา จินาวัฒน์

คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญามหาบัณฑิต

..... คณบดีคณะวิทยาศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ หารหนองบัว)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศิริธันว์ เจียมศิริเลิศ)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ดุจฤทัย พงษ์เก่า คะชิมา)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(รองศาสตราจารย์ ดร.สุพัตรา จินาวัฒน์)

..... กรรมการ
(อาจารย์ ดร. กานต์ เสรีวัลย์สถิตย์)

..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ดร. ชัชวลี กะลัมพะเหติ)

ปิยะรัตน์ หลิ่วสิริแสง:การแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย. (DEGRADATION OF PHENOLIC COMPOUNDS IN WASTEWATER BY TITANIA PHOTOCATALYSTS) อ. ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก : ผศ.ดร.ดุจฤทัย พงษ์เก่า คะชิมา,อ. ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม:รศ. ดร.สุพัตรา จินาวัฒน์, 116หน้า.

ปฏิกิริยาเชิงแสงของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย (ไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา) ได้ถูกนำมาใช้กับน้ำเสียจากโรงกลั่นน้ำมันที่ประกอบด้วยสารประกอบฟีนอล ได้แก่ คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ อะซีโตฟีโนนและฟีนอลเพื่อศึกษากลไกการแตกสลายเชิงแสงทางจลนศาสตร์และทางเคมี อัตราการแตกสลายของสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียวิเคราะห์ด้วย UV-VIS spectrophotometry และ high performance liquid chromatography (HPLC) เนื่องจากความซับซ้อนของปฏิกิริยาที่มีสารฟีโนลิกหลายชนิดในน้ำเสีย จึงทำการทดลองโดยใช้สารฟีโนลิกมาตรฐานเป็นต้นแบบในการศึกษาพบว่า สารละลายมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ อะซีโตฟีโนนและฟีนอลถูกแตกสลายด้วยไทเทเนีย-P25 ได้อย่างมีประสิทธิภาพกว่าเมื่อใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง อัตราเร็ว (k) ในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ อะซีโตฟีโนนและฟีนอล คือ 0.992 h^{-1}, 1.393 h^{-1} และ 0.637 h^{-1} ตามลำดับ การแตกสลายของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์คาดว่าจะเกิดเป็นสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่า (เช่น อะซีโตฟีโนน) ระหว่างทำปฏิกิริยา ลำดับการแตกสลายของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ คือ คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ → อะซีโตฟีโนน → อะซีโตน ตามค่า k ที่ได้กล่าวไว้ คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และอะซีโตฟีโนนถูกแตกสลายไปเกือบหมดภายในเวลา 4 ชั่วโมงและผลิตภัณฑ์ที่มาจากการแตกสลายคือ อะซีโตน ในน้ำเสีย พบว่าการใช้แสงยูวีอย่างเดียวไม่สามารถแตกสลายสารฟีโนลิกได้ แต่เมื่อเพิ่มปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงและเวลาในการฉายแสง (8-14 ชั่วโมง) พบว่าปริมาณของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ในน้ำเสียลดลงไปมาก

ภาควิชาวัสดุศาสตร์	ลายมือชื่อนิสิต.....
สาขาวิชาเทคโนโลยีเซรามิก	ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก.....
ปีการศึกษา 2554	ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม .....

5272428423 : MAJOR CERAMIC TECHNOLOGY
KEYWORDS : PHOTCATALYTIC DEGRADATION / PHENOLIC COMPOUNDS / TITANIA / KINETICS OF PHOTOCATALYSIS

PIYARATH LIWSIRISAENG : DEGRADATION OF PHENOLIC COMPOUNDS IN WASTEWATER BY TITANIA PHOTOCATALYSTS. ADVISOR : ASST. PROF. DUJREUTAI PONGKAO KASHIMA, Ph.D., CO-ADVISOR : ASSOC. PROF. SUPATRA JINAWATH, Ph.D., 116 pp.

Photocatalysis using TiO_2 catalysts (TiO_2-P25 and TiO_2/SiO_2) was employed on wastewater containing phenolic compounds : cumene hydroperoxide (CHP), acetophenone (ACP) and phenol (PH) from oil refinery to study the photodegradation mechanism kinetically and chemically. The degradation rate was determined by UV-VIS spectrophotometry and types of the degradation product and contents by high performance liquid chromatography (HPLC). Due to the complexity arising from the combined effect of the mentioned phenolic compounds in the wastewater. Studies on the photocatalytic degradation of standard solutions of CHP, ACP and PH were also carried out in order to elucidate the mechanism. In comparison to TiO_2/SiO_2, it was found that standard CHP, ACP and PH were more effectively degraded by TiO_2-P25. The rate constants (k) for the decomposition of CHP, ACP and PH were 0.992 h^{-1}, 1.393 $h^{-1}$and 0.637 h^{-1}, respectively. The degradation of CHP was thought to involve intermediate products of smaller molecular weights (i.e. ACP). The sequence of decomposition of CHP is CHP → ACP → Acetone. In accordance with the k values, CHP and ACP were almost completely degraded in 4 h and the degradation product was acetone. It was found that using only UV-light could not degrade the phenolic compounds in the wastewater. However, with higher concentration of the catalyst and longer UV irradiation time (8-14 h), CHP concentration was greatly reduced.

Department :..Materials Science ..... Student's Signature .....
Field of Study : Ceramic Technology..... Advisor's Signature .....
Academic Year : 2011 ..... Co-advisor's Signature .....

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จลุล่วงได้ดี เนื่องจากได้รับความอนุเคราะห์ การสนับสนุนและความช่วยเหลือทั้งในด้านวิชาการ และการดำเนินการวิจัย จากท่านทั้งหลายและหน่วยงานต่างๆ ที่เกี่ยวข้อง ดังนี้

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ดุจฤทัย พงษ์เก่า คะชิมา อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และรองศาสตราจารย์ ดร.สุพัตรา จินาวัฒน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่กรุณาให้ความรู้ คำแนะนำ ความช่วยเหลือและการแก้ไขปัญหาตลอดระยะเวลาในการทำวิจัย

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และคณาจารย์ทุกท่าน ที่กรุณาเสียสละเวลาอันมีค่า มาให้ความรู้ คำชี้แนะเกี่ยวกับแนวทางในงานวิจัย และแก้ไขข้อบกพร่องของภาพเล่มวิทยานิพนธ์ให้ถูกต้องและสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น

หน่วยปฏิบัติการวิจัยเซรามิกขั้นสูง ภาควิชาวัสดุศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ศูนย์ความเป็นเลิศด้านเทคโนโลยีปิโตรเคมีและวัสดุ และทุนอุดหนุนการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษา จุฬาลงกรณมหาวิทยาลัย ที่ให้ทุนสนับสนุนด้านการศึกษา งานวิจัย และการนำเสนอผลงาน

สถาบันวิจัยโลหะและวัสดุ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่กรุณาให้การอนุเคราะห์ใช้เครื่องมือในการทดสอบของงานวิจัย

สถาบันวิจัยและเทคโนโลยี ปตท. วังน้อย ที่ให้ความอนุเคราะห์น้ำเสียมาทดลองในงานวิจัย และช่วยเหลือทางด้านการวิเคราะห์ผลการทดลอง

สุดท้ายขอขอบพระคุณครอบครัวผู้วิจัย ที่คอยให้การสนับสนุน และกำลังใจในทุกๆ ความสำเร็จมาโดยตลอด

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย.....ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....จ
กิตติกรรมประกาศ.....ฉ
สารบัญ.....ช
สารบัญตาราง.....ฎ
บทที่ 1 บทนำ.....1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....2
1.3 ขอบเขตของการวิจัย.....2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....2
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....3
2.1 การสังเคราะห์ฟีนอล.....3
2.1.1 การเตรียมฟีนอลจากคิวมีน (Hock process).....3
2.1.2 การเตรียมฟีนอลจากกรดซัลโฟนิก.....5
2.1.3 การเตรียมฟีนอลจากคลอโรเบนซีน (Dow process).....5
2.1.4 การเตรียมฟีนอลจากโทลูอีน.....6
2.1.5 การเตรียมฟีนอลจากเกลือไดอะโซเนียม.....6
2.1.6 การเตรียมฟีนอลด้วยวิธีอื่นๆ.....7
2.2 สารประกอบฟีนอล.....7
2.2.1 ฟีนอล.....7
2.2.2 อะซีโตฟีโนน.....9
2.2.3 คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์.....10
2.3 ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง.....12
2.4 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....17
บทที่ 3 วิธีดำเนินงานวิจัย.....25
3.1 สารเคมีวัตถุดิบและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง.....25

หน้า

3.1.1 สารเคมีและวัตถุดิบ 25
3.1.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง 26
3.2 ขั้นตอนการเตรียมสารและทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสง 27
3.2.1 การเตรียมซิลิกาจากแกลบ 27
3.2.2 การสังเคราะห์ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ซิลิกา 28
3.2.3 การทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการกำจัดสารมาตรฐานฟีนอล : ฟีนอล อะซีโตฟีโนนและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่เป็นตัวแทนของน้ำเสีย 31
3.2.4 การทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการกำจัดสารประกอบฟีนอลในน้ำเสีย 31
3.3 การวิเคราะห์ลักษณะเฉพาะ 33
3.3.1 องค์ประกอบทางเฟสของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง 33
3.3.2 การเคลือบติดของไทเทเนียบนซิลิกา 33
3.3.3 พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง 33
3.3.4 ค่าการดูดกลืนแสงของสารประกอบฟีนอลและน้ำเสียหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสง 33
3.3.5 ปริมาณและชนิดของสารหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลและน้ำเสีย 33
บทที่ 4 ผลการทดลอง 34
4.1 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบเฟสของซิลิกาจากแกลบ 34
4.2 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบเฟสของไทเทเนีย/ซิลิกา 34
4.3 ผลการวิเคราะห์พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง 35
4.4 ผลการทดสอบการเคลือบติดของไทเทเนียบนซิลิกา 36
4.5 ค่า pH ที่เหมาะสมในการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสง 37
4.6 การคำนวณปริมาณของสารประกอบที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสง 39
4.7 ผลการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอล 41
4.7.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอล 41
4.7.2 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานฟีนอล 43

หน้า

4.7.3 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมรตรฐานฟีนอล 48
4.8 ผลการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 51
4.8.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 51
4.8.2 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 53
4.8.3 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 56
4.9 ผลการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 59
4.9.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 59
4.9.2 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 61
4.9.3 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาแสงในสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 64
4.10 ผลศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบอินทรีย์ในน้ำเสีย 67
4.10.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสียในสภาวะมืด 67
4.10.1.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสีย 67
4.10.1.2 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย ..68
4.10.1.3 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย .70
4.11 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสียภายใต้การฉายรังสียูวี 72
4.11.1 ปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย 72
4.11.2 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย 73
4.11.3 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย..... 77

หน้า

4.12 ผลการศึกษาการตกตะกอนของตัวเร่งปฏิกิริยาชนิดต่างๆที่มีผลต่อสารประกอบอินทรีย์ในน้ำเสีย 83
บทที่ 5 สรุปผลการวิจัย อภิปรายผล และข้อเสนอแนะ 86
5.1 สรุปผลการวิจัย 86
5.2 ข้อเสนอแนะ 88
รายการอ้างอิง 89
ภาคผนวก 96
ภาคผนวก ก 97
ภาคผนวก ข 115
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์ 116

สารบัญตาราง

หน้า

ตารางที่ 2.1 สมบัติทางกายภาพของฟีนอลและอนุพันธ์ฟีนอล 9
ตารางที่ 2.2 สมบัติทางกายภาพและเคมีของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 11
ตารางที่ 2.3 คุณสมบัติเฉพาะของไทเทเนีย-P25 15
ตารางที่ 4.1 พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิด 36
ตารางที่ 4.2 ปริมาณสาร ประสิทธิภาพการแตกสลายและอัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลหลังฉายรังสียูวี 1-4 ชั่วโมง 50
ตารางที่ 4.3 ปริมาณสาร ประสิทธิภาพการแตกสลายและอัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์หลังฉายรังสียูวี 1-4 ชั่วโมง 58
ตารางที่ 4.4 ปริมาณสาร ประสิทธิภาพการแตกสลายและอัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนหลังฉายรังสียูวี 1-4 ชั่วโมง 66
ตารางที่ 4.5 ประสิทธิภาพในการแตกสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียหลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย-P25และไทเทเนีย/ซิลิกา 82
ตารางที่ 4.6 การตกตะกอนของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิดในน้ำเสีย 85

สารบัญภาพ

หน้า

ภาพที่ 2.1 ปฏิกิริยาการเกิดคิวมีน....4
ภาพที่ 2.2 การเตรียมฟีนอลจากคิวมีน....4
ภาพที่ 2.3 การเตรียมฟีนอลจากกรดซัลโฟนิก....5
ภาพที่ 2.4 การเตรียมฟีนอลจากคลอโรเบนซีน....5
ภาพที่ 2.5 ปฏิกิริยาการเกิดกรดเบนโซอิก....6
ภาพที่ 2.6 การเตรียมฟีนอลจากโทลูอีน....6
ภาพที่ 2.7 กระบวนการเตรียมฟีนอลจากเกลือไดอะโซเนียม....7
ภาพที่ 2.8 สูตรโครงสร้างทางเคมีของฟีนอลและอนุพันธ์ของฟีนอล....8
ภาพที่ 2.9 สูตรโครงสร้างทางเคมีของอะซีโตฟีโนน....10
ภาพที่ 2.10 สูตรเคมีของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์....10
ภาพที่ 2.11 กลไกการเกิดปฏิกิริยาเชิงแสงของไทเทเนีย....14
ภาพที่ 2.12 ลักษณะรูพรุนของแกลบที่ไม่ได้เผา....16
ภาพที่ 2.13 ลักษณะผิวภายในของซิลิกาที่ได้จากการเผาแกลบ....17
ภาพที่ 2.14 ค่าการดูดกลืนแสงของฟีนอลหลังจากฉายแสงยูวี....18
ภาพที่ 2.15 แผนผังการแตกสลายด้วยแสงของฟีนอล....19
ภาพที่ 2.16 ปฏิกิริยาออกซิเดชันของฟีนอลโดยระบบยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์....20
ภาพที่ 2.17 ภาพ SEM ของอนุภาคไทเทเนียที่เกาะติดบน NaX zeolite....23
ภาพที่ 3.1 ลักษณะของแกลบก่อนและหลังเผา (ก.) แกลบก่อนเผา (ข.) แกลบหลังเผา....27
ภาพที่ 3.2 แผนผังการเตรียมซิลิกาจากแกลบ....28
ภาพที่ 3.3 แผนผังการสังเคราะห์ไทเทเนีย/ซิลิกา....30
ภาพที่ 3.4 แผนผังการทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลมาตรฐานและน้ำเสีย....32
ภาพที่ 4.1 XRD pattern ของซิลิกา เผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นเวลา 3 ชั่วโมง ที่ 2theta = 10-70°....34
ภาพที่ 4.2 XRD pattern ของไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา....35
ภาพที่ 4.3 โครงสร้างจุลภาคของไทเทเนีย/ซิลิกาที่กำลังขยาย (ก.) 500 เท่า (ข.) 20,000 เท่า....36
ภาพที่ 4.4 ธาตุองค์ประกอบของไทเทเนีย/ซิลิกาด้วย EDS....37
ภาพที่ 4.5 เปรียบเทียบค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียที่ pH = 4 7 และ 11....38

หน้า

ภาพที่ 4.6UV-VIS spectrum ของคิวมีนในอะซีโตไนไตล์ 38
ภาพที่ 4.7 พีคเฉพาะของฟีนอลที่ retention time = 3.046 นาที 39
ภาพที่ 4.8 พีคเฉพาะของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่ retention time = 4.964นาที 40
ภาพที่ 4.9 พีคเฉพาะของอะซีโตฟีโนนที่ retention time = 4.450นาที 40
ภาพที่ 4.10 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอล 42
ภาพที่ 4.11 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอล 42
ภาพที่ 4.12 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดย ใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1g/L (ข) 2g/L 44
ภาพที่ 4.13 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดยใช้ ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1g/L (ข) 2g/L 46
ภาพที่ 4.14 UV-VIS spectrum ของอะซีโตน 46
ภาพที่ 4.15 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอลด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1g/L (ข) 2g/L 47
ภาพที่ 4.16 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดย ใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L 49
ภาพที่ 4.17 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดยใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L 49
ภาพที่ 4.18 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอลด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 2g/L 50
ภาพที่ 4.19 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐาน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 52
ภาพที่ 4.20 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐาน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ 52
ภาพที่ 4.21 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐาน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L 54
ภาพที่ 4.22 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L 55

หน้า

ภาพที่ 4.23 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L 56
ภาพที่ 4.24 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L 57
ภาพที่ 4.25 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L 57
ภาพที่ 4.26 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L 58
ภาพที่ 4.27 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 60
ภาพที่ 4.28 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 60
ภาพที่ 4.29 อัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน 61
ภาพที่ 4.30 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L 62
ภาพที่ 4.31 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L 63
ภาพที่ 4.32 อัตราการแตกสารประกอบมาตรฐานสลายอะซีโตฟีโนนด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L 64
ภาพที่ 4.33 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L 65
ภาพที่ 4.34 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ2 g/L 65
ภาพที่ 4.35 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2g/L 66
ภาพที่ 4.36 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียที่สภาวะมืด 68
ภาพที่ 4.37 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียในสภาวะมืด 68
ภาพที่ 4.38 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 15 g/L ในน้ำเสียที่สภาวะมืด 69

หน้า

ภาพที่ 4.39 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 15 g/L ในน้ำเสียที่สภาวะมืด 69
ภาพที่ 4.40 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียในสภาวะมืดโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ (ก) 50 g/L (ข) 100 g/L 71
ภาพที่ 4.41 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียในสภาวะมืดโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ (ก) 50 g/L (ข) 100 g/L 71
ภาพที่ 4.42 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสีย 72
ภาพที่ 4.43 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสีย 73
ภาพที่ 4.44 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 15 g/L 76
ภาพที่ 4.45 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 15 g/L 77
ภาพที่ 4.46 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 50 g/L (จ) 100 g/L 80
ภาพที่ 4.47 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 50 g/L (จ) 100 g/L 82

บทที่ 1
บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ในชีวิตประจำวันมีการปล่อยน้ำเสียออกมาเป็นจำนวนมากจากอาคารบ้านเรือนและโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งน้ำเสียที่ปล่อยออกมานั้นส่วนใหญ่มีสารพิษในปริมาณที่เกินมาตรฐานที่กำหนดไว้ สารพิษที่อยู่ในน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างเป็นวงอโรมาติก ซึ่งยากต่อการทำปฏิกิริยาออกซิเดชัน จึงกลายเป็นสารตกค้างในสิ่งแวดล้อมเป็นเวลานาน ส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำและสุขภาพของมนุษย์ ทำให้มีความจำเป็นที่ต้องบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ วิธีเดิมในการบำบัดน้ำเสียได้แก่ ระบบดูดซับด้วยผงถ่านกัมมันต์ (activated carbon adsorption) พบว่าคาร์บอนที่ใช้ในการดูดซับสารอินทรีย์กลายเป็นของเสียชนิดใหม่ที่ต้องกำจัด และการบำบัดน้ำเสียด้วยการแตกสลายทางชีวภาพ พบว่าสารอินทรีย์ที่เป็นพิษบางชนิดในน้ำเสียไปกำจัดจุลินทรีย์ที่เป็นประโยชน์ต่อการแตกสลายทางชีวภาพ ดังนั้น ทำให้มีการค้นคว้าหาวิธีอื่นที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำเสีย จากการศึกษางานวิจัยพบว่า การบำบัดน้ำเสียโดยปฏิกิริยาเชิงแสงเป็นวิธีที่เหมาะสมที่สุด

ปฏิกิริยาเชิงแสงเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียเนื่องจากไม่มีความซับซ้อนในการใช้งาน ต้นทุนต่ำ และไม่หลงเหลือสารพิษตกค้างหลังการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งปฏิกิริยาเชิงแสงมีการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในการเพิ่มประสิทธิภาพการแตกสลายสารอินทรีย์ เช่น ไทเทเนีย (TiO_2) ซิงค์ออกไซด์ (ZnO) ซิงค์ซัลเฟต ($ZnSO_4$) แคดเมียมซัลไฟด์ (CdS) และไอรอนออกไซด์ (FeO) จากการศึกษาพบว่า ไทเทเนีย เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงที่มีศักยภาพสูงที่สุด เนื่องจากไทเทเนียเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงที่มีประสิทธิภาพสูง สังเคราะห์จากวัตถุดิบที่มีราคาถูก หาได้ง่าย ไม่เป็นพิษ ไม่ละลายน้ำ มีความคงทนทางเคมี และเป็นสารกึ่งตัวนำที่มีช่องแถบพลังงาน (energy band gap) 3.2 eV ซึ่งถูกกระตุ้นให้ทำปฏิกิริยาเชิงแสงได้ง่ายเมื่อมีรังสียูวีที่มีความยาวคลื่นน้อยกว่า 388 นาโนเมตร ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงของไทเทเนียที่มีต่อน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงที่ดีควรมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง มีความสามารถในการ

ดูดกลืนและแตกสลายสารพิษอินทรีย์ วิธีหนึ่งในการเพิ่มความสามารถในการดูดซับของไทเทเนีย คือใช้ซับสเตรตที่มีพื้นที่ผิวและรูพรุนสูง พบว่าซิลิกาเป็นวัสดุที่เหมาะสมในการทำเป็นซับสเตรตให้กับไทเทเนีย เพราะซิลิกามีความเฉื่อยต่อการทำปฏิกิริยาเคมี มีความโปร่งแสงเมื่อถูกฉายด้วยรังสียูวีและมีพื้นที่ผิวสูง ในแต่ละปีประเทศไทยมีปริมาณแกลบเป็นผลิตผลพลอยได้จากการปลูกข้าวเป็นจำนวนมาก ผู้วิจัยจึงมีแนวคิดที่จะนำแกลบซึ่งเป็นแหล่งของซิลิกามาทำเป็นซับสเตรตสำหรับไทเทเนีย เนื่องจากแกลบมีรูพรุนสูง และเมื่อเผาที่อุณหภูมิสูงแล้วมีองค์ประกอบทางเคมีเป็นซิลิกาที่มีรูพรุนทั้งระดับนาโนและไมโครเมตร (nano-micro) อีกทั้งยังมีความบริสุทธิ์สูง ดังนั้นแกลบจึงมีความเหมาะสมอย่างยิ่งที่จะนำมาเป็นแหล่งซิลิกาเพื่อเป็นซับสเตรตชนิดพรุน

งานวิจัยนี้มุ่งเน้นที่จะศึกษาประสิทธิภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย 2 ชนิด คือ ไทเทเนีย-P25 ซึ่งเป็นไทเทเนียที่ใช้ในทางการค้าที่มีประสิทธิภาพที่ดีสุดในปัจจุบัน และไทเทเนีย/ซิลิกา ที่มาจากการสังเคราะห์ไทเทเนียมไตรคลอไรด์โดยใช้ซิลิกาเป็นซับเสตรต

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

ศึกษาภาวะที่เหมาะสมในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลจากน้ำเสียโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา เพื่อนำข้อมูลที่ได้มาวิเคราะห์สารที่เกิดจากการแตกสลายสารประกอบฟีนอล และ reaction kinetics ในการแตกสลาย

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

สังเคราะห์ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง ไทเทเนีย/ซิลิกา วิเคราะห์สมบัติเฉพาะ และศึกษาประสิทธิภาพในการแตกสลายสารประกอบฟีนอล ของไทเทเนีย/ซิลิกา เปรียบเทียบกับไทเทเนีย-P25 ที่ภาวะต่างๆ เช่น ปริมาณตัวเร่งปฏิกิริยา เวลาในการฉายรังสียูวี และ pH ที่เหมาะสมต่อการแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสีย และชนิดของสารที่เกิดจากการแตกสลาย

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

ได้ข้อมูลเกี่ยวกับสมบัติเฉพาะ ภาวะที่เหมาะสม และ reaction kinetics ในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลจากน้ำเสียของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ซิลิกา ที่เตรียมขึ้นมา ซึ่งอาจนำไปสู่การพัฒนาตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียให้มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดน้ำเสียต่อไป

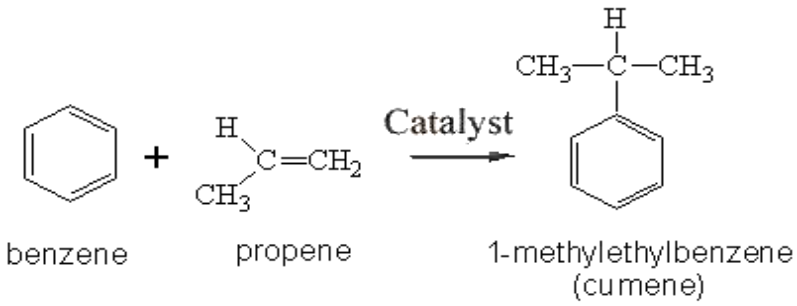
บทที่ 2
เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ในงานวิจัยนี้ มีจุดมุ่งหมายที่จะแตกสลายสารประกอบฟีนอลจากน้ำเสียโดยใช้ปฏิกิริยาเชิงแสง ซึ่งปฏิกิริยาเชิงแสงนี้จะใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงช่วยในการทำปฏิกิริยา นอกจากนี้ ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงที่นิยมใช้เป็นจำนวนมากในปัจจุบัน ทั้งยังมีประสิทธิภาพที่ดีที่สุดด้วยก็คือ ไทเทเนีย ซึ่งในงานวิจัยนี้ได้เพิ่มประสิทธิภาพของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงโดยการสังเคราะห์ไทเทเนียแล้วเคลือบลงบนซิลิกา โดยใช้ซิลิกานั้นเป็นซับสเตรตชนิดที่มีรูพรุนสูงเพื่อเป็นการเพิ่มความสามารถในการดูดซับสารประกอบฟีนอลจากน้ำเสีย

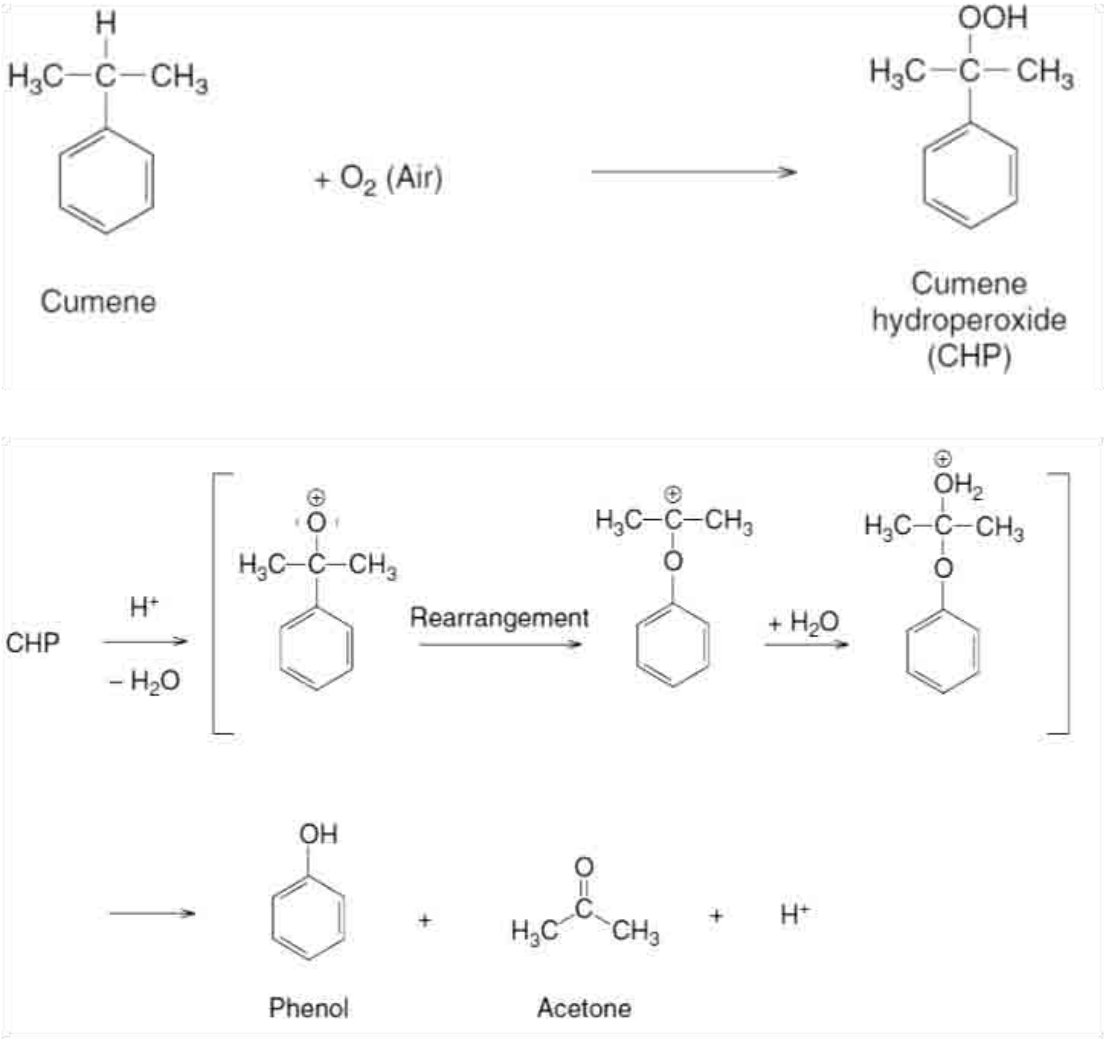
2.1 การสังเคราะห์ฟีนอล[1 – 4]

2.1.1 การเตรียมฟีนอลจากคิวมีน (Hock process)

กระบวนการนี้สามารถผลิตฟีนอลได้ในปริมาณมากโดยใช้คิวมีนเป็นสารตั้งต้นในการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งคิวมีนสามารถเตรียมได้จากการทำปฏิกิริยาระหว่างเบนซีนและโพรพีน ซึ่งมี heterogeneous zeolite เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ดังแสดงในภาพที่ 2.1 และคิวมีนที่ได้จะถูกออกซิไดซ์กับออกซิเจนในอากาศได้คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ จากนั้นคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ถูกแตกพันธะที่ส่วนบนของวงเบนซีนของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้กรดเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาได้ฟีนอลและอะซีโตนออกมาดังภาพที่ 2.2 นอกจากนี้ยังพบว่าภายใต้สภาวะที่เหมาะสม คิวมีนปริมาณ 1.31 ตัน สามารถผลิตฟีนอลได้ 1 ตันและอะซีโตน 0.615 ตัน นอกจากนี้ความบริสุทธิ์ของฟีนอลที่ได้จากกระบวนนี้คือ 99.99 % โดยน้ำหนัก ซึ่งมีปริมาณสารเจือปนเกิดขึ้นเพียง 60 ppm เท่านั้น



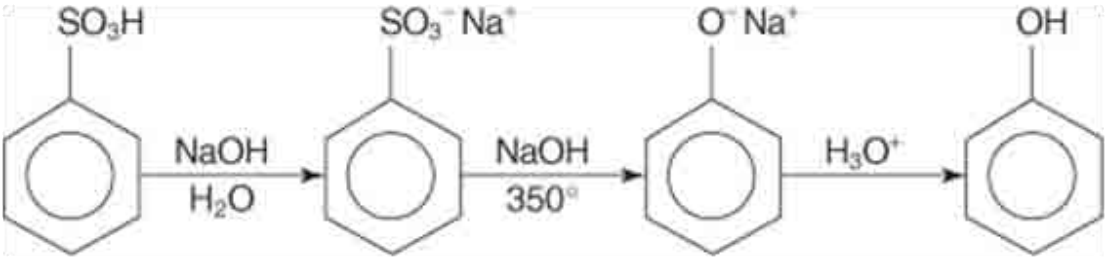
ภาพที่ 2.1 ปฏิกิริยาการเกิดคิวมีน[4]



ภาพที่ 2.2 การเตรียมฟีนอลจากคิวมีน[4]

2.1.2 การเตรียมฟีนอลจากกรดซัลโฟนิก

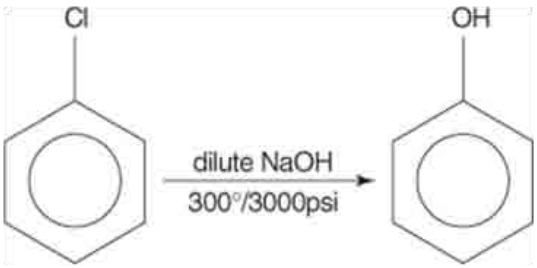
ในกระบวนการนี้ นำกรดซัลโฟนิกมาทำปฏิกิริยากับสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ และเกลือที่ได้นำไปผสมกับโซเดียมไฮดรอกไซด์ พร้อมกับหลอมที่อุณหภูมิ 350°C จากนั้นทำให้มีความเป็นกลางด้วยกรด เพื่อให้ได้ฟีนอล ดังแสดงในภาพที่ 2.3



ภาพที่ 2.3 การเตรียมฟีนอลจากกรดซัลโฟนิก[2]

2.1.3 การเตรียมฟีนอลจากคลอโรเบนซีน (Dow process)

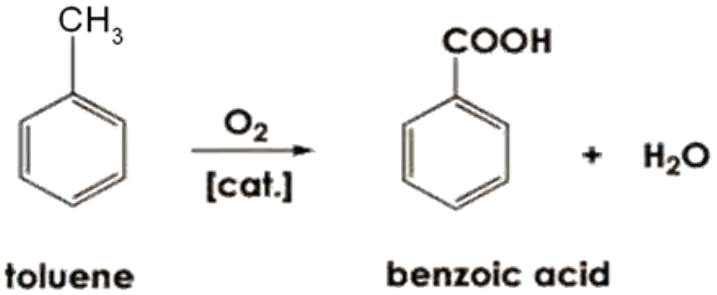
กระบวนการนี้ ใช้คลอโรเบนซีนทำปฏิกิริยากับโซเดียมไฮดรอกไซด์เจือจาง แต่พันธะ C – Cl ของสารอะโรมาติกที่สลายได้ยาก จึงต้องทำภายใต้อุณหภูมิและความดันสูง (300 องศาเซลเซียส ความดัน 300 psi) ดังภาพที่ 2.4



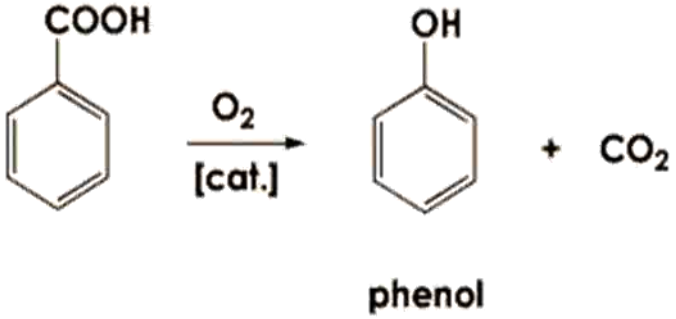
ภาพที่ 2.4 การเตรียมฟีนอลจากคลอโรเบนซีน[2]

2.1.4 การเตรียมฟีนอลจากโทลูอีน

กระบวนการนี้มี 2 ขั้นตอน คือ ขั้นแรกเริ่มจากโทลูอีนถูกออกซิไดซ์โดยใช้โคบอลท์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยากลายเป็นกรดเบนโซอิกดังภาพที่ 2.5 ต่อมากรดเบนโซอิกถูกดึงคาร์บอนไดออกไซด์ออกจากโมเลกุลโดยใช้คอปเปอร์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเพื่อที่จะผลิตฟีนอลออกมา ดังแสดงในภาพที่ 2.6 ซึ่งกระบวนการนี้สามารถเตรียมฟีนอลได้ประมาณ 88%



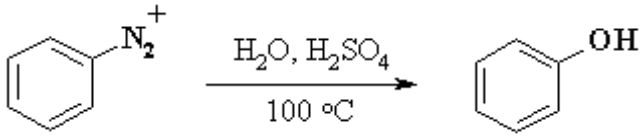
ภาพที่ 2.5 ปฏิกิริยาการเกิดกรดเบนโซอิก[2]



ภาพที่ 2.6 การเตรียมฟีนอลจากโทลูอีน[2]

2.1.5 การเตรียมฟีนอลจากเกลือไดอะโซเนียม

เกลือไดอะโซเนียม ซึ่งเตรียมจากปฏิกิริยาระหว่าง แอริลเอมีนกับกรดไนตรัส (HNO_2) สามารถเปลี่ยนเป็นฟีนอลได้โดยการแทนที่ด้วยหมู่ไฮดรอกซีลจากน้ำ และให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 องศาเซลเซียส ดังแสดงในภาพที่ 2.7



ภาพที่ 2.7 กระบวนการเตรียมฟีนอลจากเกลือไดอะโซเนียม[2]

2.1.6 การเตรียมฟีนอลด้วยวิธีอื่น ๆ

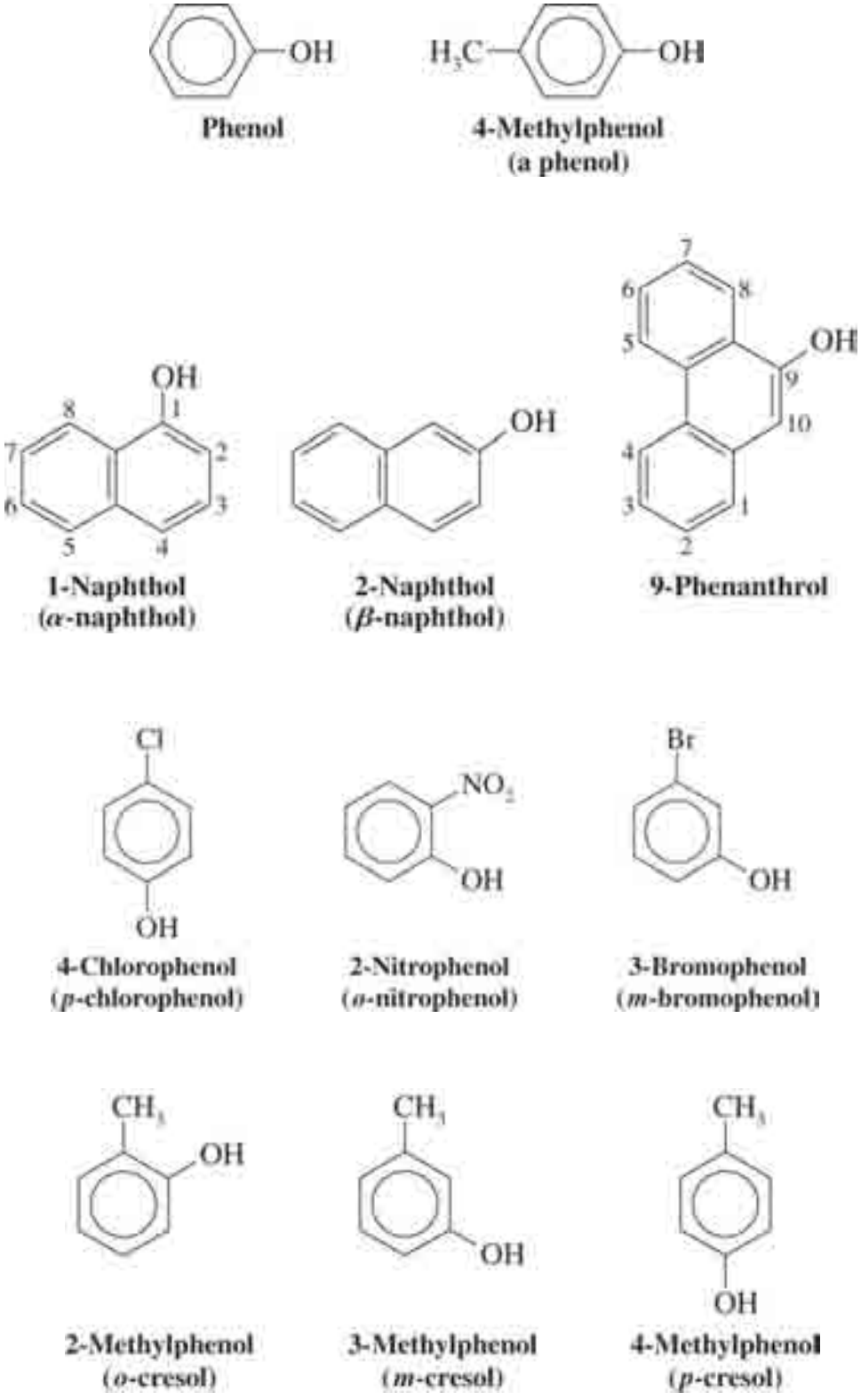
นอกเหนือจากที่กล่าวมา การเตรียมฟีนอลยังสามารถทำได้อีกหลายวิธี เช่น การเปลี่ยนไซโคลเฮกซีนไปเป็น ไซโคลเฮกซานอล-ไซโคลเฮกซาโนน (cyclohexanol-cyclohexanone) ตามด้วยการไฮโดรจีเนทเพื่อเปลี่ยนเป็นฟีนอล และการทำปฏิกิริยาของคลอรีนและเบนซีนด้วยการไฮโดรไลซิสของคลอโรเบนซีน

2.2 สารประกอบฟีนอล

น้ำเสียจากโรงกลั่นฟีนอลมักจะพบสารประกอบอินทรีย์ เช่น ฟีนอล อะซีโตฟีโนน และคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ปะปนอยู่เป็นจำนวนมาก และสารเหล่านี้ต่างเป็นสารพิษที่เป็นอันตรายต่อระบบนิเวศและสุขภาพมนุษย์เป็นอย่างมาก[4-9] โดยสารเหล่านี้ ได้แก่

2.2.1 ฟีนอล[4,10-11]

ฟีนอลเป็นสารประกอบอโรมาติกที่มีกลุ่มไฮดรอกซิลมากกว่าหนึ่งทำพันธะกับวงอโรมาติก ส่งผลให้ฟีนอลนั้นมีอนุพันธุ์ของฟีนอลเกิดขึ้น ทั้งยังมีโครงสร้างทางเคมีที่หลากหลาย ดังแสดงในภาพที่ 2.8 โดยสูตรทางเคมีของฟีนอล คือ C_6H_5OH และตารางที่ 2.1 แสดงถึงสมบัติทางกายภาพของฟีนอลและอนุพันธุ์ของฟีนอล



ภาพที่ 2.8 สูตรโครงสร้างทางเคมีของฟีนอลและอนุพันธ์ของฟีนอล[4]

ตารางที่ 2.1 สมบัติทางกายภาพของฟีนอลและอนุพันธ์ฟีนอล[4]

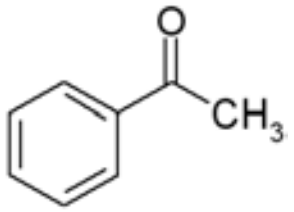
Name		MW	MP (°C)	BP (°C)	pK_a 25°C
Phenol	Hydroxybenzene	94.1	40.9	181.8	10
o-Cresol	2-Methylphenol	108.1	31	191	10.32
m-Cresol	3-Methylphenol	108.1	12.2	202.2	10.09
p-Cresol	4-Methylphenol	108.1	34.7	201.9	10.27
2,3-Xylenol	2,3-Dimethylphenol	122.2	72.6	216.9	10.54
2,4-Xylenol	2,4-Dimethylphenol	122.2	24.5	210.9	10.6
2,5-Xylenol	2,5-Dimethylphenol	122.2	74.9	211.1	10.41
2,6-Xylenol	2,6-Dimethylphenol	122.2	45.6	201	10.63
3,4-Xylenol	3,4-Dimethylphenol	122.2	65.1	227	10.36
3,5-Xylenol	3,5-Dimethylphenol	122.2	63.3	221.7	10.19
Resorcinol	3-Hydroxyphenol	110.1	109.8	276.5	–
Bisphenol-A	2,2-Bis(4-hydroxyphenyl)propane	228.3	157.3	–	–

ฟีนอลในสภาวะของแข็งจะไม่มีสี เมื่อสัมผัสถูกอากาศจะเปลี่ยนเป็นสีชมพูอย่างรวดเร็วถ้าฟีนอลมีสิ่งเจือปนที่มาจากกระบวนการผลิตอยู่[10] เช่น เหล็กหรือทองแดง นอกจากนี้ ยังมีการนำฟีนอลซึ่งเป็นสารที่มีความเป็นพิษสูงไปใช้อย่างหลากหลายในกระบวนการอุตสาหกรรม เช่น ในอุตสาหกรรมสี ยาฆ่าเชื้อ เป็นสารกันเสียในการผลิตยารักษาโรค ผลิตระเบิด ยาง ปุ๋ย แร่ใยหิน, สิ่งทอ น้ำหอม พลาสติก และสังเคราะห์เรซิน[11]

2.2.2 อะซีโตฟีโนน[12]

สูตรเคมีของอะซีโตฟีโนนคือ $C_6H_5COCH_3$ มีโครงสร้างเป็นวงอโรมาติก ดังแสดงในภาพที่ 2.9 ลักษณะทางกายภาพของอะซีโตฟีโนนนั้นเป็นสารละลายใส, ไม่มีสี, ละลายในน้ำได้เล็กน้อย มีจุดหลอมเหลว 19-20 °Cและจุดเดือด 202°C อะซีโตฟีโนนนั้นผลิตได้จากปฏิกิริยาระหว่างเบนซีนและอะซีติก แอนไฮไดรด์ หรือ อะซีติล คลอไรด์ โดยกระบวนการ Friedel-Crafts นอกจากนี้อะซีโตฟีโนนถูกนำไปใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาโพลิเมอไรเซชันสำหรับการผลิตโอเลฟิน เป็นตัวกลาง

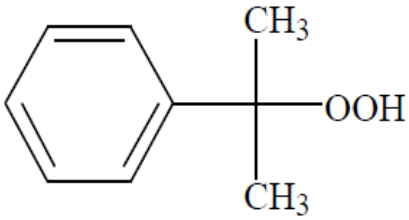
สำหรับการผลิตยา ทั้งยังใช้เป็นยานอนหลับ และยังเป็นตัวทำละลายสำหรับพลาสติกและเรซินอีกด้วย อะซีโตฟีโนนมีความเป็นพิษสูง ดังนั้นผู้ใช้ควรมีความระมัดระวังในการใช้งาน



ภาพที่ 2.9 สูตรโครงสร้างทางเคมีของอะซีโตฟีโนน[12]

2.2.3 คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์[13]

สูตรเคมีของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์คือ $C_6H_5C(CH_3)_2OOH$ จากภาพที่ 2.10 พบว่าคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์มีโครงสร้างเป็นวงอโรมาติก ลักษณะของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์เป็นของเหลวใสไม่มีสี คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ถูกนำไปใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาโพลิเมอไรเซชัน เป็นสารทำให้ยางคงสภาพสำหรับการผลิตเรซินโพลิเอสเตอร์ที่ไม่อิ่มตัว และเป็นสารตั้งต้นสำหรับปฏิกิริยาพอลิเมอไรเซชันของมอนอเมอร์ของสไตรีนและอะครีลิค นอกจากนี้ ยังพบว่าคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์นั้นเกิดขึ้นระหว่างกระบวนการเตรียมฟีนอลด้วยคิวมีน โดยสมบัติทางกายภาพและเคมีของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์จะแสดงในตารางที่ 2.2



ภาพที่ 2.10 สูตรเคมีของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์[13]

ตารางที่ 2.2 สมบัติทางกายภาพและเคมีของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์[13]

Property	Information
Physical state	colorless to pale yellow liquid
Odor	sharp, aromatic
pH	~ 4
Melting point (^{o}C)	< -40
Boiling point (^{o}C)	100-101@ 8 mm Hg Decomposes at 127
Freezing point (^{o}C)	-9
Density	1.024 g/mL @ 20 ^{o}C, 1.03 g/mL @ 25 ^{o}C
Vapor pressure	0.24 mm Hg @ 20 ^{o}C
Specific gravity	1.05 units
% Volatile (by volume)	100%
Flash point	175 ^{o}C
Flammability	0.9-6.5%
vaporation rate (butyl acetate=1	0.1
Heat of combustion	-7400 cal/g
Heat of decomposition	-475 cal/g
Liquid surface tension	25 dynes/cm @ 25 ^{o}C
Liquid/water interfacial tension	30 dynes/cm @ 25 ^{o}C
Refractive index	1.5210 @ 20 ^{o}C
Solubility (mg/mL @18^{o}C)	water: <0.1 95% ethanol: > 100 acetone: > 100 dimethyl sulfoxide (DMSO): decomposes
Other solubilities	water (also given as): 1.39x10^{4} mg/L @ 25 ^{o}C alcohol: soluble esters: soluble hydrocarbons (HCs): soluble chlorinated HCs: soluble
Corrosion:	Reactive with metal-containing materials

จากที่กล่าวมา พบว่าสารประกอบฟีนอลเหล่านี้ต่างมีโครงสร้างเป็นวงอโรมาติกทั้งหมด ซึ่งทำให้ยากต่อการแตกสลายพันธะ ส่งผลให้สารประกอบเหล่านี้ตกค้างอยู่ในน้ำเสียจากโรงกลั่นฟีนอลเป็นจำนวนมาก

2.3 ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง

ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง คือ ตัวเร่งปฏิกิริยาที่สามารถดูดกลืนแสงเพื่อไปทำปฏิกิริยาอื่นๆต่อได้ ซึ่งตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงมีการใช้งานที่หลากหลาย เช่น ต้านแบคทีเรีย กรองอากาศ ดับกลิ่น ป้องกันคราบสกปรกที่ติดอยู่ตามผนังภายในและภายนอกอาคาร และทำให้น้ำสะอาด จากการศึกษาพบว่า มีการนำสารกึ่งตัวนำมาทำเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงหลากหลายชนิด เช่น ไทเทเนีย (TiO_2)[14] ซิงค์ออกไซด์ (ZnO)[15] ซิงค์ซัลเฟต (ZnO_4)[16] แคดเมียมซัลไฟด์ (CdS)[17] และไอรอนออกไซด์ (FeO)[18] ในงานวิจัยนี้ ได้เลือกไทเทเนียเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง เนื่องจากไทเทเนียมีความสามารถในการทำปฏิกิริยาสูง มีความคงทนสูงต่อการฉายแสง ราคาถูก และไม่เป็นพิษ[19] นอกจากนี้ ไทเทเนียถูกนำมาใช้ในงานวิจัยเกี่ยวกับปฏิกิริยาเชิงแสงมากมาย[20-25]

Chung-Hsin Wu และคณะวิจัย[26] ได้ศึกษาการแตกสลายด้วยแสงของ polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins โดยเปรียบเทียบกับตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงหลายชนิด ได้แก่ ไทเทเนีย ซิงค์ออกไซด์และทินไดออกไซด์ โดยฉายภายใต้รังสียูวีที่ช่วงความยาวคลื่นระหว่าง 300 ถึง 400 นาโนเมตร พบว่า first-order rate constant ของไทเทเนีย ซิงค์ออกไซด์และทินไดออกไซด์ คือ 5.30, 0.74 และ 0.28 h^{-1} ตามลำดับ หมายความว่าไทเทเนียมีประสิทธิภาพในการแตกสลายได้ดีที่สุดเมื่อเทียบกับตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงชนิดอื่น

ไทเทเนียเป็นสารกึ่งตัวนำ มี 3 เฟสที่พบตามธรรมชาติ คือ อะนาเทส รูไทล์และบรูไคต์ ซึ่งเฟสอะนาเทสของไทเทเนียมีความสามารถในการทำปฏิกิริยาเชิงแสงดีกว่ารูไทล์[19] Teruhisa O. และคณะวิจัย[27] ได้ศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงของอนุภาคไทเทเนียที่ผสมด้วยเฟสของอะนาเทสและรูไทล์ในการแตกสลายแนพทาลีน พบว่าการใช้เฟสอะนาเทสที่มีอนุภาคขนาดเล็กผสมกับเฟสรูไทล์ที่มีอนุภาคขนาดใหญ่ ทำให้มีการแตกสลายได้ดีกว่าการใช้เฟสอะนาเทสหรือรูไทล์เพียงอย่างเดียว

กลไกการเกิดปฏิกิริยาเชิงแสงของไทเทเนียเกิดขึ้นเมื่อไทเทเนียซึ่งเป็นสารกึ่งตัวนำที่มีช่องแถบพลังงาน (energy band gap) 3.2 eV ถูกกระตุ้นด้วยรังสียูวีที่มีความยาวคลื่นน้อยกว่า 388 นาโนเมตร ซึ่งมีโฟตอนที่มีพลังงานมากกว่าช่องแถบพลังงานไปยังผิวของสารกึ่งตัวนำ ทำให้อิเล็กตรอนที่แถบพลังงานเวเลนซ์ (valence band) เกิดการเปลี่ยนระดับพลังงานไปยังแถบการนำ (conduction band) ก่อให้เกิดอิเล็กตรอนอิสระที่แถบการนำและโฮลที่แถบพลังงานเวเลนซ์ ดังแสดงในภาพที่ 2.11 ซึ่งโฮลที่อยู่บริเวณผิวของไทเทเนียไปทำปฏิกิริยากับไอออนไฮดรอกซิล (OH^-) ในน้ำ ก่อให้เกิดอนุมูลอิสระไฮดรอกซิล ($OH^{\bullet}$) ตามปฏิกิริยาดังนี้[28,29]

$$TiO_2 + hv \longrightarrow e^- + h^+ \qquad (2.1)$$

$$H_2O(ads) + h^+ \longrightarrow OH^{\bullet} + H^+ \qquad (2.2)$$

$$h^+ + OH^- \longrightarrow OH^{\bullet} \qquad (2.3)$$

ในทางตรงกันข้าม อิเล็กตรอนอิสระที่แถบการนำไปลด H^+ ในสารละลาย ก่อให้เกิดก๊าซไฮโดรเจน (H_2) หรือทำปฏิกิริยากับออกซิเจนก่อให้เกิดอนุมูลอิสระซุปเปอร์ออกไซด์ไอออน ($O_2^{\bullet-}$) ตามปฏิกิริยาดังนี้

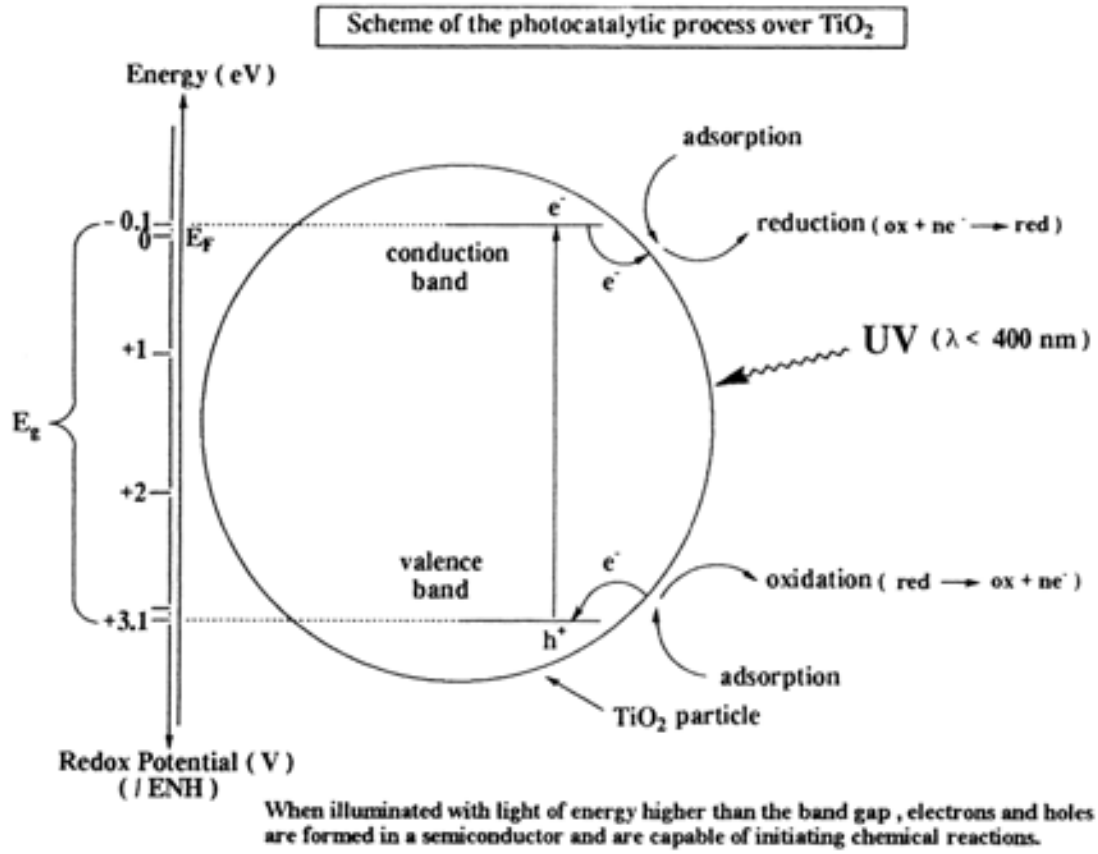
$$H^+ + e^- \longrightarrow H_2 \qquad (2.4)$$

$$O_2 + e^- \longrightarrow O_2\bullet- \qquad (2.5)$$

$$O_2(ads) + e^- + H^+ \longrightarrow HO_2^{\bullet} \qquad (2.6)$$

จากนั้นอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลทำปฏิกิริยากับฟีนอล (C_6H_6O) เกิดคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำซึ่งไม่เป็นมลพิษต่อสิ่งแวดล้อมดังสมการ 2.7

$$C_6H_6O + 12OH^{\bullet} \longrightarrow 6CO_2 + 9H_2O \qquad (2.7)$$



ภาพที่ 2.11 กลไกการเกิดปฏิกิริยาเชิงแสงของไทเทเนีย[29]

นอกจากนี้ พบว่าไทเทเนียที่นิยมใช้มากทั้งในงานวิจัยต่างๆและอุตสาหกรรม คือ ไทเทเนีย-P25 ที่ผลิตโดย Degussa ซึ่งมีคุณสมบัติแสดงในตารางที่ 2.3

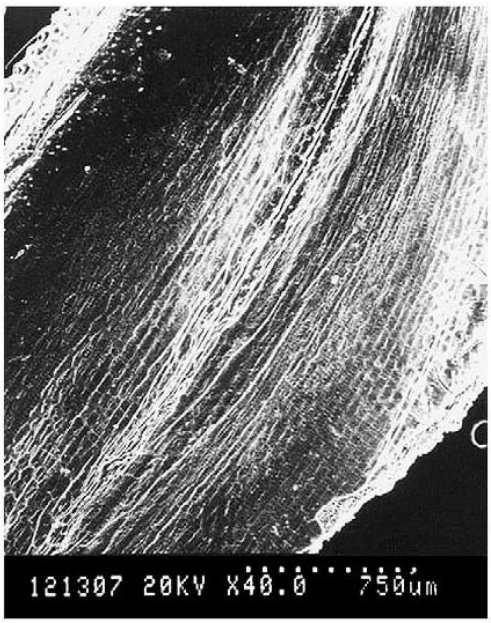
ตารางที่ 2.3 คุณสมบัติเฉพาะของไทเทเนีย-P25[30]

Parameter (test method)	Unit	TiO_2-P25
Specific surface area (BET)	m^2/g	50 ± 15
pH (4% dispersion in water)	-	3.5-4.5
Average primary particle size	mm	approx. 21
Tapped density (acc. to DIN EN ISO 787/11, August 1993)	g/L	aprrox. 130
Moisture (2 hours at 105°C)	wt.-%	≤ 1.5
Ignition loss (2 hours at 1000°C based on material dried for 2 hours at 105°C)	wt.-%	≤ 2.0
TiO_2 content (based on ignited material)	wt.-%	≥ 99.5
Al_2O_3 content	wt.-%	≤ 0.3
SiO_2 content	wt.-%	≤ 0.2
Fe_2O_3 content	wt.-%	≤ 0.01
HCl content	wt.-%	≤ 0.3
Sieve residue by Mocker, 45 µm	nm	≤ 0.5

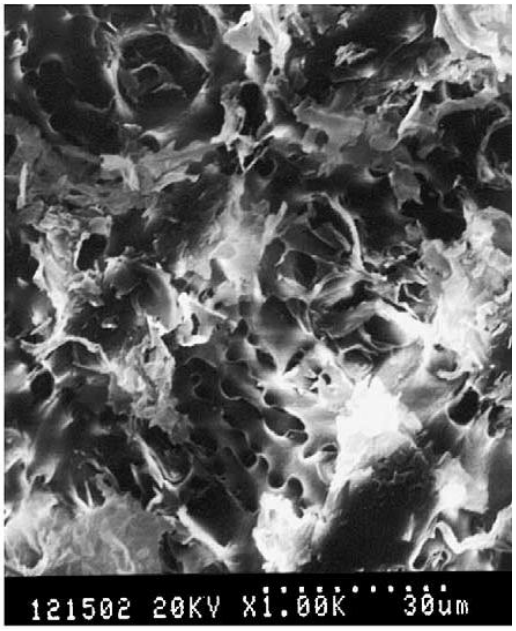
ในงานวิจัยนี้ได้มีแนวคิดที่จะเพิ่มความสามารถของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงโดยการนำซิลิกามาเป็นซับเสตรตให้กับไทเทเนีย เนื่องจากซิลิกามีความเฉื่อยต่อการทำปฏิกิริยาเคมี มีความโปร่งแสงเมื่อถูกฉายแสงด้วยรังสียูวีและมีพื้นที่ผิวสูง[31] ซึ่งจะทำให้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงมีพื้นที่

ผิวในการทำปฏิกิริยามากขึ้นและมีรูพรุนในการดูดซับสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยจำนวนมากที่ศึกษาเกี่ยวกับการใช้งานของไทเทเนีย/ซิลิกา[32-37]

อุไรวรรณ[38] ได้ศึกษาความเป็นไปได้และข้อจำกัดของในการใช้แกลบในการเตรียมซิลิกาให้มีโครงสร้างระดับนาโน โดยนำแกลบมาผ่านกระบวนการทางเคมีด้วยเอนไซม์และกรดชนิดต่างๆ จากนั้นเผาที่อุณหภูมิ 600°C เป็นเวลา 6 ชั่วโมง พบว่าแกลบได้เปลี่ยนเป็นซิลิกาที่มีขนาดอนุภาค 26 นาโนเมตร พื้นที่ผิวจำเพาะมีค่า 250 m^2/g และซิลิกาที่ได้มีความบริสุทธิ์ถึงร้อยละ 99 Tzong-Horng Liou[39] ได้ศึกษาการเตรียมซิลิกาจากแกลบในลักษณะเดียวกัน พบว่าแกลบที่ไม่ได้ผ่านการเผานั้นมีลักษณะพื้นผิวที่เป็นรูพรุนสูง ดังภาพที่ 2.12 และเมื่อทำการเผาแกลบแล้วจะได้ ซิลิกาที่มีรูพรุนทั้งขนาดนาโนเมตรและไมโครเมตร ดังแสดงในภาพที่ 2.13 ดังนั้น งานวิจัยนี้จึงมีแนวคิดที่จะนำแกลบซึ่งเป็นแหล่งซิลิกามาทำเป็นซับสเตรตให้กับไทเทเนีย เนื่องจากในแต่ละปีประเทศไทยมีปริมาณแกลบซึ่งเป็นผลิตผลพลอยได้จากการปลูกข้าวเป็นจำนวนมากและลักษณะทางกายภาพของแกลบที่ผ่านการเผาแล้วซึ่งมีรูพรุนสูงนั้น จะช่วยเพิ่มความสามารถในการดูดซับสารให้กับตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง ดังนั้น แกลบซึ่งเป็นแหล่งของซิลิกาจึงมีความเหมาะสมอย่างยิ่งที่จะนำมาเป็นตัวซับสเตรตให้กับไทเทเนียในการทำปฏิกิริยาเชิงแสง



ภาพที่ 2.12 ลักษณะรูพรุนของแกลบที่ไม่ได้เผา[39]

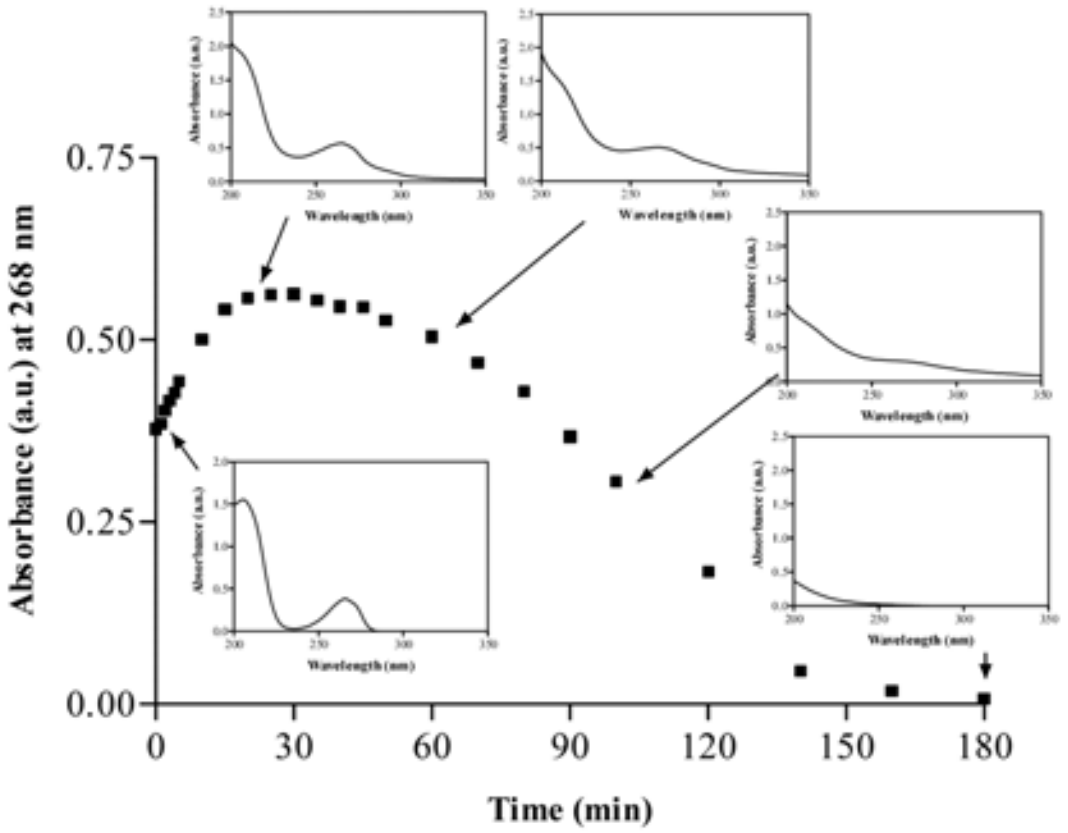


ภาพที่ 2.13 ลักษณะผิวภายในของซิลิกาที่ได้จากการเผาแกลบ[39]

2.4 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

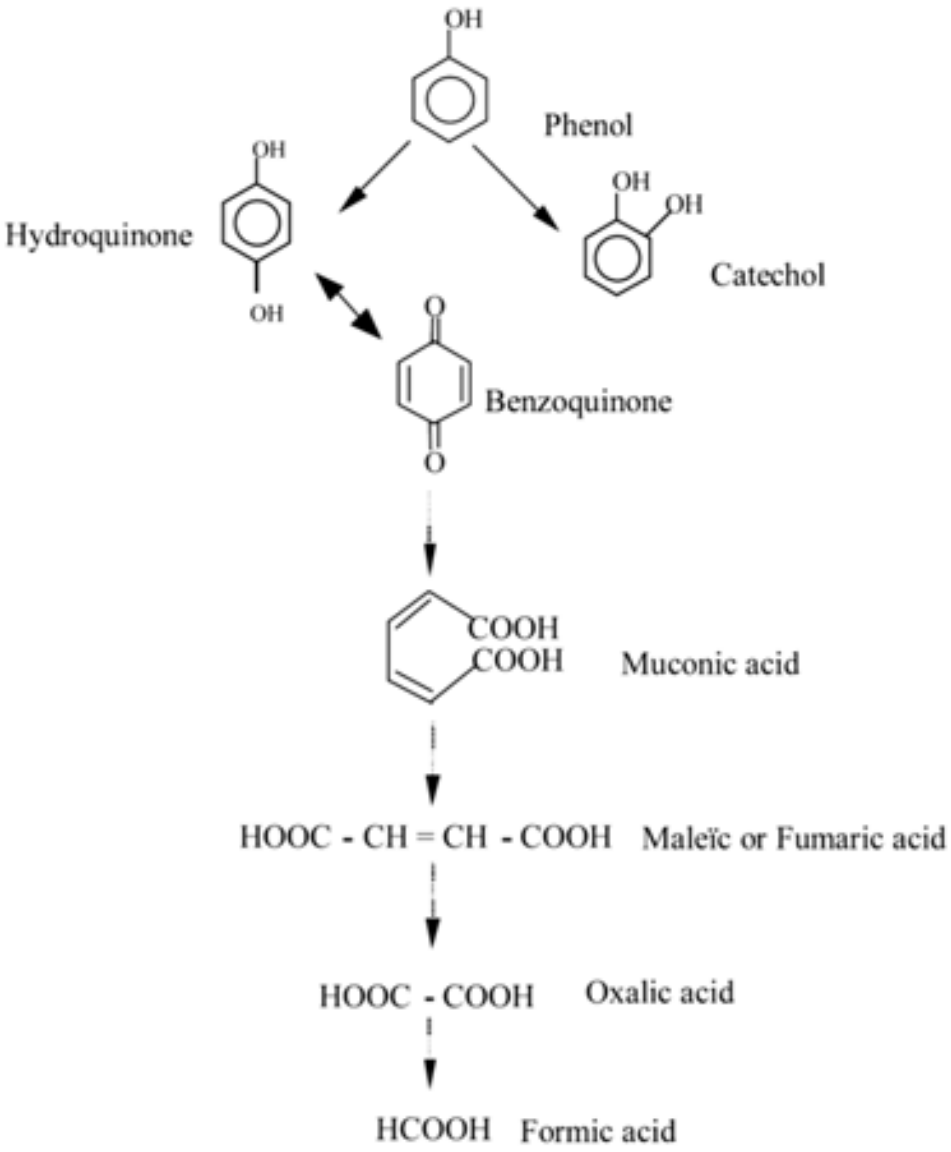
ในงานวิจัยที่ผ่านมามีการศึกษาการกำจัดสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียโดยใช้ปฏิกิริยาเชิงแสงไว้ดังนี้

Roig B., Gonzalez C. และ Thomas O.[40] ได้ศึกษาการแตกสลายของฟีนอลด้วยแสง โดยใช้เครื่อง UV-Visible spectrophotometer ในการตรวจวิเคราะห์ปฏิกิริยาเชิงแสงที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร และวิเคราะห์สารประกอบอินทรีย์ (ฟีนอลและสารที่เกิดขึ้นหลังการฉายแสง) ด้วยเครื่อง HPLC พบว่าค่าดูดกลืนแสงของฟีนอลปรากฏพีคที่ชัดเจนที่ความยาวคลื่น 264 นาโนเมตร ดังภาพที่ 2.14 ซึ่งเห็นได้ว่าฟีนอลถูกแตกสลายด้วยรังสียูวีจนหมดหลังจากฉายแสงเป็นเวลา 180 นาที



ภาพที่ 2.14 ค่าการดูดกลืนแสงของฟีนอลหลังจากฉายแสงยูวี[40]

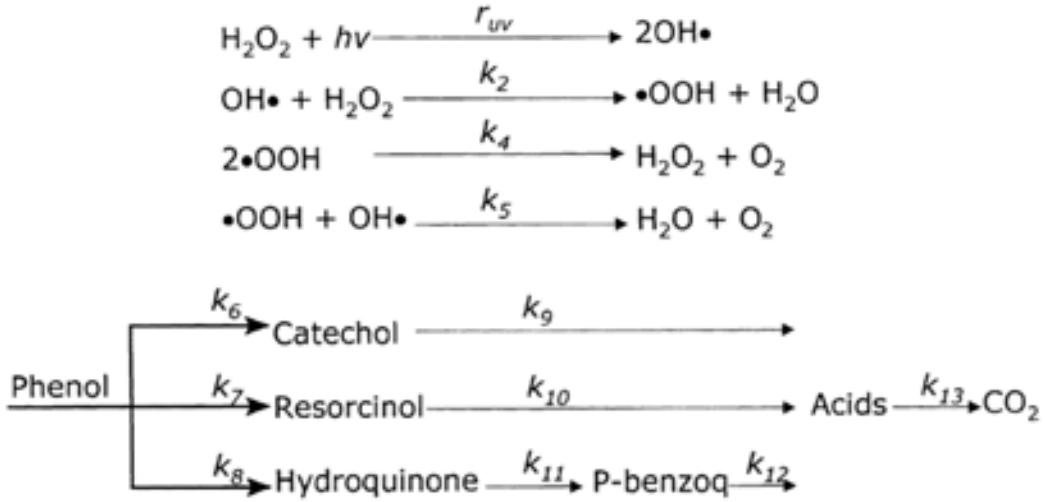
นอกจากนี้ จากการศึกษาการแตกสลายด้วยแสงของฟีนอลสามารถอธิบายอันดับการแตกสลายของฟีนอลได้ดังภาพที่ 2.15 โดยเริ่มจากการไฮดรอกซิเลชันของวงอโรมาติกเพื่อให้ได้ไฮโดรควิโนน ซึ่งต่อมาเกิดการ hydrogen abstraction ได้เบนโซควิโนน จากนั้นวงเบนโซควิโนนถูกทำลายได้กรดมิวโคนิก ซึ่งถูกแตกสลายด้วยอนุมูลอิสระไฮดรอกซิลกลายเป็นกรดมาเลอิก กรดออกซาลิกและกรดฟอร์มิก



ภาพที่ 2.15 แผนผังการแตกสลายด้วยแสงของฟีนอล[40]

นอกจากการใช้แสงยูวีเพียงอย่างเดียวในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลแล้ว ยังมีงานวิจัยอีกมากที่ได้เพิ่มประสิทธิภาพในการแตกสลายสารประกอบฟีนอล เช่น. Alnaizy R และ Akgerman A. [41] ได้ศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้ระบบยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการบำบัดน้ำที่มีฟีนอลเจือปนอยู่ โดยนำฟีนอลปริมาณ 40-500 ppm มาผสมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่มีอัตราส่วนโมลาร์ระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับฟีนอลตั้งแต่ 0-500 จากนั้นปั่นให้เข้ากันเป็นเวลา 15 นาทีและนำไปทำปฏิกิริยาเชิงแสงโดยใช้หลอดยูวีที่มีความเข้มแสง 5400 $\mu W/cm^2$ และ

ศึกษาตัวแปรที่มีผลต่อการทำปฏิกิริยาเชิงแสง ได้แก่ ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่เติมลงไป ความเข้มข้นฟีนอลเริ่มต้น อัตราส่วนโมลาร์ระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับฟีนอล pH และอุณหภูมิ จากการทดลองพบว่าความเข้มข้นฟีนอลเริ่มต้นประมาณ 200 ppm สามารถแตกสลายได้หมดในเวลาน้อยกว่า 1 ชั่วโมงที่อุณหภูมิ 27°C โดยระบบยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ อย่างไรก็ตาม ฟีนอลเพียง 20% เท่านั้นที่ถูกแตกสลายกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ส่วนที่เหลือนั้นกลายเป็นตัวกลางที่เกิดขึ้นระหว่างการทำปฏิกิริยาดังแสดงในภาพที่ 2.16 นอกจากนี้ยังพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นเริ่มต้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์จะทำให้ลดประสิทธิภาพของระบบรังสียูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ลดลง และอัตราส่วนโมลาร์ระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับฟีนอลที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 100-250 นอกจากนี้ยังพบว่า pH นั้นไม่มีผลกระทบต่อการแตกสลายของฟีนอล



ภาพที่ 2.16 ปฏิกิริยาออกซิเดชันของฟีนอลโดยระบบยูวี/ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์[41]

Mirat D.G. และ Robert V.[42] ได้ศึกษาปฏิกิริยาออกซิเดชันของสารประกอบฟีนอลโดยเปรียบเทียบระหว่างการใช้โอโซนและโอโซน/ยูวี โดยนำสารประกอบฟีนอลที่มีความเข้มข้น 50 ppm ที่ pH = 2.5 7 และ 9 มาเติมก๊าซโอโซนด้วยเครื่องกำเนิดโอโซนที่มีความเข้มข้นโอโซนช่วง 2-61.5 mg/L อัตราการไหลตัวของแก๊ส (gas flow rate) เป็น 1.01 min^{-1} โดยความเข้มข้นของแก๊สโอโซนนั้นตรวจวิเคราะห์ด้วยเครื่อง UV spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร

และในการทดลองแบบเดียวกันนี้ได้เพิ่มหลอดยูวีที่มีกำลัง 2.2 W เพื่อศึกษาการแตกสลายของสารประกอบฟีนอลโดยระบบโอโซน/ยูวี จากการทดลองพบว่า ไม่ว่าจะมีการฉายรังสียูวีหรือไม่นั้น ปฏิกิริยาของอนุมูลอิสระมีความสำคัญในการออกซิเดชันสารประกอบฟีนอล และ pH ที่เพิ่มขึ้นนั้นจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลระหว่างการให้ก๊าซโอโซนทั้งในระบบที่มีและไม่มีการฉายรังสียูวี ในกรณีที่ pH คงที่ สามารถเรียงลำดับการแตกสลายสารประกอบฟีนอลได้ดังนี้ ในระบบโอโซน/ยูวี > ระบบโอโซน > ระบบที่ฉายรังสียูวีเพียงอย่างเดียว

นอกเหนือจากการใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และก๊าซโอโซนมาช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการทำปฏิกิริยาเชิงแสงแล้ว ยังมีการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงมาช่วยเพิ่มความสามารถในการทำปฏิกิริยาอีกด้วย. Rahmani A.R, Samadi M.T. และ Enayati M.A. [43] ได้ทำการตรวจวิเคราะห์การสลายตัวด้วยปฏิกิริยาเชิงแสงของฟีนอลโดยกระบวนการยูวี/ไทเทเนีย โดยนำฟีนอลที่มีความเข้มข้น 100 mg/L ผสมกับไทเทเนียที่มีความเข้มข้น 0.5-1 g/L และปรับ pH เป็น 3, 7 และ 11 จากนั้นฉายด้วยรังสียูวีที่มีความเข้มแสง 0.9 mW/cm^2 เป็นเวลา 1 3 5 7 และ 9 ชั่วโมง ตรวจวิเคราะห์ความเข้มข้นของฟีนอลที่เปลี่ยนแปลงไปด้วยเครื่อง spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 500 นาโนเมตร ผลการทดลองพบว่าหลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 9 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดฟีนอลที่ pH 3 7 และ 11 คือ 59 52 และ 83% ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของไทเทเนีย เวลาการฉายรังสียูวีและ pH ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการแตกสลายฟีนอล และภาวะที่สามารถแตกสลายฟีนอลได้มากที่สุดคือ pH = 11 ใช้เวลาฉายรังสียูวี 9 ชั่วโมง และไทเทเนียที่มีความเข้มข้น 1 g/L สรุปได้ว่า ตัวแปรที่มีผลต่อการสลายตัวของฟีนอลคือ pH เวลาฉายรังสียูวีและความเข้มข้นของไทเทเนีย

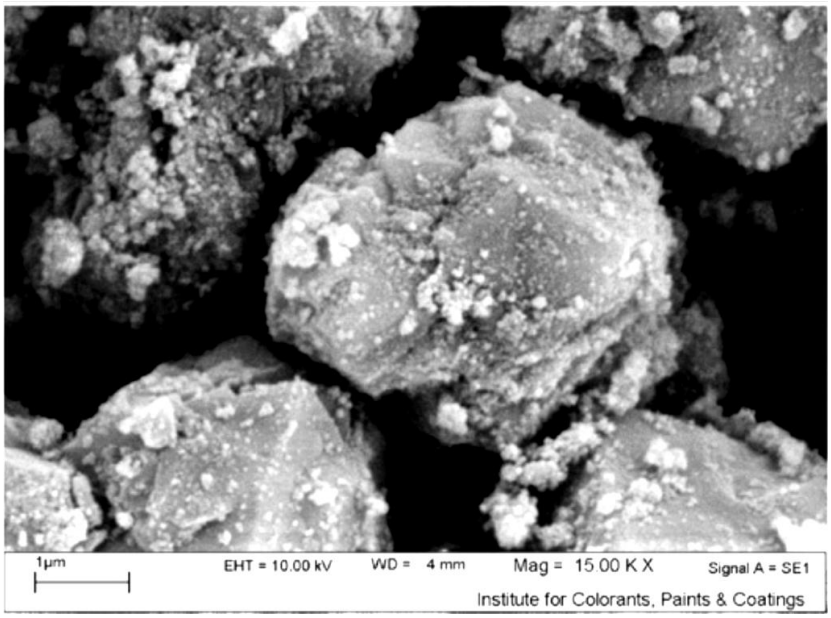
Dingwang C. และ Ajay K.R. [44] ได้ทำการศึกษากลไกปฏิกิริยาเชิงแสงของฟีนอลและอนุพันธ์ของฟีนอลภายใต้การฉายรังสียูวีโดยนำ 4-คลอโรฟีนอล มาทำปฏิกิริยาเชิงแสงกับไทเทเนีย-P25 (Degussa) ที่มีอัตราส่วนเฟสระหว่างอะนาเทส:รูไทล์ คือ 80:20 มาเคลือบบนแผ่นแก้ว pyrex หนา 3.2 มิลลิเมตร โดยการจุ่มและนำไปเผาแคลไซน์ที่อุณหภูมิ 423-573 K เป็นเวลา 3 ชั่วโมง จากนั้นฉายรังสียูวีด้วยความเข้มแสงตั้งแต่ 1.5-24 mW/cm^2 และศึกษาความเข้มข้นของ 4-คลอโรฟีนอลด้วยเครื่อง UV/VIS detector ที่ความยาวคลื่น 225 นาโนเมตร พบว่าการใช้

ไทเทเนียที่มีความเข้มข้น 2 g/L และ pH เป็นกลาง สามารถกำจัด 4-คลอโรฟีนอล ได้เมื่อมีการฉายรังสียูวีความยาวคลื่น 200-350 นาโนเมตร ที่ความเข้มแสง 2 mW/cm^2 หลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 100 นาที pH ลดลงเนื่องจากเกิดการก่อตัวของกรดไฮโดรคลอริกระหว่างการสลายตัว และสารสุดท้ายที่ได้คือ คาร์บอนไดออกไซด์และกรดไฮโดรคลอริกที่เกิดขึ้นหลังการสลายตัวของ 4-คลอโรฟีนอล

Luis J.A. และคณะวิจัย[45] ได้ศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงของฟีนอลโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนียที่มีซิลิกาเป็นตัวซับสเตรต ซึ่งเตรียมโดยวิธีไฮโดรไลซิส โดยนำซิลิกา (Degussa) มากระจายตัวในน้ำที่ไม่มีประจุ จากนั้นเติมสารละลายไทเทเนียมไตรคลอไรด์ ($TiCl_3$) ลงไปแล้วทำให้เป็นเนื้อเดียวกันต่อมาเติมสารละลายแอมโมเนียมไปทีละน้อยเพื่อปรับ pH ให้เป็นกลาง และนำสารที่ตกตะกอนแล้วไปกรองและล้างด้วยน้ำไม่มีประจุหลายครั้งเพื่อกำจัดคลอไรด์ไอออนออก จากนั้นอบค้างคืนที่อุณหภูมิ 273 K และแคลไซน์ที่อุณหภูมิ 773 K เป็นเวลา 12 ชั่วโมง ต่อมาศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงโดยการนำฟีนอลที่มีความเข้มข้น 500 ppm มาเติมตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกาที่มีความเข้มข้น 2.5 g/L แล้วฉายรังสียูวีที่มีความเข้มแสง 50 mW/cm^2 และวิเคราะห์สารที่เกิดขึ้นด้วยวิธี gas chromatrography ซึ่งงานวิจัยนี้ได้นำไทเทเนีย-P25 มาทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพของตัวเร่งปฏิกิริยา จากการทดลองพบว่าการใช้ซิลิกาเป็นซับสเตรตให้กับไทเทเนียนั้นช่วยเพิ่มพื้นที่ในการทำปฏิกิริยาเมื่อเทียบกับไทเทเนียที่ไม่มีซับสเตรต นอกจากนี้ การเพิ่มปริมาณไทเทเนียบนซับสเตรตซิลิกาจะไปลดพื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเนื่องจากเกิดการก่อตัวของผลึกขนาดใหญ่ของเฟสอะนาเทสของไทเทเนีย และการที่ไทเทเนียอยู่บนซิลิกาทำให้เพิ่มประสิทธิภาพในการทำปฏิกิริยาเชิงแสงเนื่องจากซิลิกาเป็นสารโปร่งแสงต่อการฉายรังสียูวี นอกจากนี้ การมีไทเทเนียปริมาณ 30% บนซิลิกานั้นมีประสิทธิภาพเทียบเท่ากับไทเทเนียที่ไม่มีซับเสตรต

Ehsan A. และ Shahrara A. [46] ได้ศึกษาการแตกสลายด้วยปฏิกิริยาเชิงแสงของอะซีโตฟีโนนและโทลูอีนโดยผงไทเทเนียที่มีขนาดอนุภาคระดับนาโนที่มี NaX zeolite เป็นซับสเตรต ซึ่งในงานวิจัยนี้ได้นำโทลูอีนและอะซีโตฟีโนนที่มีความเข้มข้น 30 ppm มาทำปฏิกิริยาเชิงแสงกับไทเทเนียซึ่งเตรียมด้วยวิธีไฮโดรไลซิส โดยนำสารละลายไทเทเนียมเตตระคลอไรด์ มา

ผสมกับ NaX zeolite ปริมาณ 4 กรัม และทำให้เป็นเนื้อเดียวกันในน้ำปริมาตร 100 มิลลิลิตรจนอิ่มตัว เป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นนำมาอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 323 K และตามด้วยการแคลไซน์ที่ 673 K เป็นเวลา 3 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังได้นำหลอดยูวี 125 วัตต์มาใช้ในการปฏิกิริยาเชิงแสงของโทลูอีนและอะซีโตฟีโนนที่ได้ผสมกับตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในปริมาณและ pH ที่เหมาะสม ซึ่งก่อนการฉายแสงจะปั่นสารละลายในความมืดเป็นเวลา 30 นาที และยังใช้วิธีโครมาโตกราฟีในการวัดความเข้มข้นที่ลดลงของโทลูอีนและอะซีโตฟีโนน จากการศึกษาโครงสร้างระดับจุลภาคของตัวเร่งปฏิกิริยาด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope (SEM) พบว่ามีอนุภาคของไทเทเนียเกาะติดบน NaX zeolite ดังแสดงในภาพที่ 2.17 จากการทดลองพบว่าไทเทเนียที่มี NaX zeolite เป็นซับสเตรตมีประสิทธิภาพในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนและโทลูอีนได้ดีกว่าไทเทเนียที่ไม่มีซับสเตรตถึง 14.5 เท่า



ภาพที่ 2.17 ภาพ SEM ของอนุภาคไทเทเนียที่เกาะติดบน NaX zeolite[46]

Adrian M.T.S. และคณะ[47] ได้ทำการศึกษาการโดปซีเรียลงบนไทเทเนียสำหรับการแตกสลายของคลอโรฟีนอลด้วยปฏิกิริยาเชิงแสง โดยใช้วิธี solvothermolysis ในการโดปซีเรียในปริมาณที่ต่างกัน ได้แก่ 0.2 0.4 0.6 0.8 และ 1.0% (โดยน้ำหนัก) ลงบนไทเทเนีย จากนั้นศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงของคลอโรฟีนอลที่มีความเข้มข้น 100 mg/L กับตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงที่เตรียมไว้

เข้มข้น 1 g/L โดยใช้หลอดยูวีที่ได้มีการตัดแสง UV-B และ UV-C ออกซึ่งทำให้มีการฉายแสงยูวีที่ช่วงความยาวคลื่น 366, 405 และ 436 นาโนเมตร และวิเคราะห์ความเข้มข้นของสารระหว่างทำปฏิกิริยาเชิงแสงด้วยเครื่อง HPLC จากการทดลองพบว่าหลังฉายรังสียูวี 180 นาที ความสามารถในการแตกสลายของคลอโรฟีนอลโดยใช้ซีเรียที่โดปบนไทเทเนีย เรียงตามลำดับได้ดังนี้ ซีเรียที่โดปลงบนไทเทเนีย 0.6 > 0.4 > 0.8 > 0.2 > 1.0 % โดยน้ำหนัก ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าปริมาณซีเรียที่เหมาะสมในการเติมคือ 0.6% (โดยน้ำหนัก) นอกจากนี้การโดปซีเรียช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการดูดกลืนแสงของไทเทเนียในช่วงความยาวคลื่นที่มากขึ้นจนได้ถึงช่วงแสงที่ตามองเห็นโดยการลดแถบพลังงานของไทเทเนีย จึงสรุปได้ว่า การโดปซีเรียลงบนไทเทเนียนั้นสามารถแตกสลายคลอโรฟีนอลได้ภายใต้การฉายแสงช่วงตามองเห็น

บทที่ 3
วิธีดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยนี้ได้ศึกษาภาวะที่เหมาะสมต่อการแตกสลายของสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียโดยหาช่วง pH ที่เหมาะสมตั้งแต่ 4-12 เวลาที่เหมาะสมในการฉายรังสียูวีในช่วงเวลา 2-14 ชั่วโมง และชนิดของตัวเร่งปฏิกิริยาที่เหมาะสมที่สุดในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสีย ได้แก่ ไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา โดยในบทนี้จะกล่าวถึง วัตถุดิบและสารเคมี วิธีการเตรียมตัวอย่าง การตรวจสอบองค์ประกอบทางเฟสที่เกิดขึ้นของ ไทเทเนีย/ซิลิกา การเคลือบติดของ ไทเทเนียบน ซิลิกา ซึ่งสามารถแบ่งออกเป็นหัวข้อต่างๆ ได้ดังนี้

3.1 สารเคมีวัตถุดิบและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

3.1.1 สารเคมีและวัตถุดิบ

- แกลบ (จังหวัด ราชบุรี)
- Hydrochloric acid fuming 37% (AR Grade, Merck Chemical Co.)
- น้ำกลั่น
- น้ำ reverse osmosis (RO) ยี่ห้อสยาม
- Titanium (III) chroride solution ($TiCl_3$) about 15% (AR-Grade, Merck Chemical Co.)
- ไทเทเนีย P25 (Degussa, Germany)
- Soduim hydroxide pellets (NaOH) (AR Grade, Ajax Finechem)
- Silver nitrate ($AgNO_3$) (BDH PROLABO)
- ฟีนอล (C_6H_5OH) (AR Grade, Merck Chemical Co.)

- อะซีโตฟีโนน ($C_6H_5COCH_3$) (AR-Grade, Merck Chemical Co.)
- คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ ($C_6H_5C(CH_3)_2OOH$) (AR-Grade, Merck Chemical Co.)
- น้ำเสียจากโรงผลิตฟีนอล (บริษัท ปตท. จำกัด (มหาชน))

3.1.2 อุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

- บีกเกอร์ กระบอกตวง และช้อนตักสาร
- กรวย
- ขวดวัดปริมาตร
- หลอดหยด
- หลอดทดลอง
- เครื่องชั่งทศนิยม 4 ตำแหน่ง
- กระดาษกรองเบอร์ 42 (Whatman No. 42 ขนาดรูพรุน 2.5 μm)
- กระจกนาฬิกา และแท่งแก้ว
- ปิเปตต์ขนาด 50ml
- ตู้ดูดควัน
- เครื่องดูดสุญญากาศ (suction)
- เครื่องหมุนเหวี่ยง (centrifuge)
- เครื่องกวนสาร (magnetic stirrer)
- แท่งแม่เหล็ก (magnetic bar)
- เตาเผาแก๊ส

- เตาเผาไฟฟ้า

- หลอดยูวี (NEC, FL10BL-B)

3.2 ขั้นตอนการเตรียมสารและทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสง

3.2.1 การเตรียมซิลิกาจากแกลบ

1) ล้างแกลบด้วยน้ำเพื่อกำจัดสิ่งสกปรกและอบแกลบที่อุณหภูมิ 80 °C เพื่อไล่น้ำออก

2) เติมแกลบปริมาณ 50 กรัมทีละน้อยลงไปในสารละลายกรดไฮโดรคลอริกที่มีความเข้มข้น 1 โมลาร์ และกวนให้เข้ากันจนแกลบอิ่มตัว จากนั้นแช่ทิ้งไว้เป็นเวลา 1 คืน

3) ล้างแกลบด้วยน้ำกลั่นหลายๆครั้งจนกระทั่ง pH ของน้ำล้างเป็นกลาง

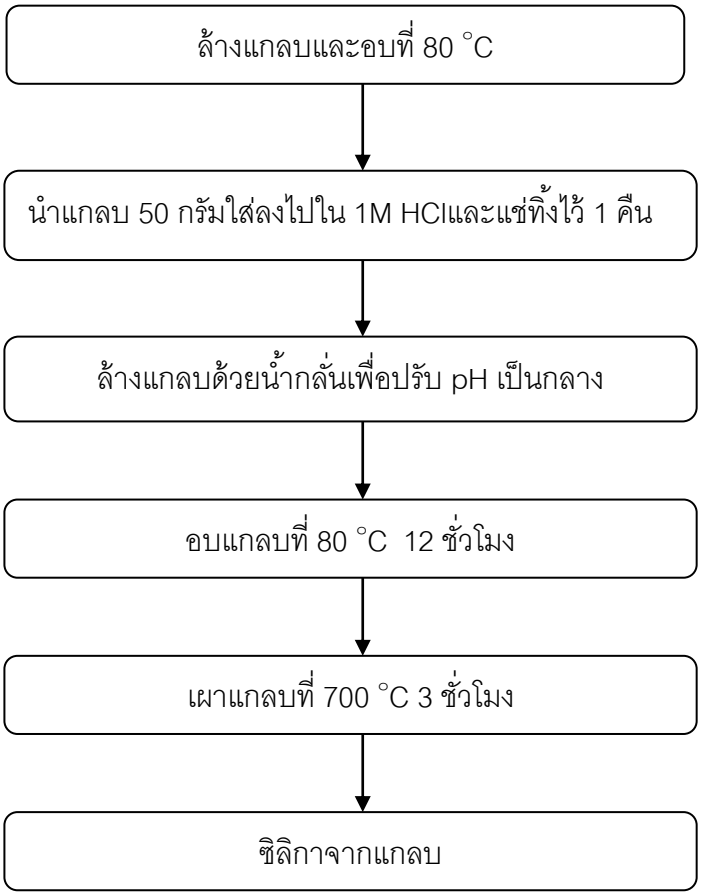
4) อบแกลบที่อุณหภูมิ 80 °C เป็นเวลา 12 ชั่วโมง

5) เผาแกลบด้วยเตาแก๊ส ณ อุณหภูมิ 700 °C เป็นเวลา 3 ชั่วโมง

ภาพที่ 3.1 ลักษณะของแกลบก่อนและหลังเผา (ก.) แกลบก่อนเผา (ข.) แกลบหลังเผา

หมายเหตุ การเตรียมซิลิกาจากแกลบโดยวิธีการล้างด้วยกรดไฮโดรคลอริก พบว่าการล้างด้วยกรดจะทำให้เส้นใยเซลลูโลสในแกลบมีขนาดเล็กลง และเมื่อผ่านการเผาแล้วจะทำให้เซลลูโลสสลายออกไปได้ง่ายขึ้นทำให้ได้ ซิลิกาอสัณฐานที่มีพื้นที่ผิวสูงขึ้น อีกทั้ง เพื่อละลายสารกลุ่มอัลคาไลน์ เช่น Na_2O และ K_2O ออก โดยพบว่าถ้ายังคงมีอัลคาไลน์หลงเหลืออยู่จะทำให้เกิดผลึกคริสโตบาไลท์ซึ่งส่งผลให้พื้นที่ผิวลดลงทั้งยังไม่ได้ ซิลิกาอสัณฐานตามที่ต้องการ จากการ

ทดลองพบว่าการเลือกใช้อุณหภูมิการเผาที่ 700 °C เป็นเวลา 3 ชั่วโมง จะทำให้ได้ซิลิกาอสัณฐาน ถ้าเผาที่อุณหภูมิสูงกว่านี้คือ 800-900 °C อาจทำให้ Na_2O และ K_2O ซึ่งเป็น ฟลักซ์เกิดการหลอมปิดรูพรุนในแกลบ



ภาพที่ 3.2 แผนผังการเตรียมซิลิกาจากแกลบ

3.2.2 **การสังเคราะห์ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ซิลิกา**

1) การเตรียมสารละลาย 0.15 M (Ti^{3+}) จากไทเทเนียมไตรคลอไรด์ 15 wt% ใน ~10% ของกรดไฮโดรคลอริก

1.1) ปิเปตต์สารละลายไทเทเนียมไตรคลอไรด์ 15.5 ml เติมลงในน้ำ reverse osmosis (RO,ยี่ห้อสยาม) 20ml

1.2) ปรับปริมาตรของสารละลายด้วยน้ำ RO เป็น 100ml

2) เติมซิลิกาที่เตรียมได้จากแกลบ 1.2 กรัม ลงในสารละลาย 0.15 M(Ti^{3+})ปริมาตร100ml

3) กวนให้เข้ากันเป็นเวลา 30 นาทีเพื่อให้ไทเทเนียมไตรคลอไรด์ได้แทรกเข้าไปในรูพรุนของซิลิกา

4) ปรับ pH ด้วยการเติมสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ที่มีความเข้มข้น 2 N(อัตราเร็ว 1ml/นาที) เพื่อให้ไทเทเนียมไตรคลอไรด์ทำปฏิกิริยากับโซเดียมไฮดรอกไซด์อย่างช้าๆ โดยวิธีการไทเทรตพร้อมๆกับการกวน จนกระทั่ง pH ปรับเป็น 6 โดยให้ค่า pH คงที่ประมาณ 30 นาที

5) ปิดปากบีกเกอร์ของสารที่สังเคราะห์ได้แล้วนำไปอบที่อุณหภูมิ 60 °C เป็นเวลา 24 ชั่วโมง (ไฮโดรไลซิส)

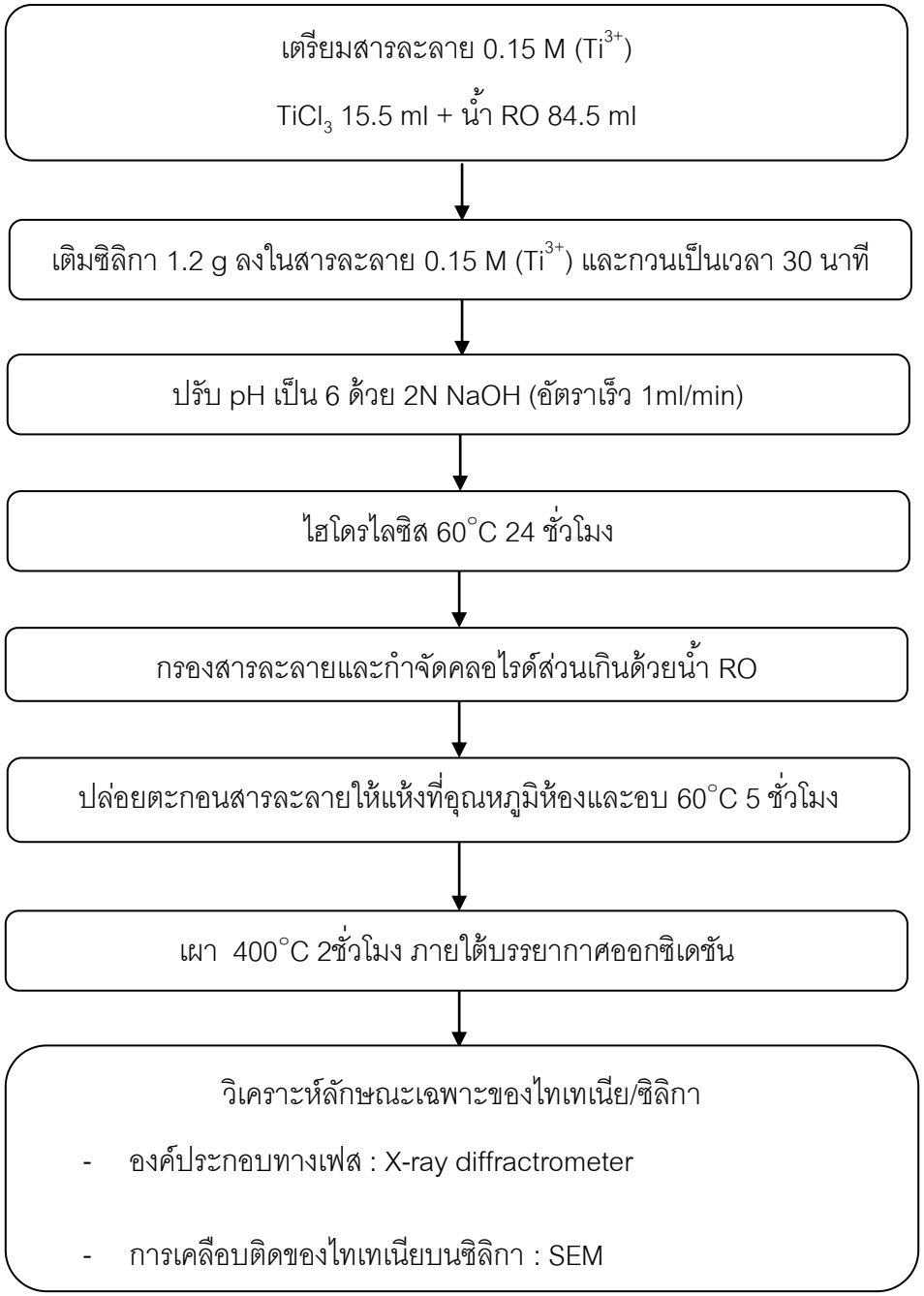
6) นำสารที่ไฮโดรไลซิสแล้ว ออกจากเตาอบและรินสารละลายใสด้านบนของตะกอนทิ้ง จากนั้นกรองสารละลายที่เหลือผ่านกระดาษกรอง (whatman No.42 ขนาดรูพรุน2.5 μm) โดยใช้เครื่องดูดสุญญากาศ เติมน้ำ RO ล้างตะกอนซ้ำเพื่อกำจัด Cl^- ส่วนเกิน (หยด0.5 N $AgNO_3$ ลงในน้ำล้างตะกอนเพื่อตรวจสอบการมีอยู่ของ Cl^- อาจเกิดตะกอนขาวขุ่นเล็กน้อยถ้ายังมี Cl^- เหลืออยู่บ้าง)

7) เก็บตะกอนที่กรองได้ไว้ที่อุณหภูมิห้องให้พอแห้ง (semi-dry) แล้วนำไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 60 °C เป็นเวลา 5 ชั่วโมง

8) บดและเผา(calcine)ภายใต้บรรยากาศออกซิเดชันที่อุณหภูมิ 400 °C เป็นเวลา 2 ชั่วโมง

9) วิเคราะห์เฟสที่เกิดขึ้นของไทเทเนีย/ซิลิกาด้วยเครื่อง X-ray Diffractometer (XRD) (Bruker, D8 Advance) โดยใช้ค่า 2θ ในช่วง 10-70 องศา

10) ตรวจสอบการเคลือบติดของไทเทเนียบนซิลิกาด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope (SEM) (JSM-6480LV, JEOL)



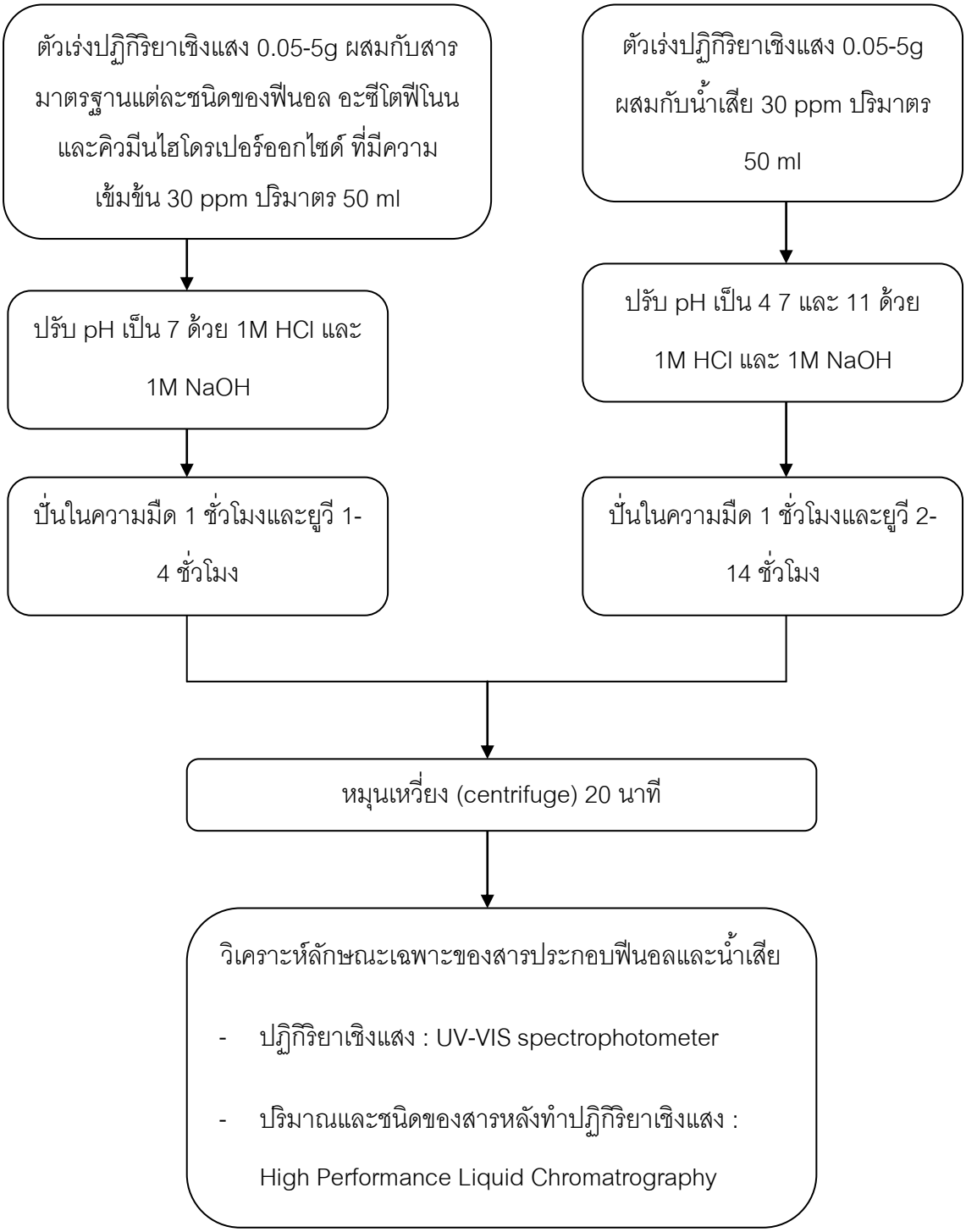
ภาพที่ 3.3 แผนผังการสังเคราะห์ไทเทเนีย/ซิลิกา

3.2.3 การทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการกำจัดสารมาตรฐานฟีนอล : ฟีนอล อะซีโตฟีโนนและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่เป็นตัวแทนของน้ำเสีย

ทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงโดยนำตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง 2 ชนิดได้แก่ ไทเทเนีย/ซิลิกา และไทเทเนีย P25 ปริมาณตั้งแต่ 0.05-0.1 กรัม มาผสมกับสารมาตรฐานแต่ละชนิด : ฟีนอล อะซีโตฟีโนนและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ ซึ่งสารมาตรฐานดังกล่าวเป็นตัวแทนของสารประกอบหลักที่พบในน้ำเสียจากโรงผลิตฟีนอล โดยใช้ความเข้มข้นของสารมาตรฐานเหล่านี้ที่ 30 ppm ปริมาตร 50ml ปรับ pH เป็น 7 ด้วยกรดไฮโดรคลอริกและโซเดียมไฮดรอกไซด์ นำไปคนด้วยแท่งแม่เหล็กในความมืดเป็นเวลา 1 ชั่วโมงและฉายรังสียูวีที่ความเข้มแสง 2 mW/cm^2 เป็นเวลา 1-4 ชั่วโมง จากนั้นนำไปหมุนเหวี่ยง (centrifuge) เป็นเวลา 20 นาที หลังจาก centrifuge แล้วแยกเฉพาะส่วนของสารละลายใสมาวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง UV-VIS Spectrophotometer (Perkins Elmer, Lambda35 UV/VIS Spectrophotometer) ในช่วงความยาวคลื่น 190-400 นาโนเมตร

3.2.4 การทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการกำจัดสารประกอบฟีนอลในน้ำเสีย

ศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงโดยนำตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง 2 ชนิดได้แก่ ไทเทเนีย/ซิลิกา และไทเทเนีย P25 ปริมาณตั้งแต่ 0.05-5 กรัม มาผสมกับน้ำเสียจากโรงงานผลิตฟีนอลปริมาตร 50 ml ที่ผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองขนาดรูพรุน 2.5 μm (Whatman® Grade5) ปรับ pH เป็น 4 7 และ 11 ด้วยกรดไฮโดรคลอริกและโซเดียมไฮดรอกไซด์ นำไปคนด้วยแท่งแม่เหล็กในความมืดเป็นเวลา 1 ชั่วโมงและฉายรังสียูวีที่ความเข้มแสง 2 mW/cm^2 เป็นเวลา 2-14 ชั่วโมง จากนั้นนำไปหมุนเหวี่ยง (centrifuge) เป็นเวลา 20 นาทีแล้วแยกเฉพาะส่วนของสารละลายใสมาวิเคราะห์ค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง UV-VIS Spectrophotometer (Perkins Elmer, Lambda35 UV/VIS Spectrophotometer) ในช่วงความยาวคลื่น 190-400 นาโนเมตร



ภาพที่ 3.4 แผนผังการทดสอบปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลมาตรฐานและน้ำเสีย

3.3 การวิเคราะห์ลักษณะเฉพาะ

3.3.1 องค์ประกอบทางเฟสของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง

ศึกษาองค์ประกอบทางเฟสของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง ได้แก่ ไทเทเนีย P25 และ ไทเทเนีย/ซิลิกาที่สังเคราะห์ได้ด้วยเครื่อง X-ray Diffractometer (XRD) (Bruker, D8 Advance) โดยใช้ค่า 2θ ในช่วง 10-70 องศา ซึ่งชนิดของ X-ray ที่ใช้คือ CuK_{α} โดยใช้ความยาวคลื่น 1.5406 A°

3.3.2 การเคลือบติดของไทเทเนียบนซิลิกา

ตรวจสอบการเคลือบติดของไทเทเนียบนซิลิกาโดยการศึกษาโครงสร้างจุลภาคของไทเทเนีย/ซิลิกาด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope (SEM) รุ่น JSM-6480LV, JEOL และใช้เครื่อง EDS ตรวจสอบธาตุองค์ประกอบที่พบในโครงสร้างจุลภาคของอนุภาคที่ตรวจสอบ

3.3.3 พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง

วิเคราะห์พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงโดยใช้เครื่อง BET analyzer โดยใช้ผงตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงหนัก 0.1-0.2 กรัมในการวิเคราะห์ โดยวิเคราะห์ซ้ำ 3 ครั้ง

3.3.4 ค่าการดูดกลืนแสงของสารประกอบฟีนอลและน้ำเสียหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสง

วัดค่าการดูดกลืนแสงหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลและน้ำเสีย เพื่อสังเกตการเปลี่ยนแปลงของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นด้วยเครื่อง UV-VIS Spectrophotometer (Perkins Elmer, Lambda35 UV/VIS Spectrophotometer) ในช่วงความยาวคลื่น 190-400 นาโนเมตร

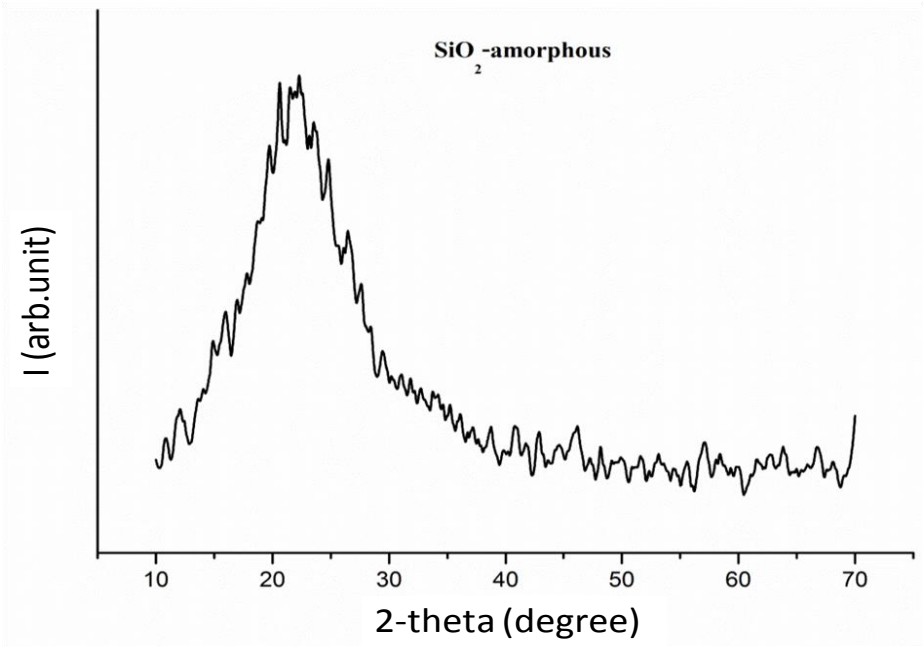
3.3.5 ปริมาณและชนิดของสารหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลและน้ำเสีย

วิเคราะห์ปริมาณและชนิดของสารที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลและน้ำเสีย ด้วยวิธี High Performance Liquid Chromatography (HPLC) ซึ่งเป็นวิธีที่สามารถแยกส่วนผสมของสารประกอบได้ทั้งเชิงปริมาณและเชิงคุณภาพ ซึ่งในงานวิจัยนี้ใช้เครื่อง HPLC ((HP HEWLETT PACKARD SERIES 1100) ด้วยคอลัมน์ thermoscientific® Hypersil Gold particle size 1.9 μm ที่มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 3 mm.

บทที่ 4
ผลการทดลอง

4.1 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบเฟสของซิลิกาจากแกลบ

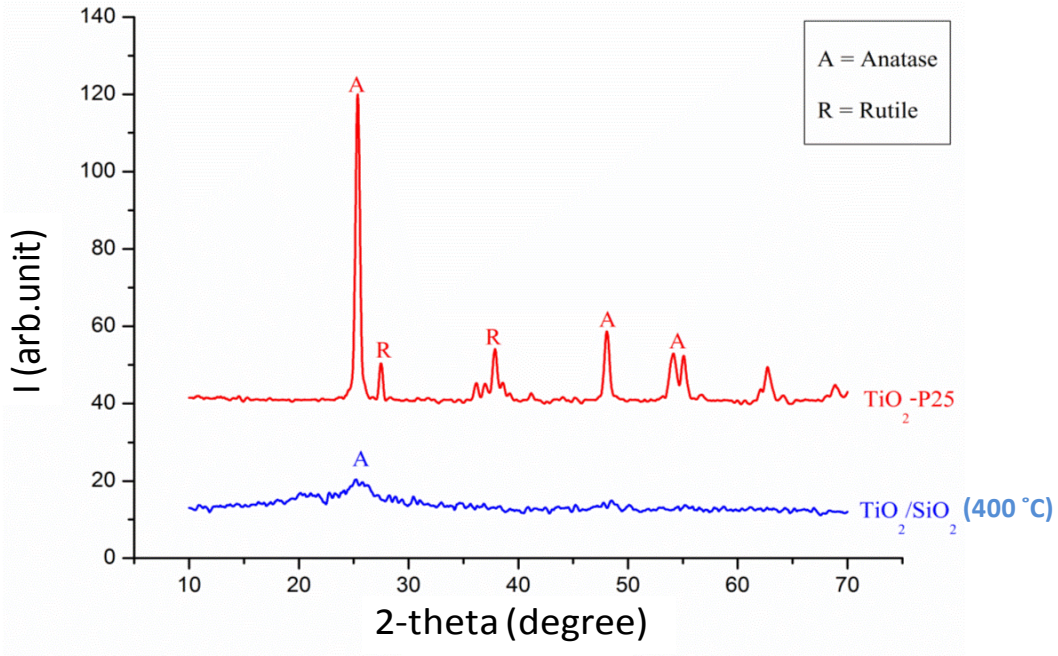
เมื่อนำซิลิกาที่มาจากการเผาแกลบมาวิเคราะห์องค์ประกอบของเฟสด้วย XRD ที่ 2theta = 10-70° พบว่าเป็นซิลิกาอสัณฐาน ดังแสดงในภาพที่ 4.1



ภาพที่ 4.1 XRD pattern ของซิลิกา เผาที่อุณหภูมิ 700°C เป็นเวลา 3 ชั่วโมง ที่ 2theta = 10-70°

4.2 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบเฟสของไทเทเนีย/ซิลิกา

จากการวิเคราะห์ XRD พบว่าที่ 2theta= 22° ปรากฏเฟสอะนาเทสของไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา ที่เผาอุณหภูมิ 400°C โดยเฉพาะอย่างยิ่งในไทเทเนีย-P25 ปรากฏเฟสอะนาเทสอย่างชัดเจนและยังพบเฟสอื่นๆของ ไทเทเนีย ได้แก่ รูไทล์ ดังแสดงในภาพที่ 4.2



ภาพที่ 4.2 XRD pattern ของไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา

4.3 ผลการวิเคราะห์พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง

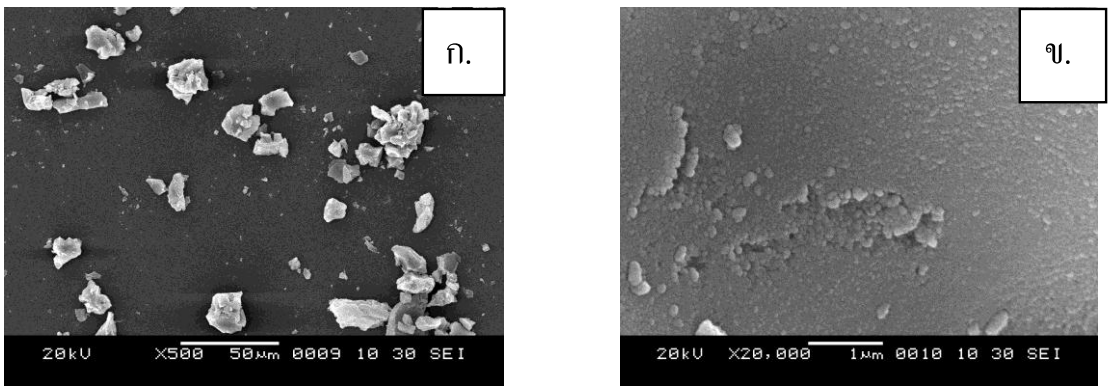
จากตารางที่ 4.1 แสดงค่าพื้นที่ผิวจำเพาะเฉลี่ยของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิดที่ได้ทำการทดลองซ้ำ 3 ครั้ง พบว่าการใช้ซับสเตรตซิลิกาสามารถเพิ่มพื้นที่ผิวจำเพาะให้กับไทเทเนีย ซึ่งพื้นที่ผิวจำเพาะที่เพิ่มขึ้นนี้จะช่วยเพิ่มพื้นที่ผิวในการทำปฏิกิริยาเชิงแสงของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ซิลิกา

ตารางที่ 4.1 พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิด

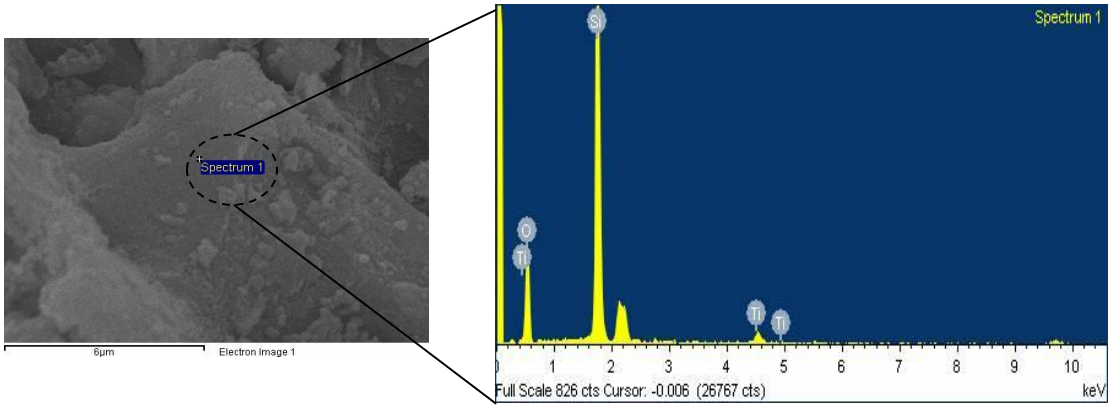
Types of photocatalyst	Specific surface area (m^2/g)
TiO_2-P25 (as purchased)	54.84
TiO_2 (synthesis-400°C)	179.00
SiO_2 (700°C)	220.00
TiO_2/SiO_2 (400°C)	292.40

4.4 ผลการทดสอบการเคลือบติดของไทเทเนียบนซิลิกา

จากภาพที่ 4.3 โครงสร้างทางจุลภาคของไทเทเนีย/ซิลิกาที่กำลังขยาย 500 เท่าพบว่าอนุภาคของไทเทเนีย/ซิลิกามีหลายขนาดและอนุภาคมีการกระจายตัวดี เมื่อเพิ่มกำลังขยายเป็น 20,000 เท่า พบว่ามีอนุภาคไทเทเนียระดับนาโนเกาะติดบนซับสเตรตซิลิกาอย่างหนาแน่นในลักษณะ agglomerate เมื่อวิเคราะห์ธาตุด้วย EDS พบธาตุ ไทเทเนียม ซิลิกอน และ ออกซิเจนเกิดขึ้นแสดงให้เห็นว่า มีเฟสของไทเทเนีย และซิลิกาเกิดขึ้น ทั้งยังเป็นการยืนยันว่ามีไทเทเนียเคลือบติดบนซิลิกาแต่มีไทเทเนียในปริมาณที่น้อยมากเมื่อเทียบกับซิลิกา ดังแสดงในภาพที่ 4.4



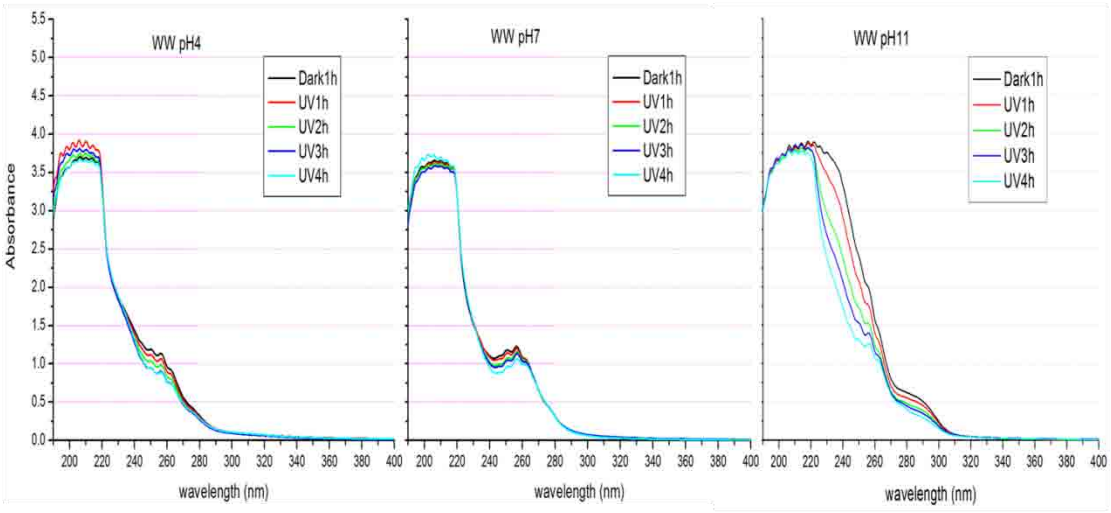
ภาพที่ 4.3 โครงสร้างจุลภาคของไทเทเนีย/ซิลิกาที่กำลังขยาย (ก.) 500 เท่า (ข.) 20,000 เท่า



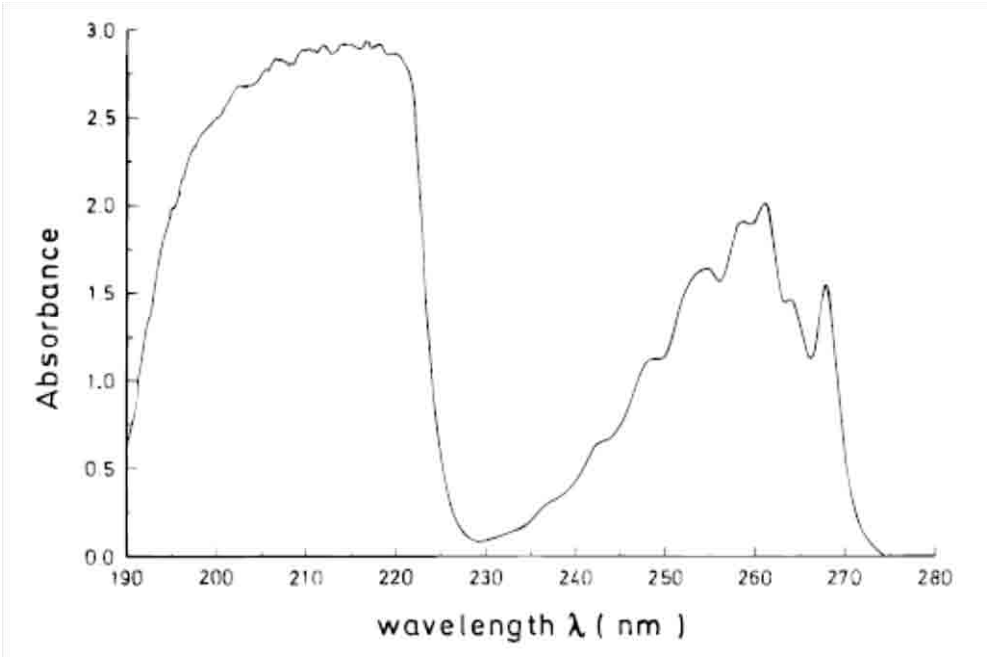
ภาพที่ 4.4 ธาตุองค์ประกอบของไทเทเนีย/ซิลิกาด้วย EDS

4.5 ค่า pH ที่เหมาะสมในการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสง

จากภาพที่ 4.5 จะเห็นได้ว่าน้ำเสียที่ pH = 4 7 และ 11 มีการดูดกลืนแสงต่ำและไม่มีการเปลี่ยนแปลงมากนักระหว่างสภาวะฉายและไม่ฉายรังสียูวีในช่วงความยาวคลื่น 245-265 นาโนเมตร ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการฉายรังสียูวีไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเมื่อพิจารณาค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียที่ pH = 11 ซึ่งเป็นค่า pH ปกติของน้ำเสียนั้น พบว่าน้ำเสียที่ pH = 11 ก่อให้เกิดค่าการดูดกลืนแสงที่ไม่ชัดเจนทำให้ยากต่อการติดตามปฏิกิริยาเชิงแสงที่เกิดขึ้น แต่ใน pH = 4 เริ่มปรากฏการดูดกลืนแสงชัดเจนขึ้นและเห็นได้อย่างชัดเจนที่ pH = 7 และเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ R. Wittenberg และคณะวิจัย[48] ดังแสดงในภาพที่ 4.6 พบว่าลักษณะของค่าการดูดกลืนแสงของคิวมีนในอะซีโตไนไตล์ที่ช่วงความยาวคลื่น 250-270 นาโนเมตร นั้นมีลักษณะการดูดกลืนแสงที่ใกล้เคียงกับน้ำเสียที่pH = 7 ที่ช่วงความยาวคลื่น 240-280 นาโนเมตร นอกจากนี้ ในงานวิจัยได้มีการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ ซิลิกาในการทำปฏิกิริยาเชิงแสง พบว่าซิลิกาที่เป็นซับเสตรตให้กับไทเทเนียนั้นสามารถละลายได้ในสภาวะที่เป็นด่าง[49] ส่งผลให้ไทเทเนีย/ซิลิกาไม่สามารถใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงได้ในน้ำเสียที่ pH = 11 ดังนั้นในงานวิจัยนี้จึงเลือกทำการทดลองสารประกอบมาตรฐานที่มักพบในน้ำเสียและน้ำเสียจากโรงผลิตฟีนอลที่ pH = 7



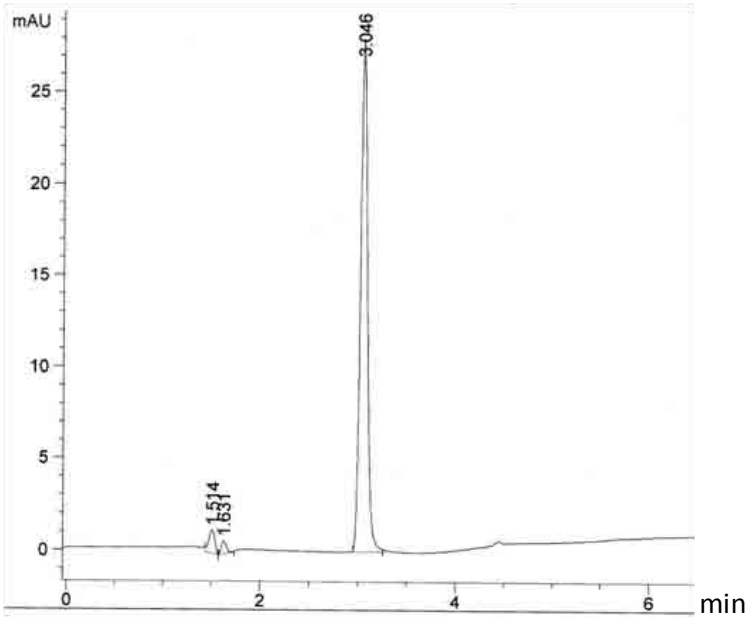
ภาพที่ 4.5 เปรียบเทียบค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียที่ pH = 4 7 และ 11



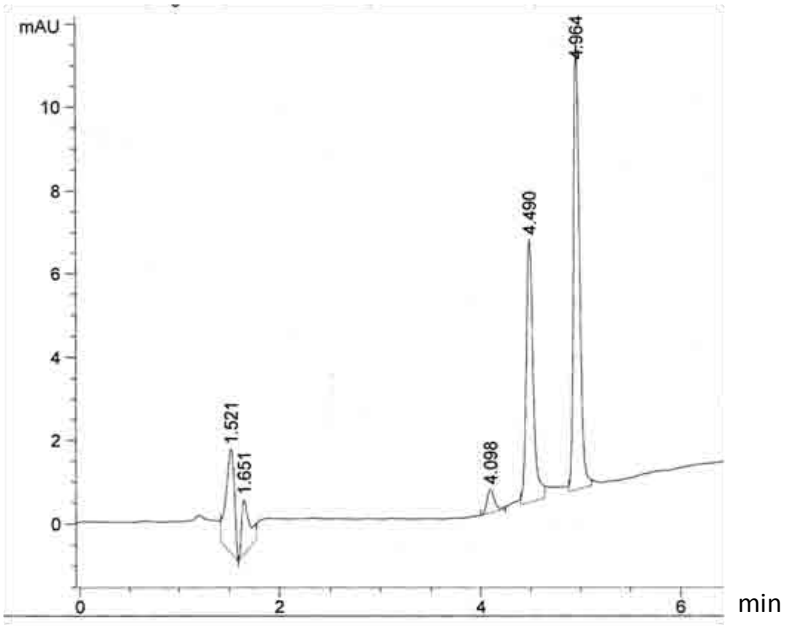
ภาพที่ 4.6UV-VIS spectrum ของคิวมีนในอะซีโตไนไตล์[48]

4.6 การคำนวณปริมาณของสารประกอบที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสง

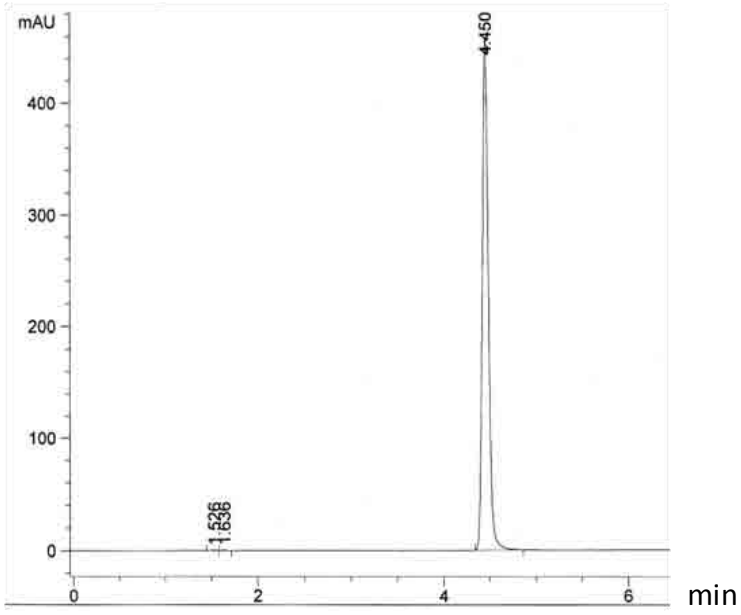
เพื่อเป็นแนวทางในการศึกษาปฏิกิริยาการแตกสลายของสารประกอบฟีนอลในน้ำเสีย ผู้วิจัยได้เลือกใช้สารมาตรฐานฟีนอล คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และอะซีโตฟีโนนทดสอบควบคู่ไปกับน้ำเสีย หลังจากทำปฏิกิริยาเชิงแสงแล้ว สารประกอบมาตรฐานที่มักพบในน้ำเสียและน้ำเสียจากโรงผลิตฟีนอลจะนำไปวิเคราะห์หาปริมาณและชนิดของสารที่เกิดขึ้นด้วยเครื่อง High Performance Liquid Chromatrography (HPLC) ซึ่งสารประกอบมาตรฐานแต่ละชนิดจะมีพีคเฉพาะที่ปรากฏขึ้นจากวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.7 ภาพที่ 4.8 และ ภาพที่ 4.9 จะเห็นได้ว่า retention time ของฟีนอล คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ และอะซีโตฟีโนน คือ 3.046, 4.964 และ 4.450 นาทีตามลำดับ



ภาพที่ 4.7 พีคเฉพาะของฟีนอลที่ retention time = 3.046 นาที



ภาพที่ 4.8 พีคเฉพาะของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่ retention time = 4.964นาที



ภาพที่ 4.9 พีคเฉพาะของอะซีโตฟีโนนที่ retention time = 4.450นาที

โดยปริมาณสารประกอบที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงคำนวณจากสมการดังต่อไปนี้

ฟีนอล = 6.773x (4.1)

คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ = 1.682x (4.2)

อะซีโตฟีโนน = 89.82x (4.3)

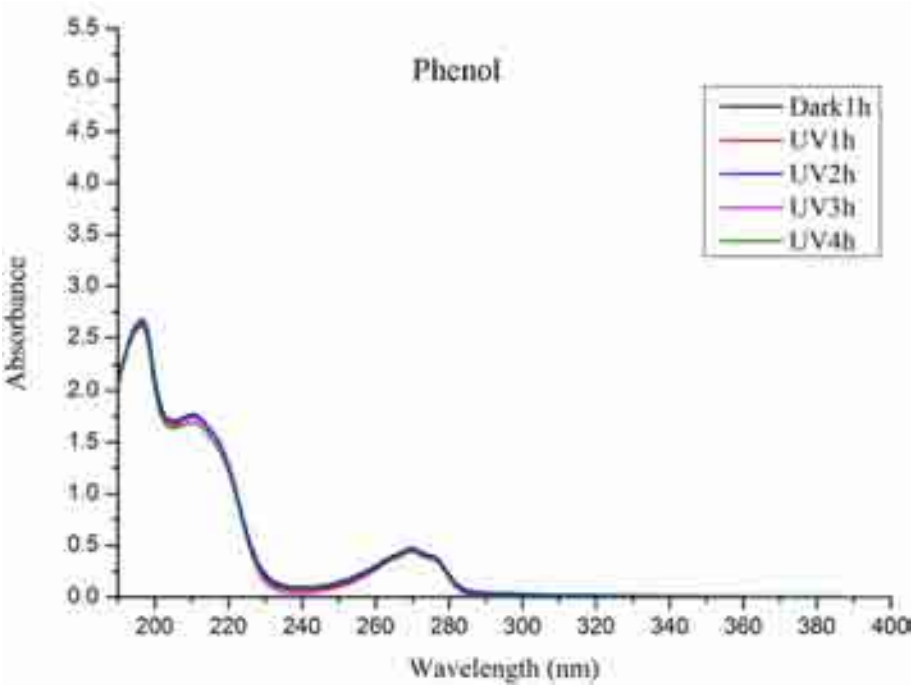
เมื่อ x = พื้นที่ใต้กราฟของสารประกอบฟีนอล

หมายเหตุ สมการคำนวณปริมาณสารประกอบที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงมาจากการสร้าง calibration curve ของสารประกอบมาตรฐานที่มักพบในน้ำเสียแต่ละชนิด

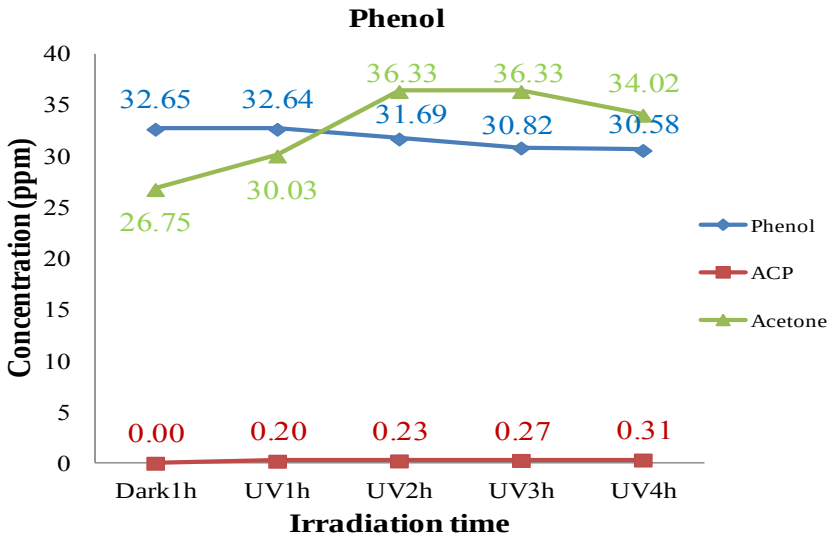
4.7 ผลการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอล

4.7.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอล

จากภาพที่ 4.10 พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลเกิดขึ้นที่ความยาวคลื่น 270 นาโนเมตร พบว่าการดูดกลืนแสงของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลไม่มีเปลี่ยนแปลงมากนักเมื่อเวลาในการฉายรังสียูวีเพิ่มขึ้นซึ่งมีแนวโน้มไปในทางเดียวกันในการทดลองทั้ง 3 ครั้ง ดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-1ซึ่งสัมพันธ์กับปริมาณของฟีนอลที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังภาพที่ 4.11 จะเห็นได้ว่าฟีนอลถูกแตกสลายด้วยรังสียูวีเพียงเล็กน้อยและพบว่ามีอะซีโตฟีโนนเกิดขึ้นในปริมาณที่น้อยมาก เมื่อมีการฉายรังสียูวี นอกจากนี้ยังพบอะซีโตนเกิดขึ้นในแนวโน้มที่มากขึ้นเมื่อมีการฉายรังสียูวี หมายความว่าฟีนอลแตกสลายกลายเป็นอะซีโตฟีโนนและอะซีโตนเมื่อมีการฉายรังสียูวี แต่การใช้รังสียูวีเพียงอย่างเดียวไม่สามารถแตกสลายฟีนอลได้ ดังนั้น ในการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอลควรใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในการเพิ่มประสิทธิภาพการทำปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานฟีนอล



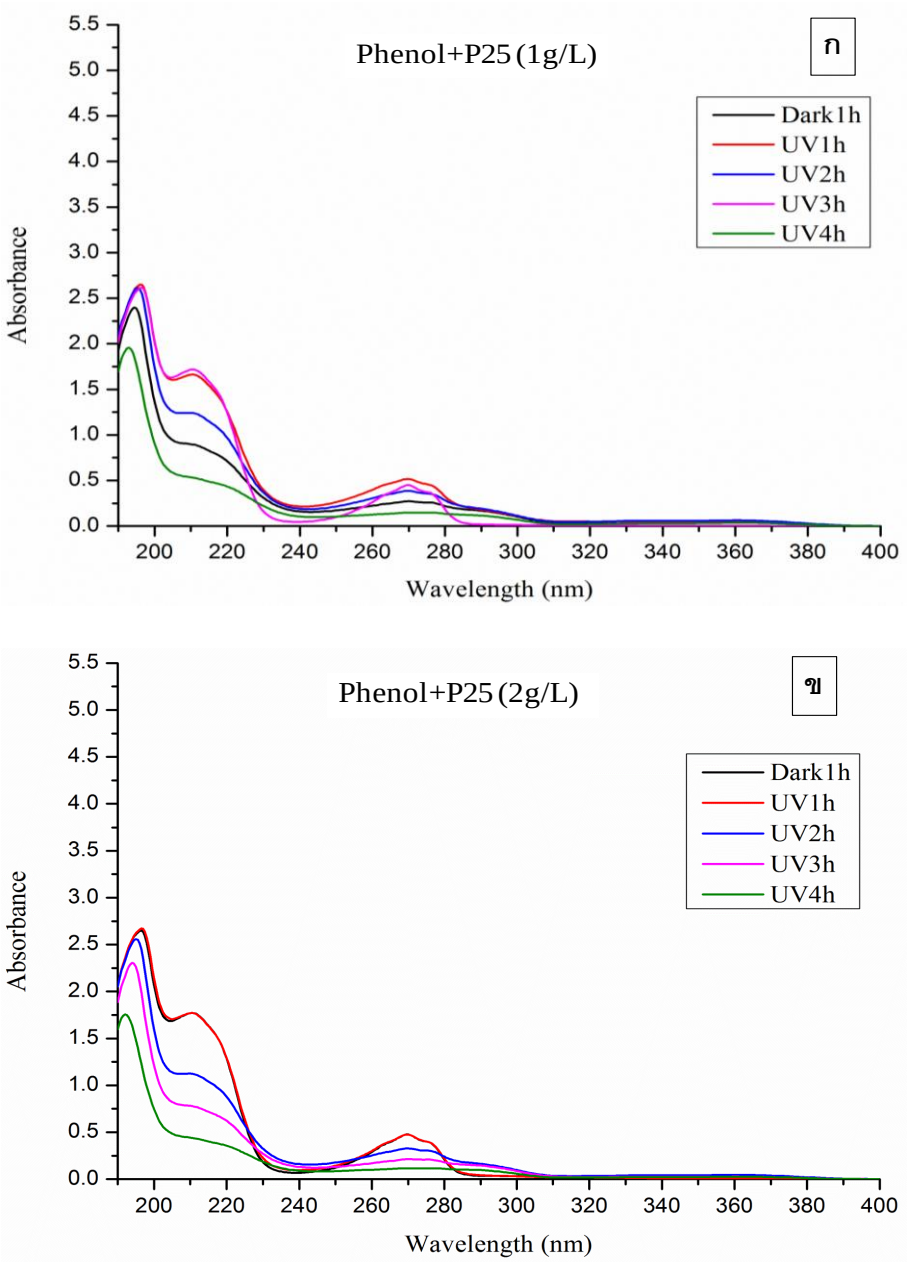
ภาพที่ 4.10 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอล



ภาพที่ 4.11 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอล

4.7.2 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานฟีนอล

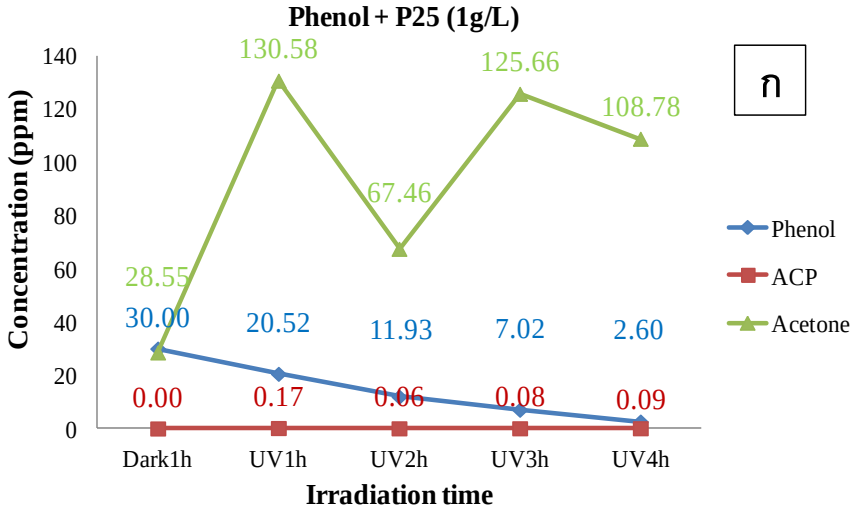
เมื่อทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานฟีนอล พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดที่ความยาวคลื่น 270 นาโนเมตรมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีไป 1 ชั่วโมงจากนั้นจึงลดลงตามเวลาในการฉายรังสียูวีที่เพิ่มขึ้นดังตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 4.12 (ก) แต่เมื่อเพิ่มปริมาณไทเทเนีย-P25 เป็น 2 g/L พบว่าค่าการดูดกลืนแสงมีค่าลดลงตามเวลาในการฉายรังสียูวีที่เพิ่มขึ้นจนเกือบเป็นศูนย์ดังภาพที่ 4.12 (ข) ซึ่งในการทดลองทั้ง 3 ครั้งมีแนวโน้มที่ใกล้เคียงกันดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-2 และ ภาพที่ ก-3 ซึ่งจะเห็นได้ว่าการเพิ่มปริมาณของไทเทเนีย-P25 นั้นช่วยให้เกิดการทำปฏิกิริยาเชิงแสงต่อสารประกอบมาตรฐานฟีนอลดีขึ้นเมื่อเทียบกับการใช้รังสียูวีเพียงอย่างเดียว นอกจากนี้ B. Roig และคณะวิจัย[39]ได้อธิบายกรณีที่ค่าการดูดกลืนแสงของฟีนอลมีค่าเพิ่มขึ้นในช่วงแรกของการฉายรังสียูวีเป็นผลเนื่องมาจากการก่อตัวเพิ่มขึ้นของตัวกลางที่มีวงอโรมาติกในขณะที่ความเข้มข้นของฟีนอลลดลงและต่อมาเมื่อมีการฉายรังสียูวีนานขึ้นก่อให้เกิดการแตกสลายวงอโรมาติกออกไปเรื่อยๆจนทำให้ไม่เหลือวงอโรมาติกส่งผลให้ค่าการดูดกลืนแสงที่วัดได้เป็นศูนย์ ซึ่งสามารถอธิบายถึงปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลของงานวิจัยนี้ได้ นอกจากนี้ เมื่อมีการเริ่มฉายรังสียูวีพบว่าช่วงพีคของการดูดกลืนแสงมีการขยายไปที่ช่วงความยาวคลื่นประมาณ 280-300 นาโนเมตร และความสูงของค่าการดูดกลืนแสงมีแนวโน้มที่ลดลงเมื่อมีฉายรังสียูวีนานขึ้น ซึ่งการเลื่อนของค่าการดูดกลืนแสงที่เกิดขึ้นนั้น เป็นผลมาจากการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลไปเป็นสารอีกชนิดที่มีความเข้มข้นสูงจนส่งผลให้พีคของการดูดกลืนแสงของฟีนอลมีการขยายมาที่ช่วงความยาวคลื่นที่สูงขึ้นดังที่กล่าวมา

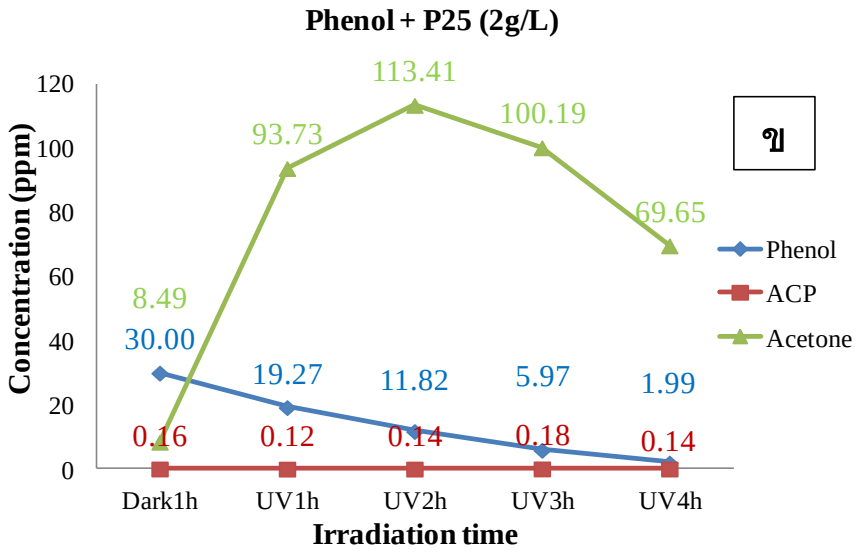


ภาพที่ 4.12 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1g/L (ข) 2g/L

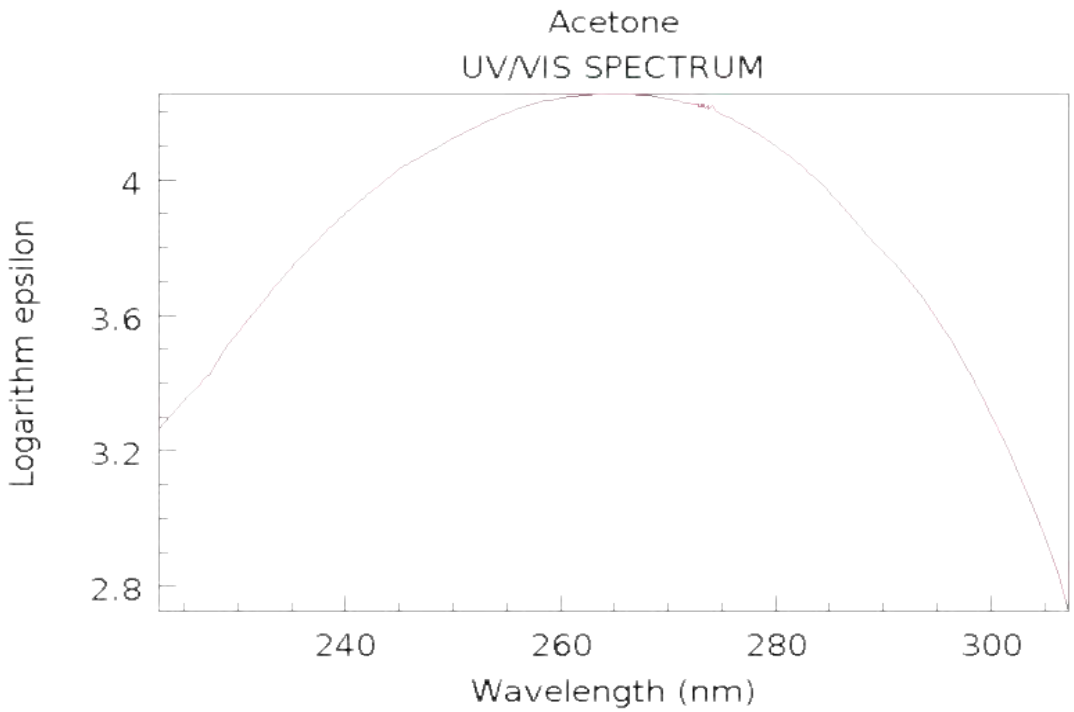
ผลจากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.13 ซึ่งจะเห็นได้ว่า ปริมาณของไทเทเนีย- P25 1 g/Lและ 2 g/L สามารถแตกสลายฟีนอลเหลือ 2.60 ppm และ 1.99 ppm ตามลำดับ หลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 4 ชั่วโมงแสดงว่าการใช้ไทเทเนีย- P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L สามารถแตกสลายฟีนอล ไปได้ 91.33% และ 93.37 % ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่ามี

อะซีโตฟีโนนเกิดเพิ่มขึ้นตามเวลาในการฉายรังสียูวีที่เพิ่มขึ้น แต่มีอยู่ในปริมาณที่น้อยมาก ทั้งยังพบอะซีโตนเกิดขึ้นจากการทำปฏิกิริยาเชิงแสงในปริมาณมากและมีแนวโน้มที่ปริมาณลดลงเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้นซึ่งอาจเนื่องมาจากการระเหย (หรือการแตกสลายกลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ) และจากผลวิเคราะห์ HPLC ที่พบปริมาณของอะซีโตนเป็นจำนวนมากเมื่อมีการฉายรังสียูวีนั้นสัมพันธ์กับค่าการดูดกลืนแสงที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร หมายความว่าอะซีโตนนั้นเป็นสารที่ทำให้พีคของการดูดกลืนแสงของฟีนอลนั้นขยายมาที่ความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร นอกจากนี้ จากภาพที่ 4.14 แสดงให้เห็นว่าลักษณะการดูดกลืนแสงของอะซีโตนมีลักษณะคล้ายกับสารที่ก่อให้เกิดการดูดกลืนแสงที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร ซึ่งเป็นการยืนยันได้ว่าอะซีโตนเป็นสารที่เกิดจากการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลและก่อให้เกิดการดูดกลืนแสงที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร





ภาพที่ 4.13 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1g/L (ข) 2g/L



ภาพที่ 4.14 UV-VIS spectrum ของอะซีโตน[51]

จากงานวิจัยของ M.N. Chongและคณะวิจัย[50] พบว่า first order kinetics นั้นมีความเหมาะสมต่อการคำนวณหาอัตราเร็วในการแตกสลายของสารอินทรีย์ที่ผ่านการแตกสลายด้วยแสง ซึ่งอัตราเร็วนั้นคำนวณได้จากสมการ 4.4

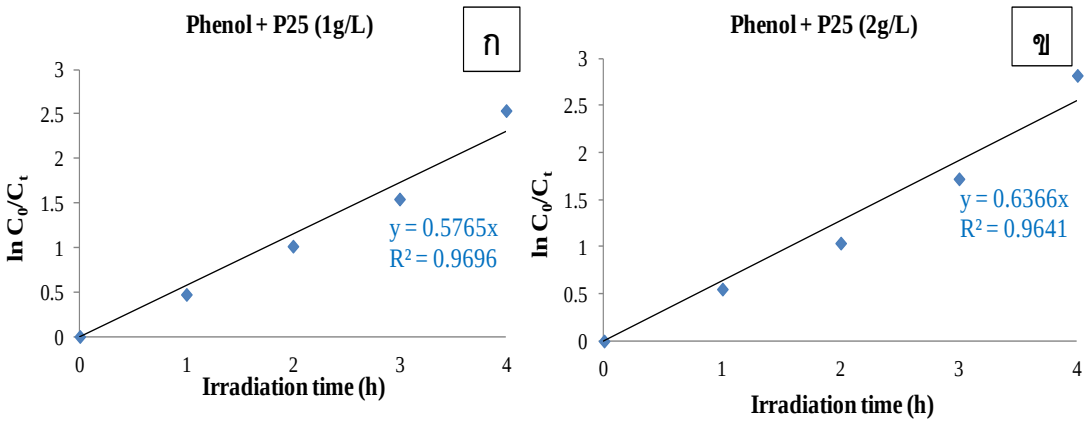
$$kt = \ln(C_0/C_t) \qquad (4.4)$$

เมื่อ k = อัตราเร็วในการแตกสลายของสารประกอบที่เกิดขึ้น (1/h)

C_0 = ความเข้มข้นเริ่มต้น (ppm)

C_t = ความเข้มข้นหลังจากฉายรังสียูวีเป็นเวลา t ชั่วโมง (ppm)

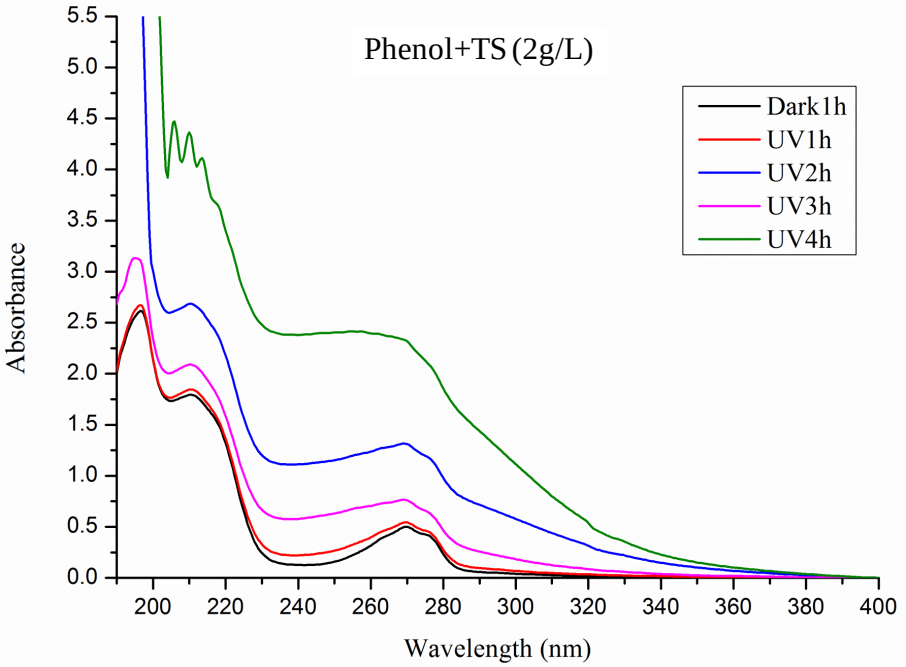
จากภาพที่ 4.15 พบว่าเส้นกราฟมีลักษณะเป็น pseudo-first-order reaction และอัตราเร็วในการแตกสลายฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงได้อัตราการแตกสลายด้วยแสงเป็น 0.577 h^{-1} และ 0.637 h^{-1} ตามลำดับ จากที่กล่าวมาจะเห็นได้ว่าการเพิ่มปริมาณของไทเทเนีย-P25 นั้นช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการแตกสลายฟีนอล



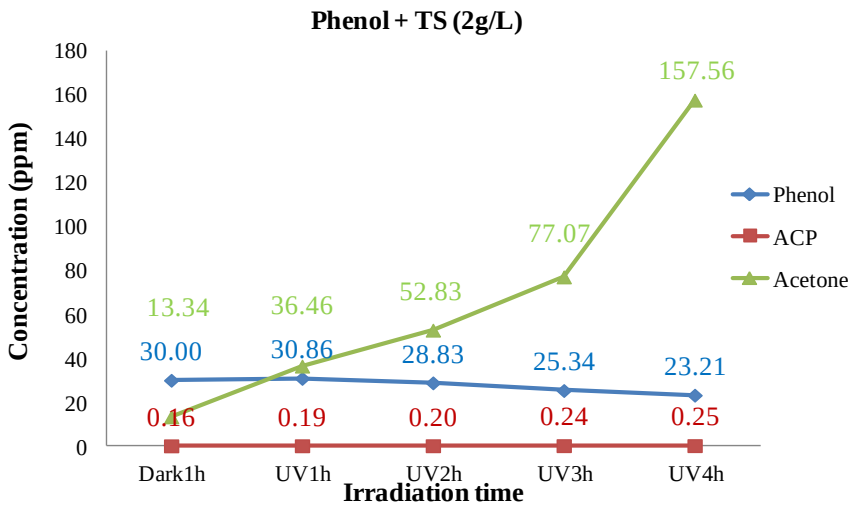
ภาพที่ 4.15 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอลด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1g/L (ข) 2g/L

4.7.3 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมารตรฐานฟีนอล

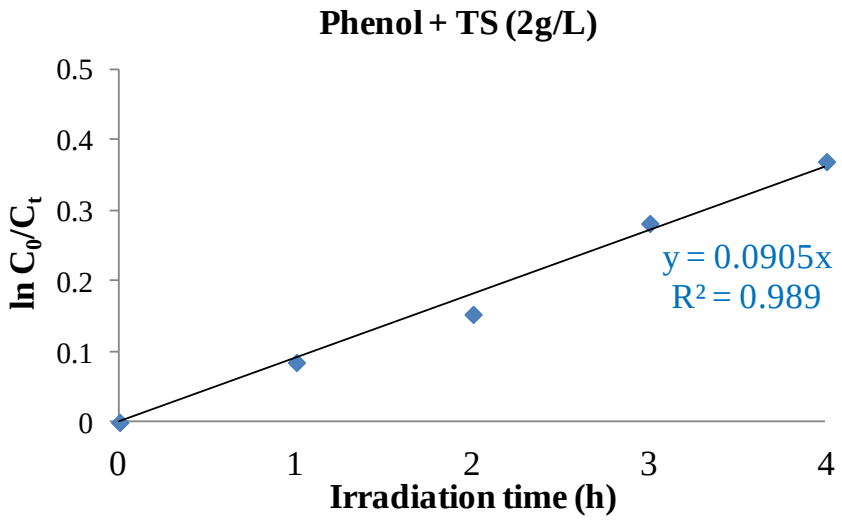
เมื่อทดลองใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 2g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในฟีนอล พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลที่ความยาวคลื่น 270 นาโนเมตรมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ถึงแม้ว่าทำการฉายรังสียูวีเป็นเวลา4 ชั่วโมงแล้วก็ตาม ดังภาพที่ 4.16 หมายความว่าการใช้ไทเทเนีย/ซิลิกานั้นไม่สามารถแตกสลายวงอโรมาติกของฟีนอลที่เกิดขึ้นได้จนหมด นอกจากนี้ยังพบว่าพีคของการดูดกลืนแสงมีการขยายไปในช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร ซึ่งเป็นผลมาจากการแตกสลายของฟีนอลไปเป็นอะซีโตน และมีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ซึ่งหมายถึงมีปริมาณของอะซีโตนเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น และในการทดลองทั้ง 3 ครั้ง พบว่าค่าการดูดกลืนแสงนั้นมีแนวโน้มไปในทางเดียวกันตามที่แสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-4 และเมื่อทำการวิเคราะห์ปริมาณของฟีนอลที่เหลือด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.17 พบว่า ปริมาณของฟีนอลนั้นลดลงเพียงเล็กน้อยเมื่อทำการฉายรังสียูวีเป็นเวลา 4 ชั่วโมงซึ่งปริมาณฟีนอลลดลง เหลือ 23.21 ppm แสดงว่าการใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกา (2 g/L) สามารถแตกสลายฟีนอลไปได้ 22.63% โดยมีอัตราเร็วในการแตกสลายฟีนอลเพียง 0.091 h^{-1} ดังแสดงในภาพที่ 4.18 และพบว่ามีอะซีโตฟีโนนเกิดขึ้นปริมาณเล็กน้อยเมื่อมีการฉายรังสียูวี ทั้งยังพบอะซีโตนเกิดขึ้นระหว่างทำปฏิกิริยาในปริมาณที่มากขึ้นตามเวลาฉายรังสียูวีที่เพิ่มขึ้น



ภาพที่ 4.16 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



ภาพที่ 4.17 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



ภาพที่ 4.18 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานฟีนอลด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 2g/L

ตารางที่ 4.2 ปริมาณสาร ประสิทธิภาพการแตกสลายและอัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลหลังฉายรังสียูวี 1-4 ชั่วโมง

Phenolic compound	Condition	Concentration (ppm)					Efficiency of degradation (%)	rate constant(k,1/h
		Dark 1h	UV1h	UV2h	UV3h	UV4h		
Phenol	Blank	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	0.00	-
	+P25 (1g/L)	30.00	20.52	11.93	7.02	2.60	91.33	0.577
	+P25 (2g/L)	30.00	19.27	11.82	5.97	1.99	93.37	0.637
	+TS (2g/L)	30.00	30.86	28.83	25.34	23.21	22.63	0.091

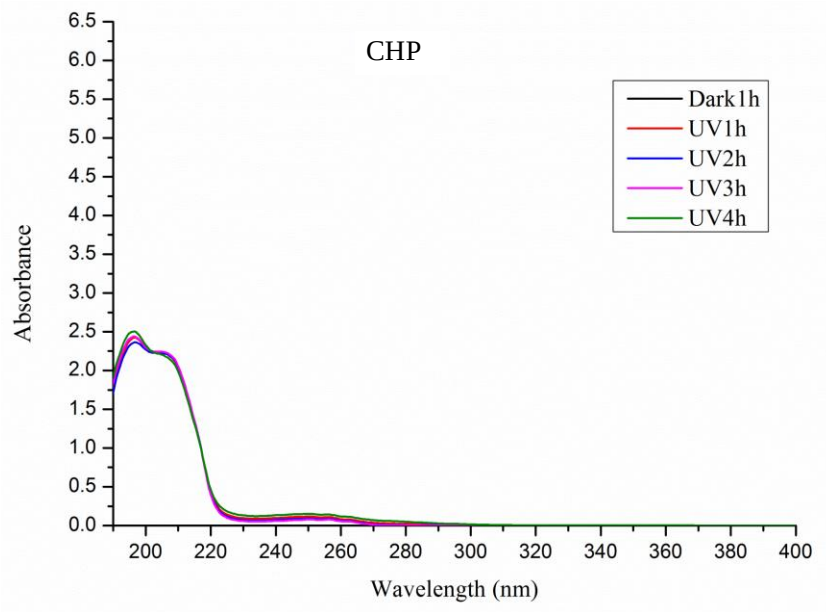
ตารางที่ 4.2 แสดงปริมาณสารประกอบที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาของสารประกอบมาตรฐานฟีนอลในสภาวะต่างๆ รวมถึงประสิทธิภาพและอัตราในการแตกสลายสารประกอบ พบว่าการใช้แสงเพียงอย่างเดียวนั้นไม่สามารถแตกสลายฟีนอลได้ แต่การเติมไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 2 g/L ให้ประสิทธิภาพในการแตกสลายฟีนอลได้ดีที่สุด ตามด้วยการเติมไทเทเนีย-P25

ปริมาณ 1 g/L และไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 2g/L ที่ให้ประสิทธิภาพในการแตกสลายน้อยที่สุด เมื่อเปรียบเทียบระหว่างตัวทำปฏิกิริยาเชิงแสงด้วยกัน นอกจากนี้ การใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงสามารถแตกพันธะวงอโรมาติกของฟีนอลได้จนหมด แต่เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาแล้ว ยังไม่สามารถแตกสลายวงอโรมาติกของฟีนอลได้

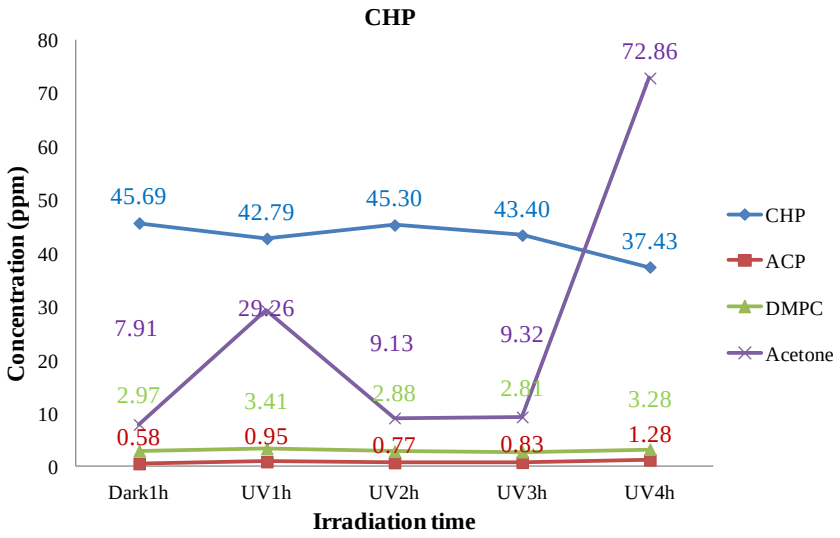
4.8 ผลการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

4.8.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

จากภาพที่ 4.19 พีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร พบว่ามีค่าไม่เปลี่ยนแปลงมากนักเมื่อเวลาในการฉายรังสียูวีเพิ่มขึ้น ซึ่งค่าการดูดกลืนแสงในการทดลองทั้ง 4 ครั้งมีลักษณะไปในทางเดียวกันดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-5 และผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังภาพที่ 4.20 พบว่าคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์นั้นแตกสลายไปได้เพียงเล็กน้อย นอกจากนี้ ยังพบว่ามีอะซีโตฟีโนนและ dimethyl phenyl carbinol (DMPC) เกิดขึ้นในปริมาณเล็กน้อย และอะซีโตนในปริมาณที่มากขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น แสดงว่าการใช้รังสียูวีเพียงอย่างเดียวในการแตกสลายนั้นก่อให้เกิดอะซีโตนฟีโนน อะซีโตนและ dimethyl phenyl carbinol (DMPC) ขึ้นระหว่างทำปฏิกิริยาเชิงแสง



ภาพที่ 4.19 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐาน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

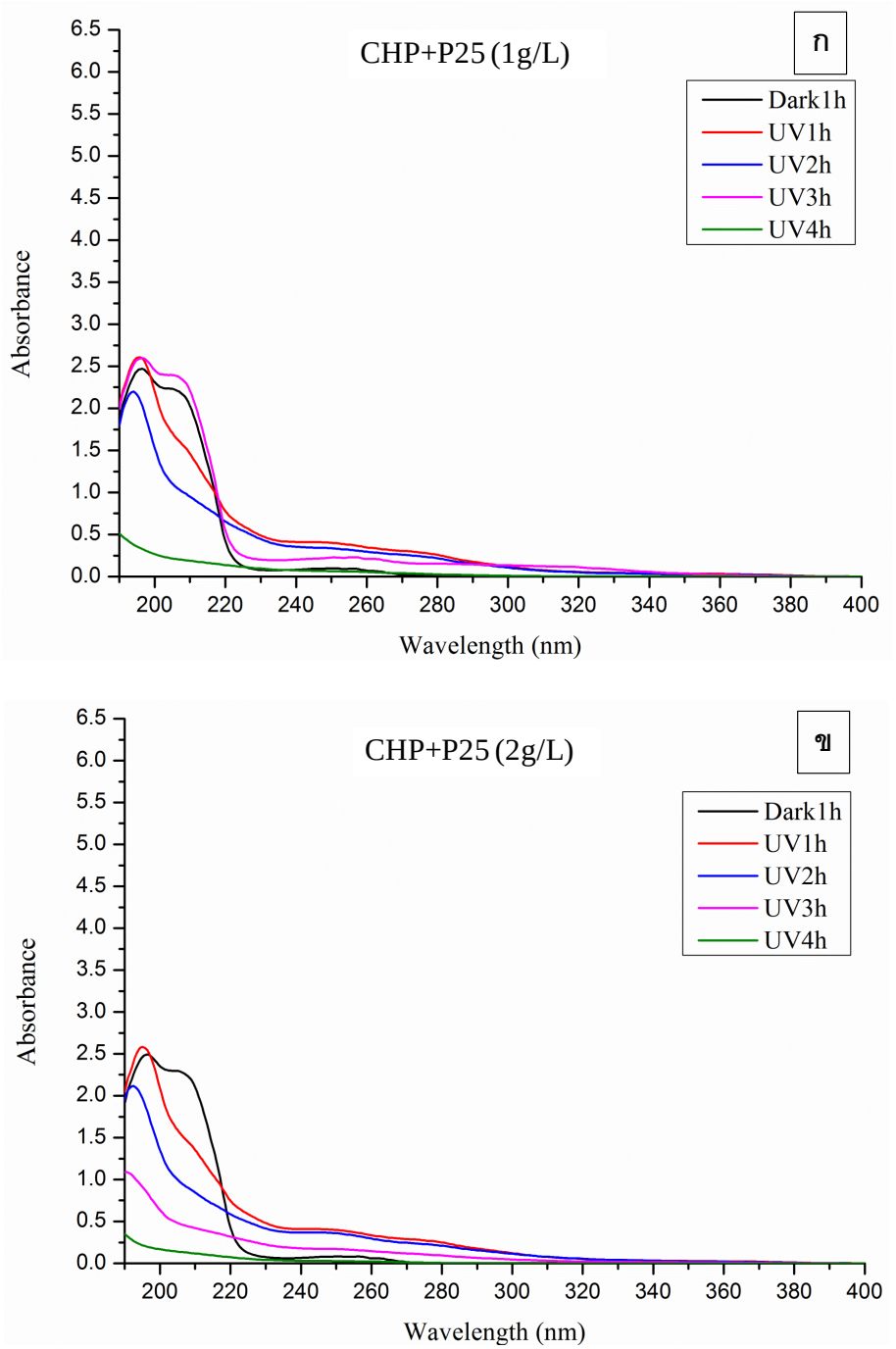


ภาพที่ 4.20 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐาน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

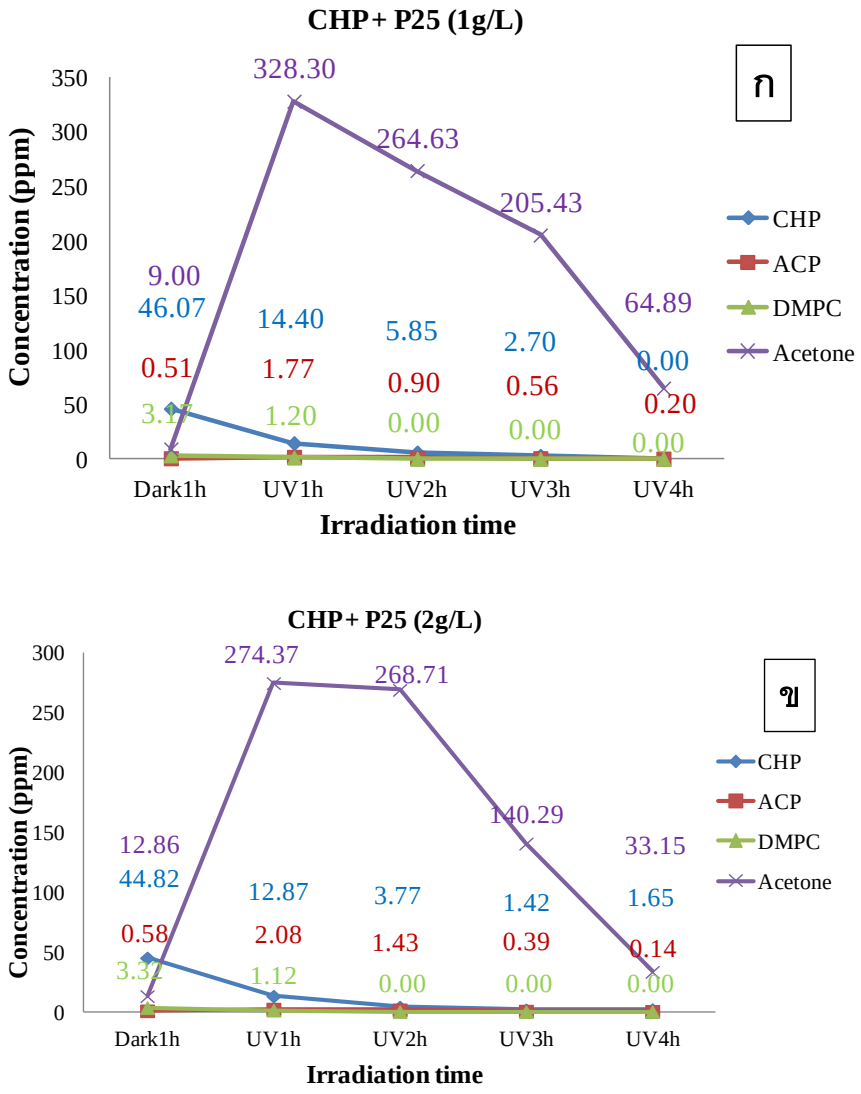
4.8.2 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

เมื่อทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีไป 1 ชั่วโมง และเกิดการขยายช่วงการดูดกลืนแสงที่สูงสุดไปยังช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตรและค่าการดูดกลืนแสงลดลงตามเวลาในการฉายรังสียูวีที่เพิ่มขึ้น ดังแสดงในภาพที่ 4.21 (ก) และ (ข) ซึ่งหมายความว่าเมื่อมีการฉายรังสียูวี พบว่าคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์แตกสลายกลายเป็นอะซีโตนและความเข้มข้นของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และอะซีโตนลดลงเมื่อฉายรังสียูนานขึ้น นอกจากนี้ในงานวิจัยนี้ได้ทำการทดลองซ้ำ 4 ครั้ง พบว่าค่าการดูดกลืนแสงมีลักษณะที่เป็นไปในทางเดียวกัน ดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-6 และ ภาพที่ ก-7 นอกจากนี้ ปริมาณคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.22 จะเห็นได้ว่า ปริมาณคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ลดลงไปเรื่อยๆตามเวลาที่ฉายรังสียูวีนานขึ้น โดยการใช้ ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/Lสามารถแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ได้จนหมด ในขณะที่การใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงปริมาณ 2 g/L สามารถแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์จนเหลือปริมาณ 1.65 ppm หลังฉายด้วยรังสียูวีเป็นเวลา 4 ชั่วโมง ซึ่งคำนวณประสิทธิภาพการแตกสลายได้ว่าการใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L สามารถแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ไปได้ 100% และ 96.32% ตามลำดับ จากผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC สามารถสรุปได้ว่าการใช้ไทเทเนีย-P25 เพียง 1 g/L นั้นเพียงพอต่อการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์แล้ว นอกจากนี้ยังพบว่ามีอะซีโตฟีโนนและ DMPC เกิดขึ้นในปริมาณเล็กน้อยเมื่อมีการฉายรังสียูวี ทั้งยังพบอะซีโตนเกิดขึ้นในปริมาณที่เพิ่มมากขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีจนถึง 2 ชั่วโมง จากนั้นปริมาณของอะซีโตนจึงเริ่มลดลงเรื่อยๆ เนื่องจากเกิดการระเหย (ค่าความดันไอของอะซีโตน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และอะซีโตฟีโนนแสดงในภาคผนวก ข ตารางที่ ข- 1) ซึ่งความเข้มข้นที่ลดลงของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และอะซีโตนนั้นสัมพันธ์กับลักษณะการดูดกลืนแสงที่วิเคราะห์ด้วยเครื่อง UV-VIS spectrophotometer และเมื่อนำความเข้มข้นที่ได้มาคำนวณหาอัตราเร็วในการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L

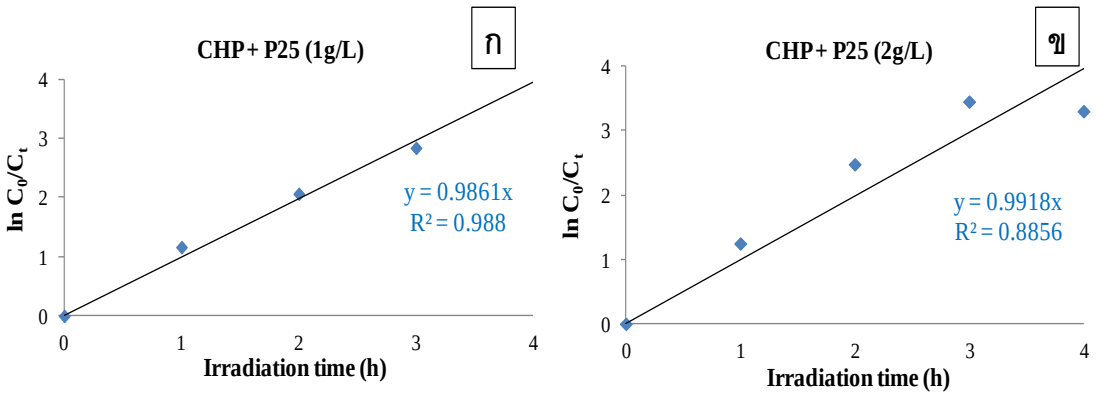
เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงพบว่ามีอัตราการแตกสลายด้วยแสงคือ 0.986 h^{-1} และ 0.992 h^{-1} ตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 4.23



ภาพที่ 4.21 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L



ภาพที่ 4.22 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L

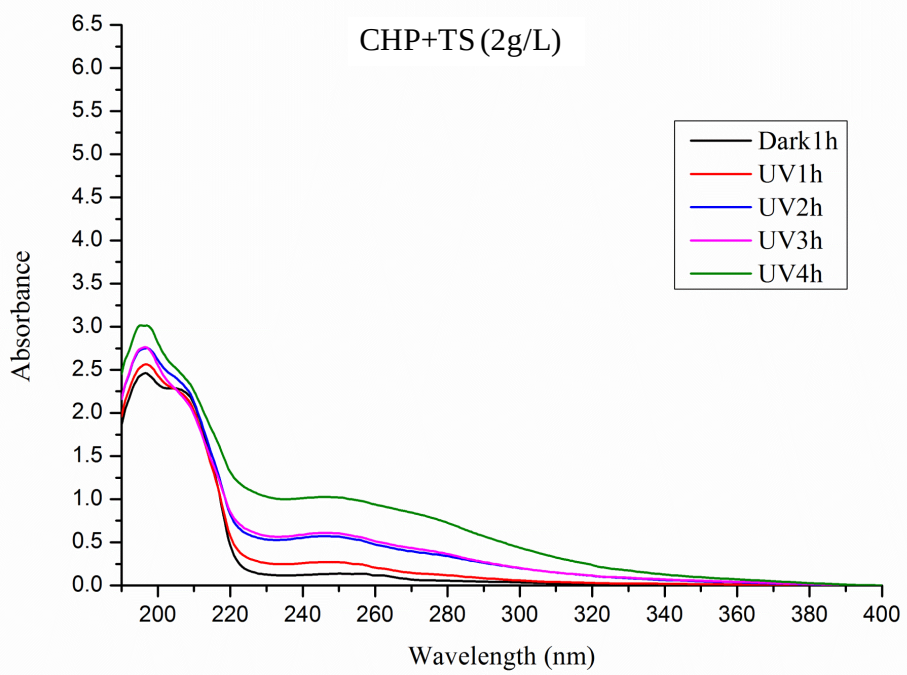


ภาพที่ 4.23 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L

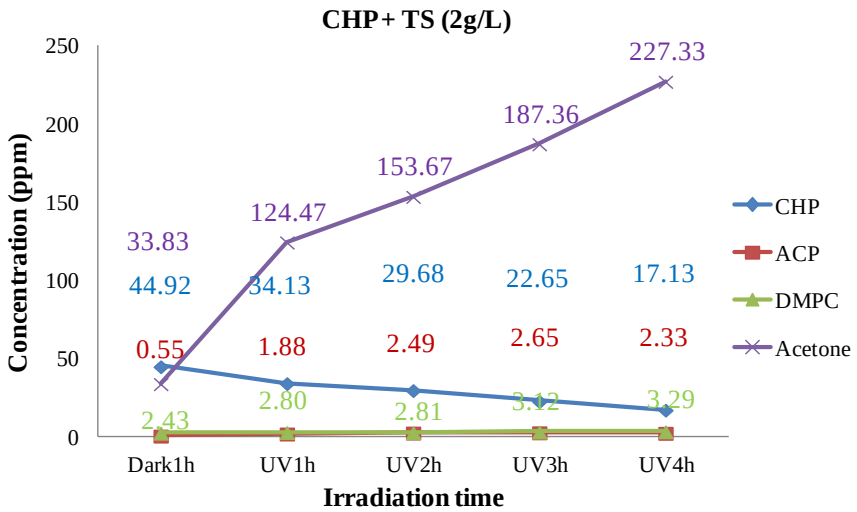
4.8.3 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

เมื่อทดลองใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร มีค่าเพิ่มขึ้นตามเวลาในการฉายรังสียูวีที่นานขึ้น และพบพีคของการดูดกลืนแสงในช่วงของอะซีโตนที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร ซึ่งมีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ซึ่งแสดงถึงปริมาณของอะซีโตนที่เพิ่มขึ้นจากการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์เมื่อมีการฉายรังสียูวีนานขึ้น ดังแสดงในภาพที่ 4.24 นอกจากนี้ในการทดลองซ้ำ 4 ครั้ง พบว่าค่าการดูดกลืนแสงนั้นต่างมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-8 จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.25 พบว่าการใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงนั้นทำให้คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์แตกสลายจนมีความเข้มข้นลดลงเหลือ 17.13 ppm ซึ่งประสิทธิภาพในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L คือ 61.87% และเมื่อนำความเข้มข้นที่ได้มาคำนวณหาอัตราเร็วในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงได้ ค่า k = 0.234 h^{-1} ดังแสดงในภาพที่ 4.26 นอกจากนี้ ยังพบว่าคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์แตกสลายกลายเป็นอะซีโตฟีโนน DMPC และอะซีโตน โดยอะซีโตฟีโนนและ DMPC เกิดขึ้นในปริมาณเล็กน้อย และอะซีโตนมีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้นซึ่งสัมพันธ์กับผลการวิเคราะห์ด้วย

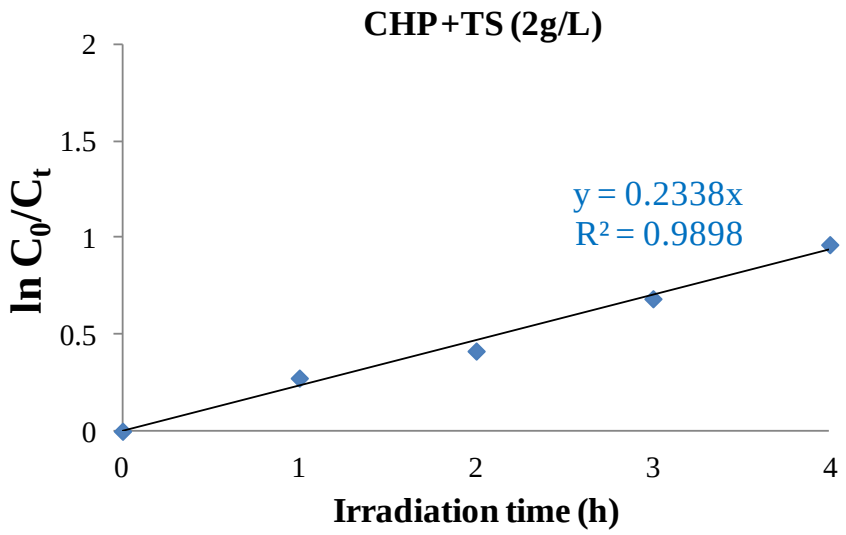
เครื่อง UV-VIS spectrophotometer การเพิ่มขึ้นของอะซีโตนคาดว่าเนื่องมาจากปฏิกิริยาที่ช้าและสมบัติเฉพาะของไทเทเนีย/ซิลิกา เช่น พื้นที่ผิวและความพรุนที่สูงมาก เป็นต้น



ภาพที่ 4.24 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



ภาพที่ 4.25 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



ภาพที่ 4.26 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L

ตารางที่ 4.3 ปริมาณสาร ประสิทธิภาพการแตกสลายและอัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์หลังฉายรังสียูวี 1-4 ชั่วโมง

Phenolic compound	Condition	Concentration (ppm)					Efficiency of degradation (%)	rate constant(k,1/h
		Dark 1h	UV1h	UV2h	UV3h	UV4h		
CHP	Blank	45.69	42.79	45.30	43.40	37.43	18.08	-
	+P25 (1g/L)	46.07	14.40	5.85	2.70	0.00	100.00	0.986
	+P25 (2g/L)	44.82	12.87	3.77	1.42	1.65	96.32	0.992
	+TS (2g/L)	44.92	34.13	29.68	22.65	17.13	61.87	0.234

หมายเหตุ CHP คือ คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์

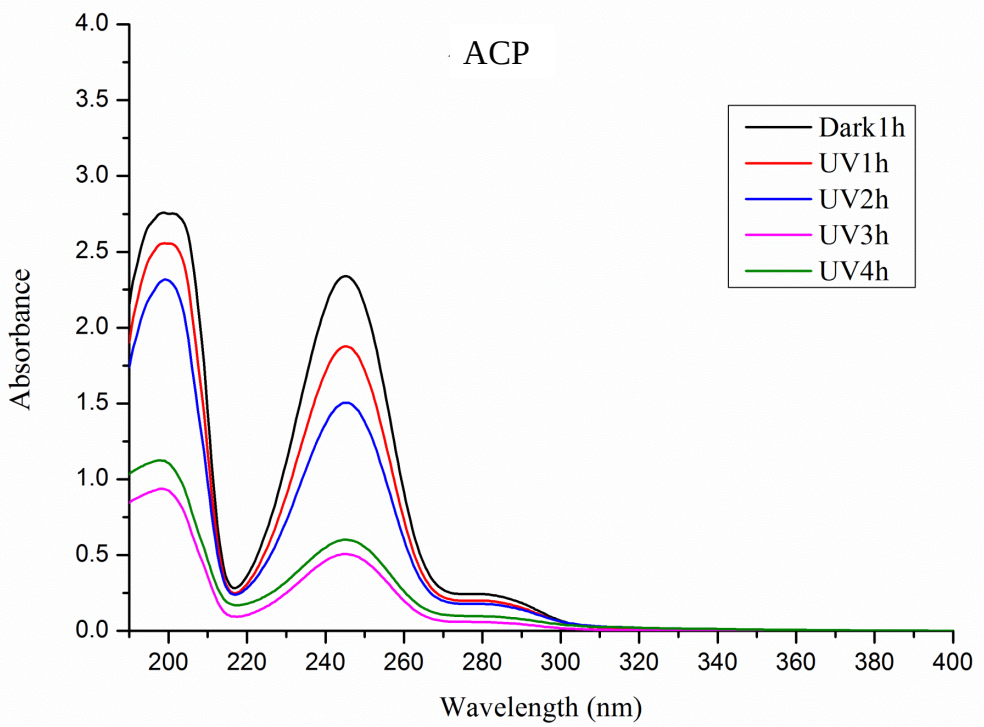
จากตารางที่ 4.3 แสดงปริมาณสารประกอบที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ในสภาวะต่างๆ รวมถึงประสิทธิภาพและอัตราในการแตกสลายสารประกอบ พบว่าการใช้แสงเพียงอย่างเดียวนั้นไม่สามารถแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ได้ แต่การเติมไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 2 g/L ให้ประสิทธิภาพในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์

ออกไซด์ได้ดีที่สุด ตามด้วยการเติมไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 2 g/L ที่ให้ประสิทธิภาพในการแตกสลายน้อยที่สุดเมื่อเปรียบเทียบระหว่างตัวทำปฏิกิริยาเชิงแสงด้วยกัน อย่างไรก็ตามการเติมไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L ก็เพียงพอต่อการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์แล้ว

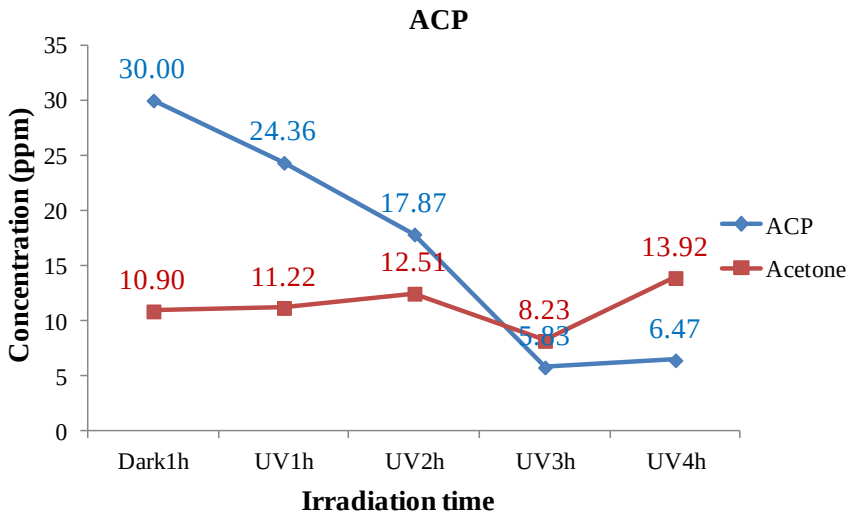
4.9 ผลการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน

4.9.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน

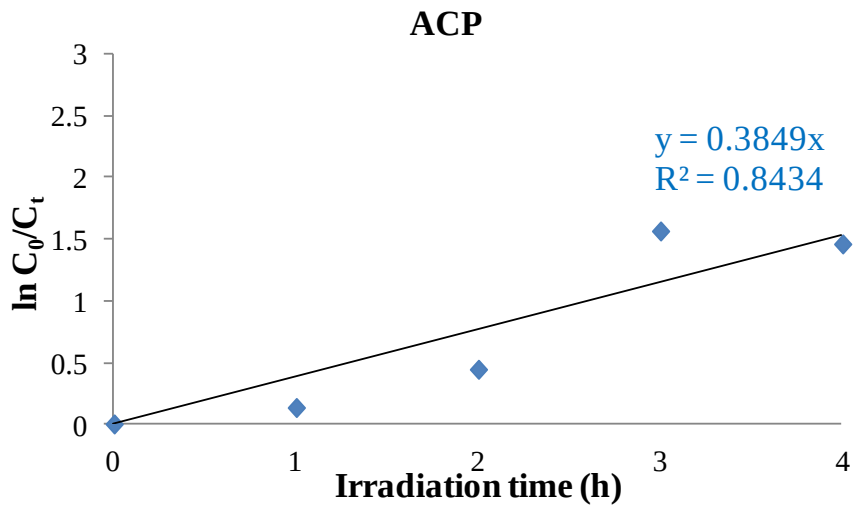
จากภาพที่ 4.27 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของสารประกอบมาตรฐาน อะซีโตฟีโนนที่ความยาวคลื่น 245 นาโนเมตร มีค่าลดลงตามเวลาในการฉายรังสียูวีเพิ่มขึ้นและพบพีคของการดูดกลืนแสงอีกที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร ซึ่งมีค่าการดูดกลืนแสงลดลงเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ซึ่งหมายความว่าวงอโรมาติกของอะซีโตฟีโนนสามารถแตกสลายได้ตั้งแต่ชั่วโมงแรกของการฉายรังสียูวี และก่อให้เกิดอะซีโตนขึ้นเมื่อมีการฉายรังสียูวี ในการทดลองทั้ง 4 ครั้ง พบว่าค่าการดูดกลืนแสงมีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน ดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-9 นอกจากนี้ปริมาณของอะซีโตฟีโนนที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังภาพที่ 4.28 พบว่าปริมาณอะซีโตฟีโนนลดลงเหลือ 6.47 ppm เมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 4 ชั่วโมงและมีประสิทธิภาพในการแตกสลาย 78.43 % เมื่อนำความเข้มข้นที่ได้มาคำนวณหาอัตราเร็วในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนได้ ค่า $k = 0.385\ h^{-1}$ ดังภาพที่ 4.29 ทำให้คาดว่าใช้เพียงแสงยูวีเพียงอย่างเดียวก็สามารถแตกสลายอะซีโตฟีโนนได้ นอกจากนี้ยังพบอะซีโตนเกิดขึ้นเป็นผลพลอยได้ระหว่างทำปฏิกิริยาเชิงแสง



ภาพที่ 4.27 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน



ภาพที่ 4.28 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน

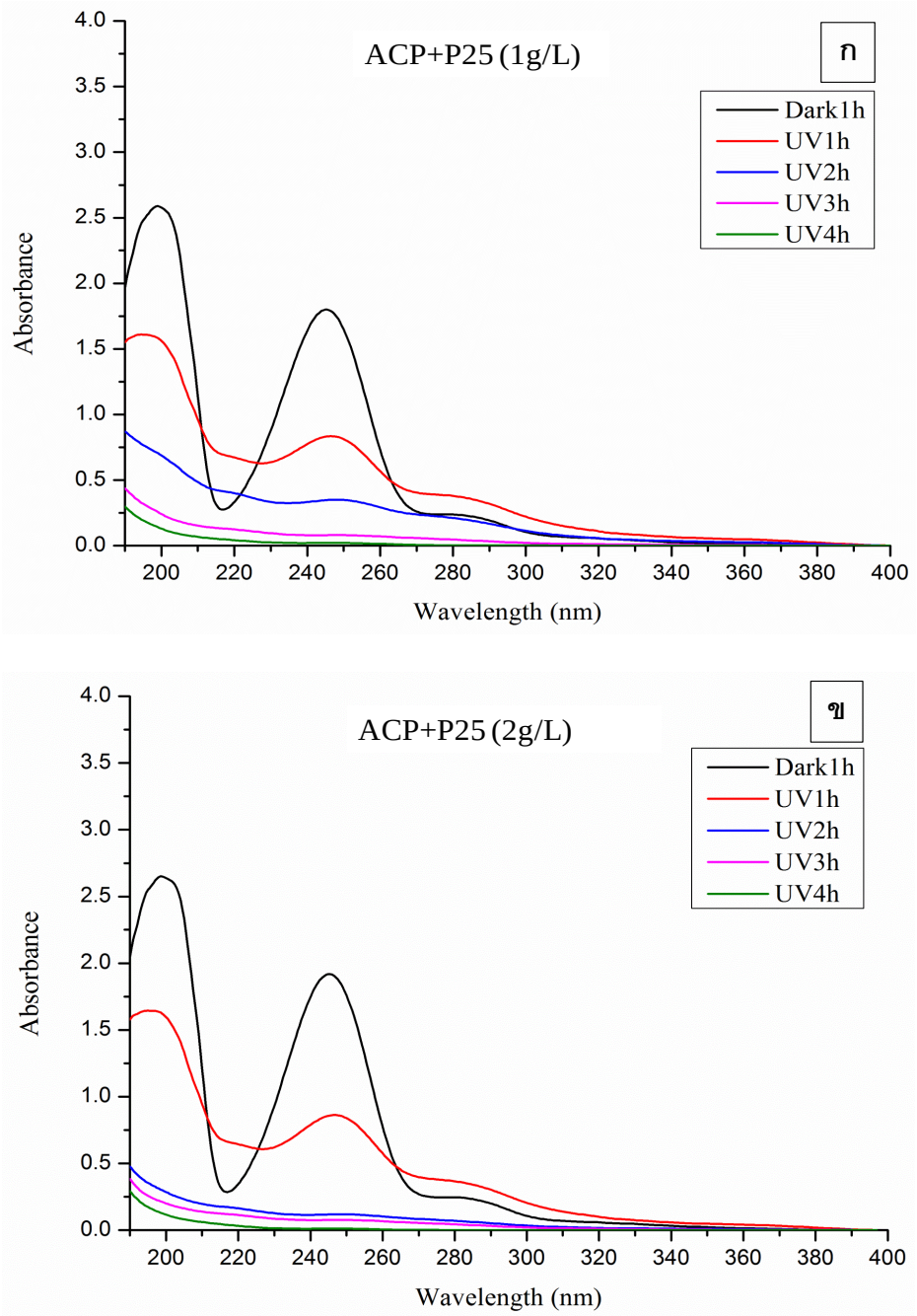


ภาพที่ 4.29 อัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน

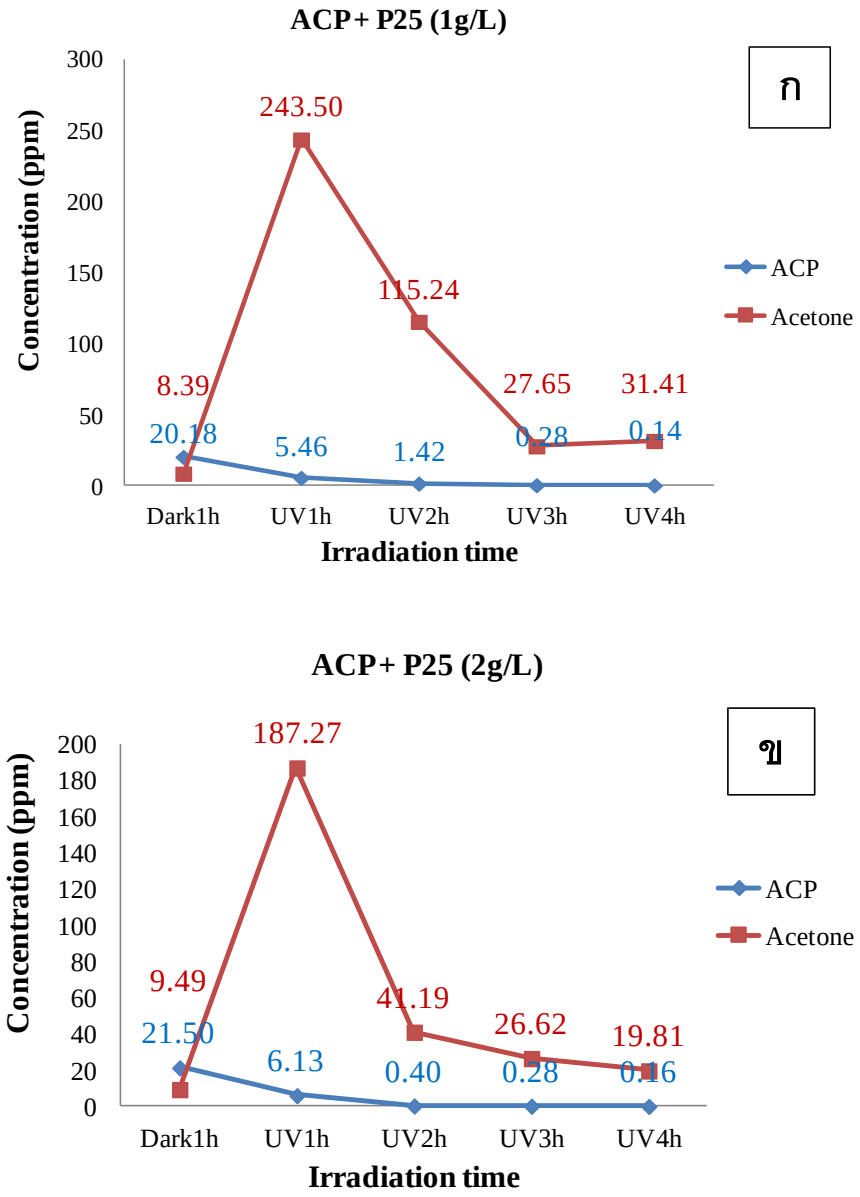
4.9.2 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน

เมื่อทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนพบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดที่ความยาวคลื่น 245 นาโนเมตร มีค่าลดลงตามเวลาการฉายรังสียูวีที่นานขึ้นดังภาพที่ 4.30 และเมื่อฉายรังสียูวีเพิ่มขึ้นเป็น 3 และ 4 ชั่วโมงจะเห็นได้ว่าค่าการดูดกลืนแสงมีค่าเกือบเป็นศูนย์ ซึ่งเป็นไปได้ว่าวงอโรมาติกของอะซีโตฟีโนนนั้นถูกแตกสลายจนเกือบหมด ทั้งยังพบว่าเกิดพีคของการดูดกลืนแสงที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตรเมื่อมีการฉายรังสียูเป็นเวลา 1 ชั่วโมงอีกด้วย และมีแนวโน้มของการดูดกลืนแสงลดลงเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ซึ่งแสดงถึงการแตกสลายของอะซีโตฟีโนนไปเป็นอะซีโตนเมื่อมีการฉายรังสียูวีและอะซีโตนนั้นก็ถูกแตกสลายจนมีปริมาณลดลงไปเรื่อยๆ และในการทดลองซ้ำทั้ง 4 ครั้งของการใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงพบว่าค่าการดูดกลืนแสงมีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน ดังภาคผนวก ก ภาพที่ ก-10 และ ภาพที่ ก-11 ตามลำดับ จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังภาพที่ 4.31 ซึ่งจะเห็นได้ว่าความเข้มข้นของอะซีโตฟีโนนที่มีการใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L ลดลงอย่างรวดเร็วเหลือ 0.03 ppm และ 0.16 ppm เมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 4 ชั่วโมง ซึ่งมีประสิทธิภาพในการแตกสลาย 99.31% และ 99.26 % ตามลำดับ ทั้งยังพบอะซีโตนเป็นผลพลอยได้จากการทำปฏิกิริยาเชิงแสง

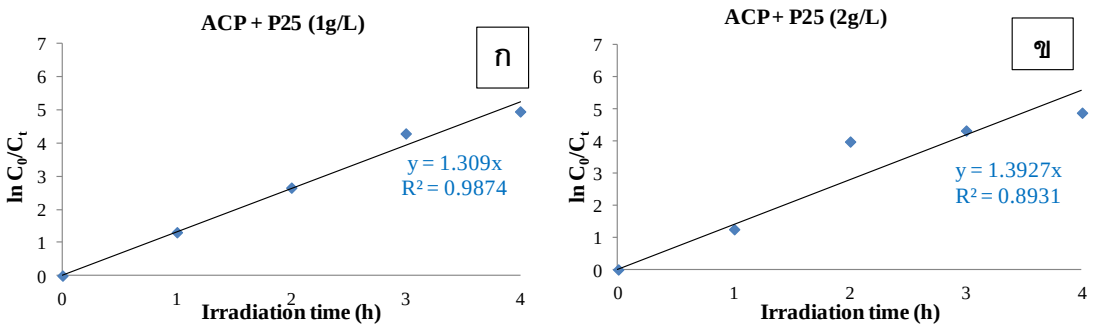
ซึ่งมีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นสูงเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นมีความเข้มข้นลดลงตามเวลาการฉายรังสียูวีและอัตราเร็วในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนอยู่ที่ 1.304 h^{-1} และ1.393 h^{-1} จากการใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L และ 2 g/L ตามลำดับ ดังภาพที่ 4.32



ภาพที่ 4.30 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L



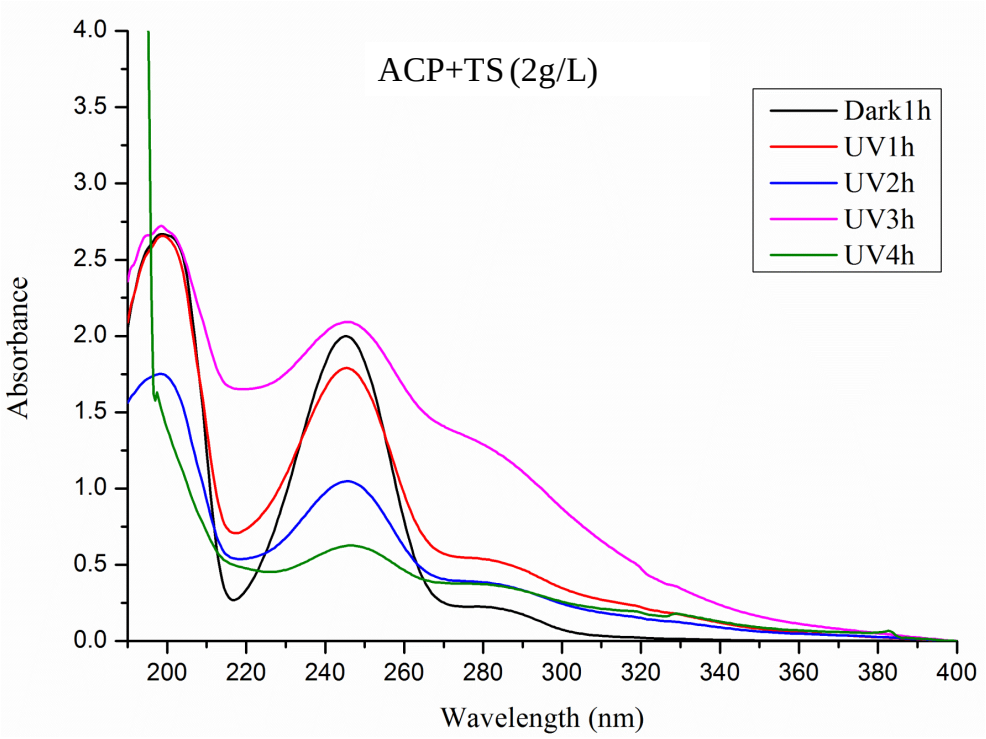
ภาพที่ 4.31 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L



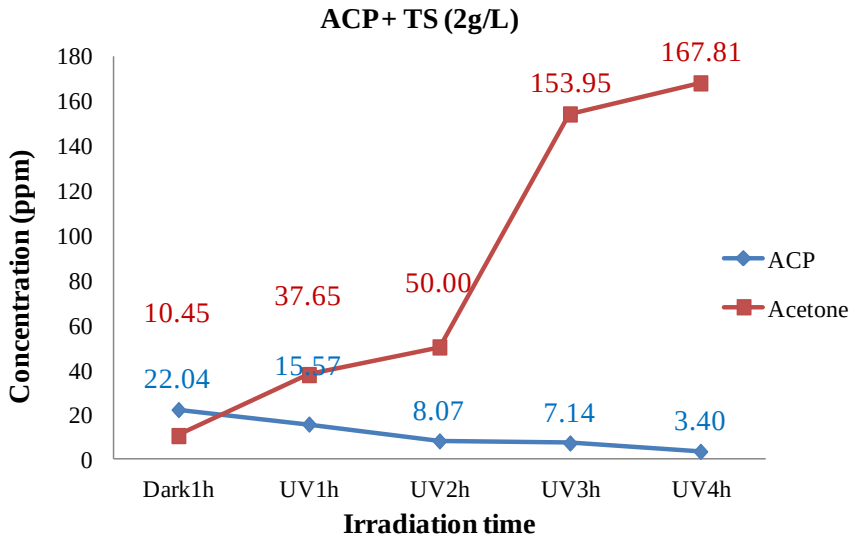
ภาพที่ 4.32 อัตราการแตกสารประกอบมาตรฐานสลายอะซีโตฟีโนนด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 2 g/L

4.9.3 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาแสงในสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนน

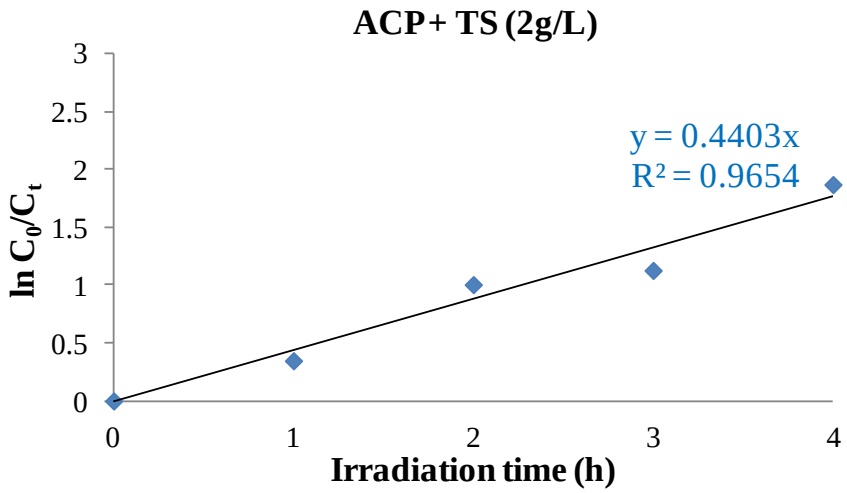
เมื่อทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 2 g/L พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนที่ความยาวคลื่น 245 นาโนเมตร มีแนวโน้มลดลงเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น แสดงว่าความเข้มข้นของอะซีโตฟีโนนลดลงเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ทั้งยังพบพีคของการดูดกลืนแสงของอะซีโตนที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร และมีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มสูงเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลานาน ซึ่งแสดงถึงการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนกลายเป็นอะซีโตนจึงทำให้ความเข้มข้นของอะซีโตนเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ดังแสดงในภาพที่ 4.33 และได้มีการทดลองซ้ำ 4 ครั้ง ดังแสดงในภาคผนวก ภาพที่ ก-12 นอกจากนี้ปริมาณอะซีโตฟีโนนที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.34 ซึ่งจะเห็นได้ว่าความเข้มข้นของอะซีโตฟีโนนลดลงอย่างต่อเนื่องเหลือ 3.40 ppm ซึ่งมีประสิทธิภาพในการแตกสลาย อะซีโตฟีโนน 84.57 % หลังทำการฉายรังสียูวีเป็นเวลา 4ชั่วโมง และอัตราเร็วในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนหลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 4 ชั่วโมงมีค่า 0.440 h^{-1} ดังแสดงในภาพที่ 4.35 นอกจากนี้ ยังพบอะซีโตนเกิดขึ้นจากการแตกสลายของอะซีโตฟีโนนซึ่ง อะซีโตนนั้นมีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นตามเวลาการทำปฏิกิริยาที่นานขึ้น



ภาพที่ 4.33 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



ภาพที่ 4.34 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ2 g/L



ภาพที่ 4.35 อัตราการแตกสลายสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนด้วยตัวเร่งปฏิกิริยาไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2g/L

ตารางที่ 4.4 ปริมาณสาร ประสิทธิภาพการแตกสลายและอัตราการแตกสลายของสารประกอบมาตรฐานอะซีโตฟีโนนหลังฉายรังสียูวี 1-4 ชั่วโมง

Phenolic compound	Condition	Concentration (ppm)					Efficiency of degradation (%)	rate constant(k,1/h
		Dark 1h	UV1h	UV2h	UV3h	UV4h		
ACP	Blank	30.00	24.36	17.87	5.83	6.47	78.43	0.385
	+P25 (1g/L)	20.18	5.46	1.42	0.28	0.14	99.31	1.304
	+P25 (2g/L)	21.50	6.13	0.40	0.28	0.16	99.26	1.393
	+TS (2g/L)	22.04	15.57	8.07	7.14	3.40	84.57	0.440

หมายเหตุ ACP คือ อะซีโตฟีโนน

จากตารางที่ 4.4 แสดงถึงปริมาณของอะซีโตฟีโนนหลังการทำปฏิกิริยาเชิงแสงในสภาวะต่างๆ รวมถึงประสิทธิภาพและอัตราการแตกสลายอะซีโตฟีโนน พบว่าการใช้แสงเพียงอย่างเดียวก็สามารถแตกสลายอะซีโตฟีโนนได้ไปบางส่วน เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงด้วยกันแล้วพบว่าการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 2 g/L มีประสิทธิภาพในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนได้ดีที่สุด ตามด้วยการใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L

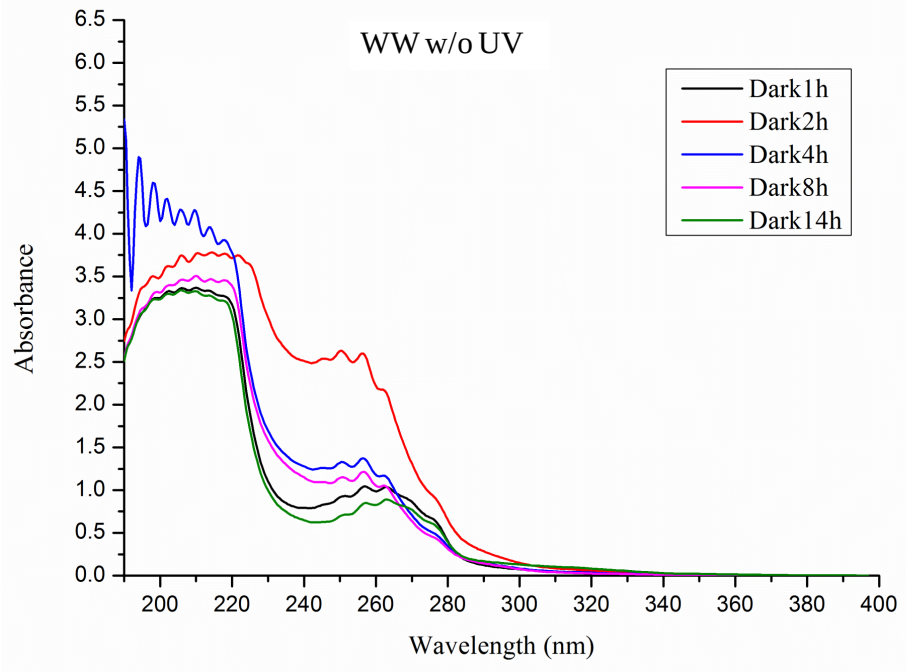
และการใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L มีประสิทธิภาพในการแตกสลายน้อยที่สุด แต่สามารถคงปริมาณอะซีโตนจากการระเหยได้นานกว่า

4.10 ผลศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงและตัวแปรที่มีผลต่อการแตกสลายสารประกอบอินทรีย์ในน้ำเสีย

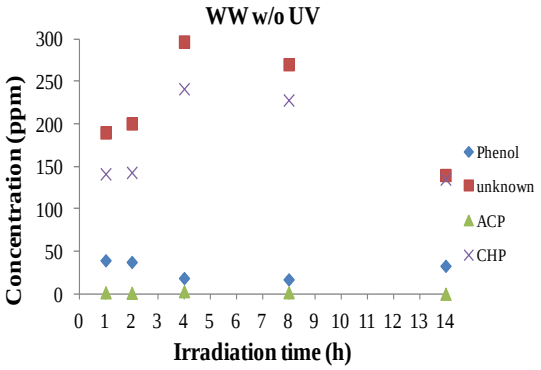
4.10.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสียในสภาวะมืด

4.10.1.1 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสีย

จากภาพที่ 4.36 พบว่ามีพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร ซึ่งเป็นช่วงความยาวคลื่นเดียวกันกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ แสดงว่าในน้ำเสียนั้นส่วนใหญ่มีคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์เป็นองค์ประกอบ และค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียในสภาวะมืดนั้นมีแนวโน้มลดลงเมื่ออยู่ในสภาวะมืดเป็นเวลานาน และผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.37 พบว่าฟีนอลมีปริมาณลดลงเมื่อปล่อยให้อยู่ในสภาวะมืดเป็นเวลานาน และอะซีโตฟีโนนนั้นไม่ค่อยมีการเปลี่ยนแปลงปริมาณมากนักเมื่ออยู่ในสภาวะมืดเป็นเวลานาน แต่คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ และ unknown มีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่ออยู่ในความมืดจาก 1-4 ชั่วโมง โดยปริมาณคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์เริ่มต้นในน้ำเสียที่สภาวะมืด 1 ชั่วโมง คือ 141.55 ppm จากนั้นปริมาณลดลงเรื่อยๆจนถึง 14 ชั่วโมง ทั้งนี้ผู้วิจัยยังไม่สามารถสรุปได้ว่าปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่อยู่ในสภาวะมืดที่มีการเปลี่ยนแปลงนั้นเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาอะไร



ภาพที่ 4.36 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียที่สภาวะมืด



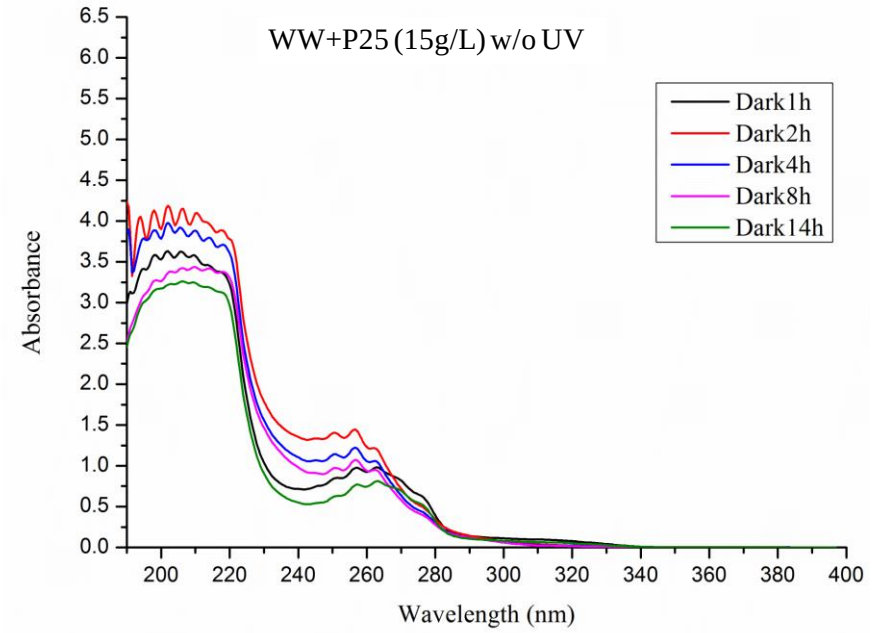
Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
1	39.59	190.32	1.87	141.55
2	37.63	200.94	1.33	143.173
4	18.67	297.52	3.19	241.89
8	17.1	270.75	1.96	228.57
14	33.07	140.15	0.24	135.38

ภาพที่ 4.37 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียในสภาวะมืด

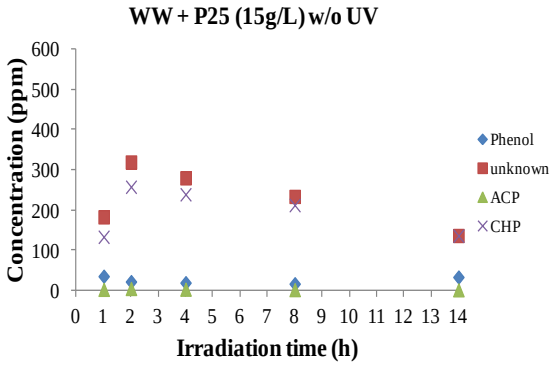
4.10.1.2 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย

เมื่อเติมไทเทเนีย-P25 ในปริมาณ 15 g/L พบว่าค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียในสภาวะมืดนั้นมีแนวโน้มลดลงเมื่ออยู่สภาวะมืดเป็นเวลานาน ดังแสดงในภาพที่ 4.38 และผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.39 พบว่าฟีนอลมีความเข้มข้นลดลงเมื่ออยู่ในสภาวะมืดเป็นเวลานาน และอะซีโตฟีโนนไม่ค่อยมีการเปลี่ยนแปลงปริมาณสารระหว่างทำปฏิกิริยาในความมืดที่เวลาต่างกัน แต่คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และ unknown มีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่ออยู่ในความมืด

จนถึง 2 ชั่วโมงจากนั้นปริมาณลดลงเรื่อยๆจนถึง 14 ชั่วโมง แสดงว่ามีปฏิกิริยาเคมีเกิดขึ้นเช่นเดียวกับในกรณีไม่เติมไทเทเนีย-P25



ภาพที่ 4.38 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 15 g/L ในน้ำเสียที่สภาวะมืด

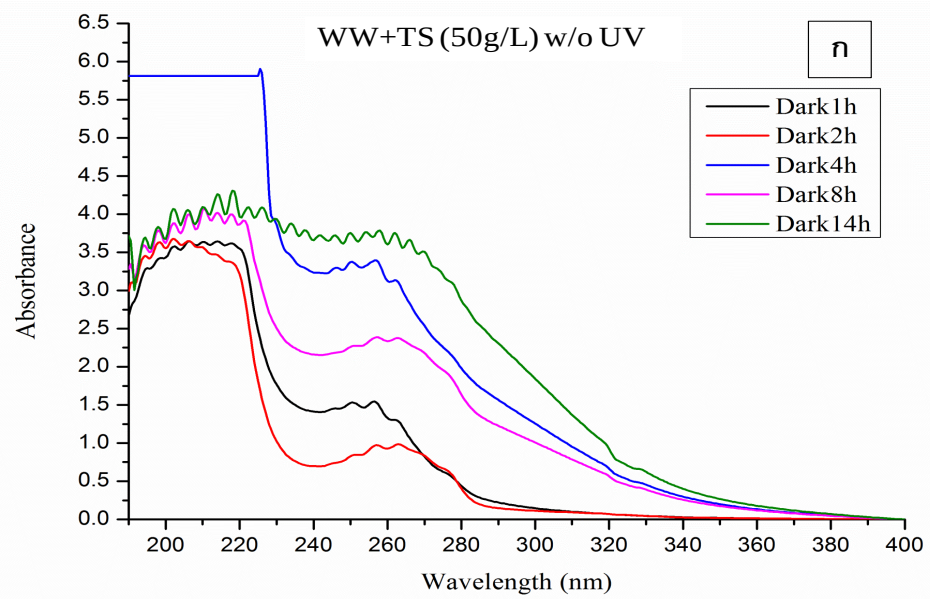


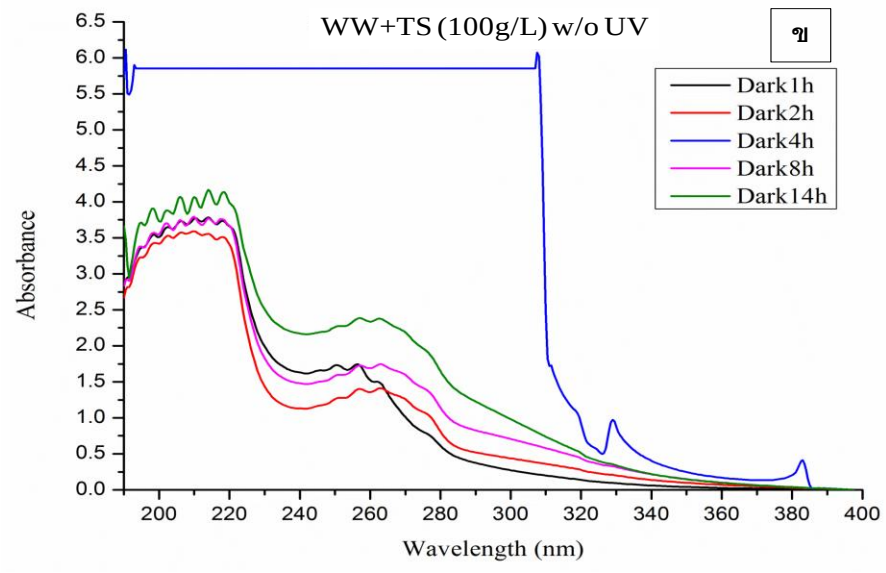
Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
1	34.13	181.78	1.39	132.11
2	20.68	318.27	3.54	256.62
4	18	278.89	1.84	237.97
8	15.39	232.65	0.7	211.16
14	32.06	135.38	0.26	134.91

ภาพที่ 4.39 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 15 g/L ในน้ำเสียที่สภาวะมืด

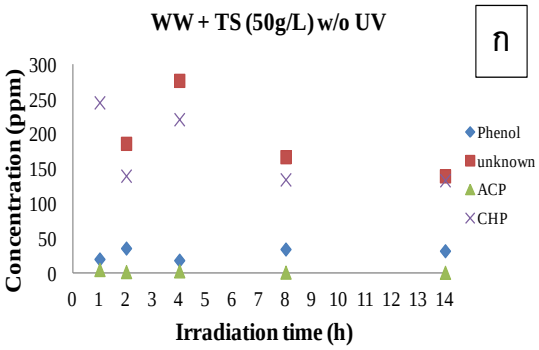
4.10.1.3 ผลการทดลองใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย

เมื่อเติมไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 50 g/L และ 100 g/L พบว่าค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียในสภาวะมืดนั้นมีแนวโน้มสูงขึ้นเมื่ออยู่ในสภาวะมืดเป็นเวลานาน แสดงว่าเกิดปฏิกิริยาขึ้นระหว่างปล่อยให้น้ำเสียอยู่ในความมืดเป็นเวลาหลายชั่วโมง ดังแสดงในภาพที่ 4.40 (ก) และ (ข) และผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังภาพที่ 4.41 พบว่าฟีนอล และอะซีโตฟีโนนไม่ค่อยมีการเปลี่ยนแปลงปริมาณสารระหว่างทำปฏิกิริยาในความมืดที่เวลาต่างกัน แต่ คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และ unknown มีปริมาณลดลงเมื่ออยู่ในความมืดและเพิ่มขึ้นเมื่ออยู่ในความมืด 4 ชั่วโมง จากนั้นปริมาณลดลงเรื่อยๆจนถึง 14 ชั่วโมง ซึ่งการเปลี่ยนแปลงของค่าการดูดกลืนแสง แสดงว่ามีปฏิกิริยาเคมีเกิดขึ้น

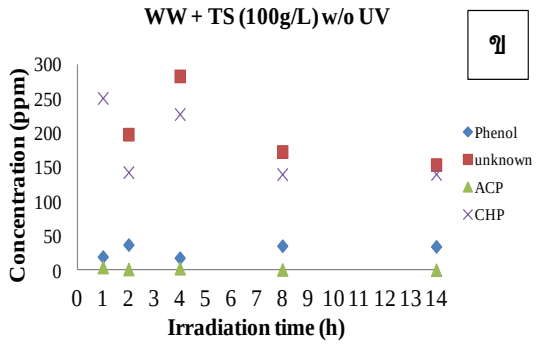




ภาพที่ 4.40 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียในสภาวะมืดโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ (ก) 50 g/L (ข) 100 g/L



Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
1	19.43	317.1	4.2	245.3
2	35.14	186.19	1.2	139.5
4	17.7	277.04	2.27	221.04
8	33.75	166.93	0.47	134.19
14	31.27	139.31	0.2	133



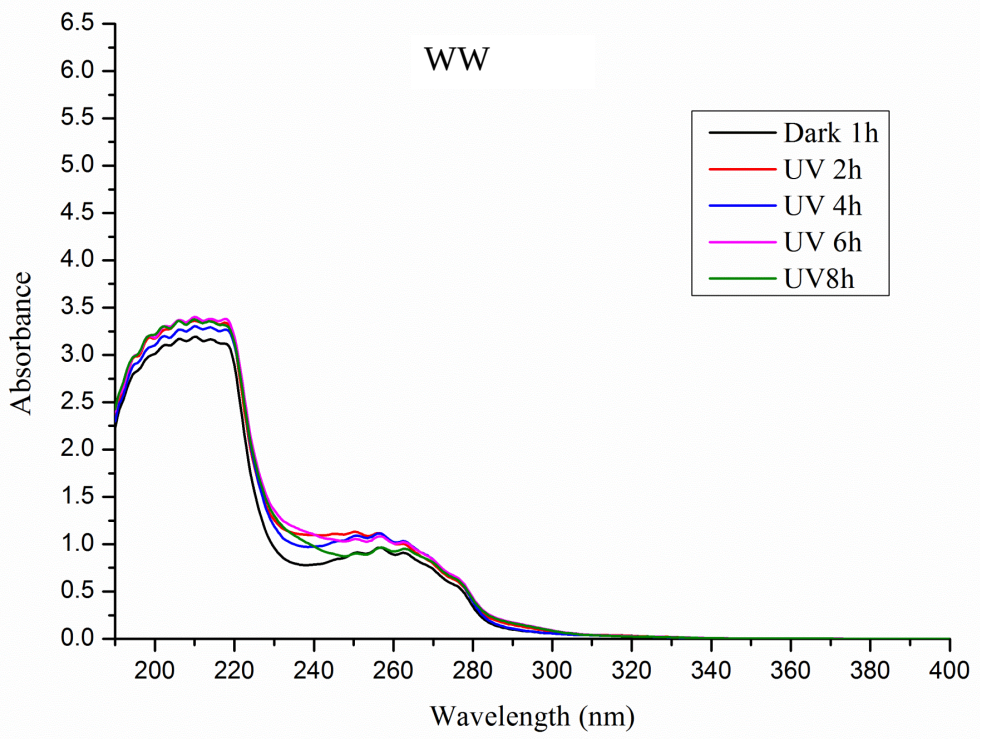
Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
1	19.29	321.58	4.14	250.34
2	36.82	197.55	1.25	142.32
4	17.66	282.4	2.44	226.88
8	35.12	172.33	0.62	139.34
14	34.12	153.26	0.28	139.68

ภาพที่ 4.41 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียในสภาวะมืดโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ (ก) 50 g/L (ข) 100 g/L

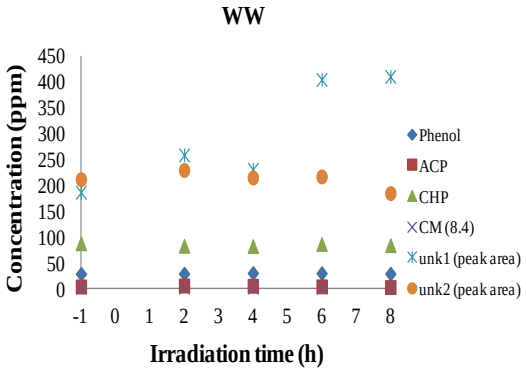
4.11 ผลการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสียภายใต้การฉายรังสียูวี

4.11.1 ปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย

จากภาพที่ 4.42 พบว่าค่าการดูดกลืนแสงของน้ำเสียมีการเปลี่ยนแปลงไม่มากนัก ทั้งยังปรากฏพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดความยาวคลื่น 255 นาที่โนเมตร ซึ่งตรงกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ หมายความว่าน้ำเสียส่วนใหญ่นั้นมีคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์เป็นองค์ประกอบอยู่เป็นจำนวนมาก และได้มีการทดลองทั้ง 4 ครั้งก็มีแนวโน้มไปในทางเดียวกัน ดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-13 และผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.43 พบว่าปริมาณของฟีนอล อะซีโตฟีโนน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ คิวมีน (CM) และ unknown มีปริมาณสารเปลี่ยนแปลงไม่มากนัก หมายความว่าการใช้รังสียูวีเพียงอย่างเดียวนั้นไม่สามารถแตกสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียได้



ภาพที่ 4.42 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสีย



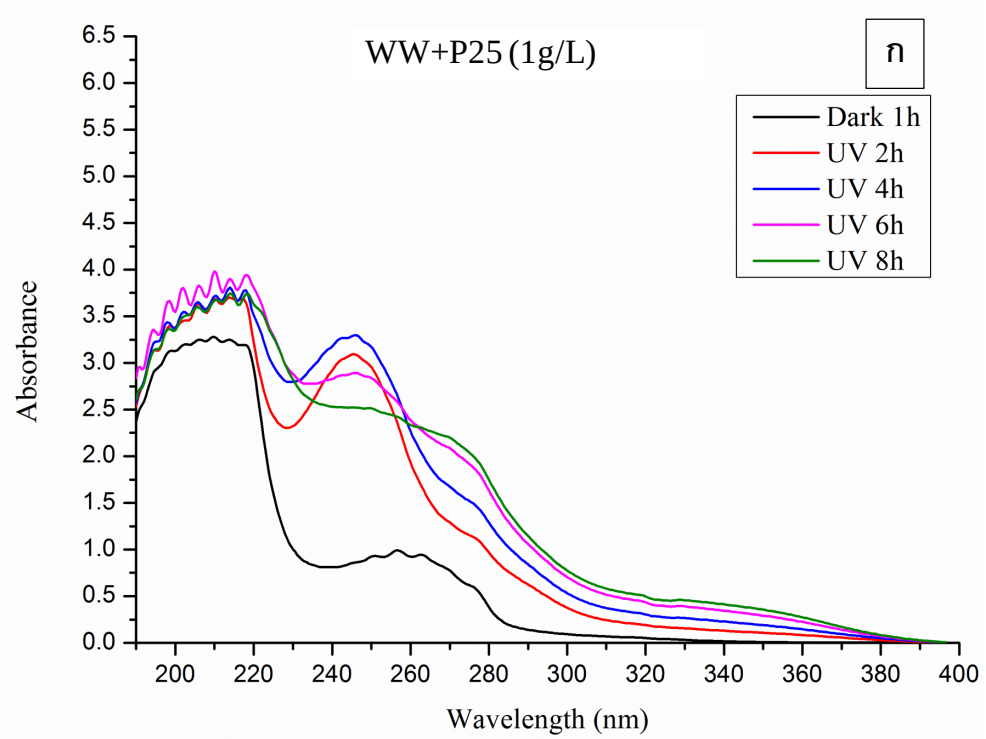
Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	28.13	3.57	87.17	2.47	185.70	211.01
2	28.50	5.41	82.22	2.44	257.91	228.61
4	29.73	4.90	81.64	2.24	229.94	214.26
6	29.38	3.86	85.84	2.26	403.63	216.16
8	28.48	2.43	83.44	2.15	409.46	183.98

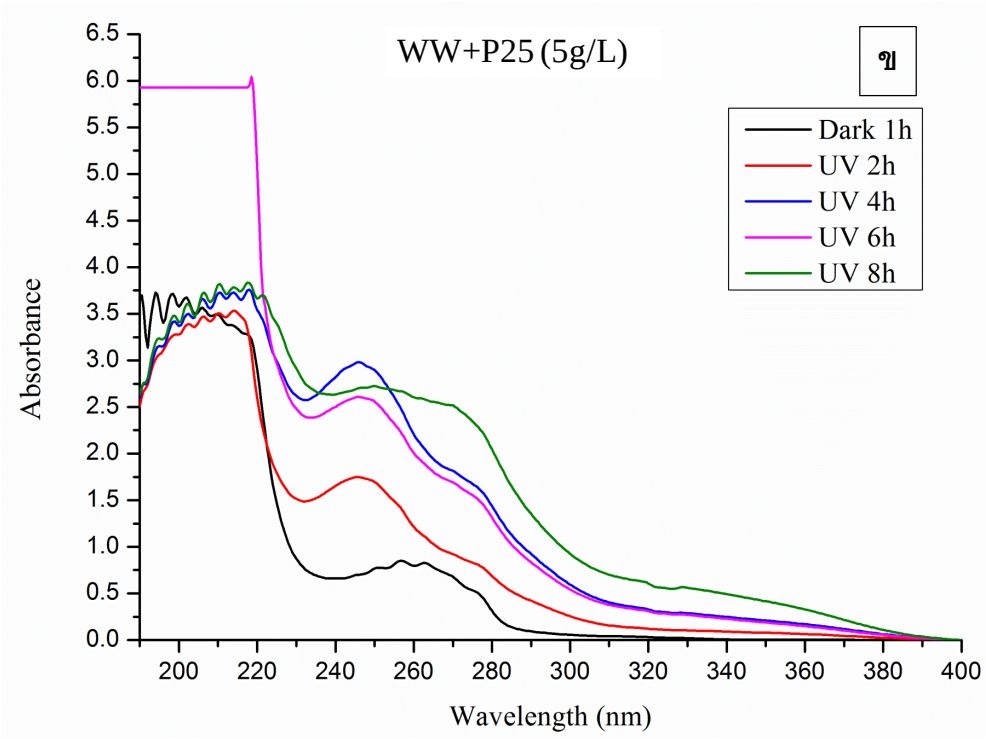
ภาพที่ 4.43 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสีย

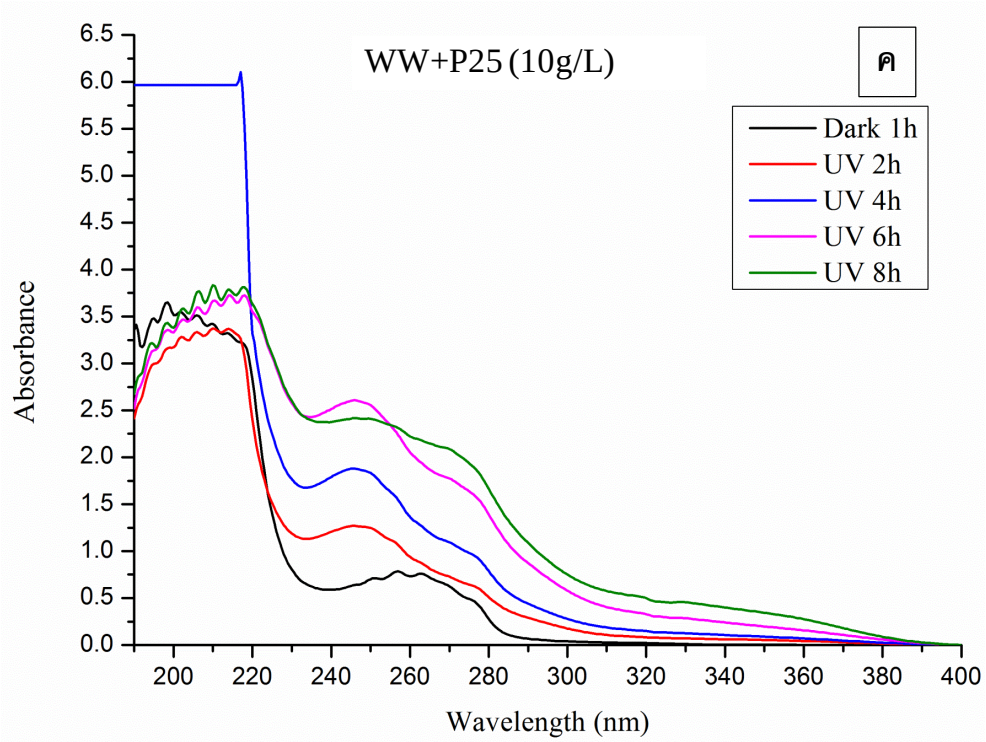
4.11.2 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย

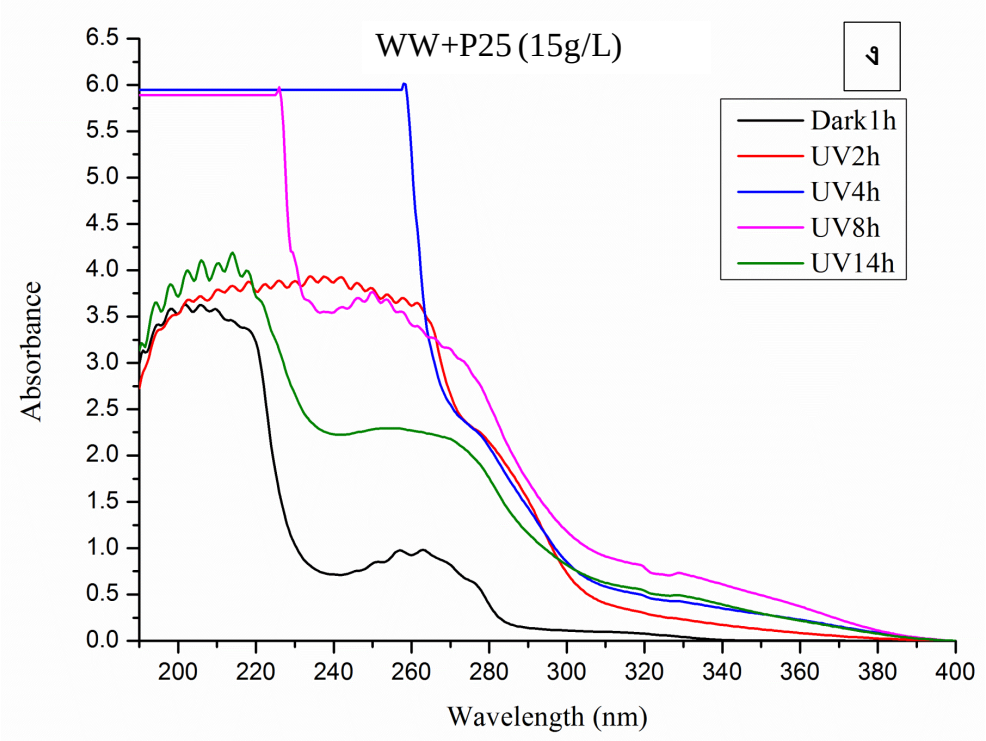
จากภาพที่ 4.44 เมื่อนำไทเทเนีย-P25 มาทำปฏิกิริยาเชิงแสงกับน้ำเสีย ปรากฏว่าค่าการดูดกลืนแสงในสภาวะมืด 1 ชั่วโมงนั้น พบพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของน้ำเสียที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร ซึ่งพบว่าตรงกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ หมายความว่าในสภาวะมืดนั้นน้ำเสียมีคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์อยู่เป็นจำนวนมาก เมื่อเติมไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง ปรากฏว่าค่าการดูดกลืนแสงมีการเลื่อนพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดมาที่ความยาวคลื่น 245 นาโนเมตร เมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 2-6 ชั่วโมง ซึ่งพีคที่เกิดขึ้นนั้นตรงกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของอะซีโตฟีโนน หมายความว่า หลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงทำให้น้ำเสียที่มีคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์อยู่เป็นจำนวนมากนั้นถูกแตกสลายกลายเป็นอะซีโตฟีโนนแทน มากไปกว่านั้น เมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง พบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดมีการเลื่อนมาที่ความยาวคลื่น 270 นาโนเมตร ซึ่งตรงกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของฟีนอล หมายความว่าอะซีโตฟีโนนนั้นถูกแตกสลายกลายเป็นฟีนอลเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง นอกจากนี้ ระหว่างฉายรังสียูวีเป็นเวลา 2-8 ชั่วโมง พบว่ามีพีคของการดูดกลืนแสงขยายไปที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร ซึ่งตรงกับช่วงความยาวคลื่นที่เกิดพีคของการดูดกลืนแสงของอะซีโตน และพีคที่เกิดขึ้นช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตรนั้นมีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น แสดงว่าระหว่างทำปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสียนั้น คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ อะซีโตฟีโนน และฟีนอลนั้นต่างแตกสลายกลายเป็นอะซีโตน ส่งผลให้อะซีโตนมีความเข้มข้นเพิ่มมากขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลานาน นอกจากนี้ ในการทดลองหลายครั้งพบว่ามี

แนวโน้มของค่าการดูดกลืนแสงไปในทางเดียวกัน ดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-14 ถึง ภาพที่ ก-17 และผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ดังแสดงในภาพที่ 4.45 พบว่าปริมาณของฟีนอลและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์นั้นมีปริมาณลดลงเรื่อยๆจนเหลือปริมาณเพียงเล็กน้อยเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง แต่อะซีโตฟีโนนมีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 2 ชั่วโมงและลดลงไปเรื่อยๆจนเหลือปริมาณเพียงเล็กน้อยเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง นอกจากนี้ยังพบคิวมีนปรากฏในปริมาณเล็กน้อยและคงที่ นอกจากนี้การใช้ไทเทเนีย-P25 ในปริมาณที่มากขึ้นส่งผลให้สารอินทรีย์ในน้ำเสียลดลงได้เร็วขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งการเติมไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 15 g/L สามารถแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสียได้ดีที่สุด

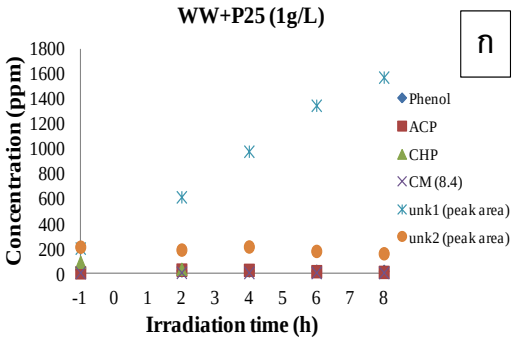



WW+P25 (5g/L)
ข
Dark 1h
UV 2h
UV 4h
UV 6h
UV 8h
Absorbance
Wavelength (nm)

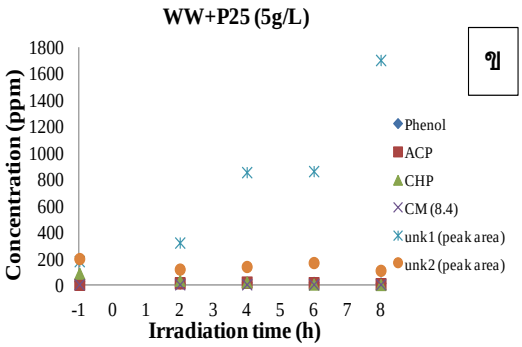

WW+P25 (10g/L)
ค
Dark 1h
UV 2h
UV 4h
UV 6h
UV 8h
Absorbance
Wavelength (nm)



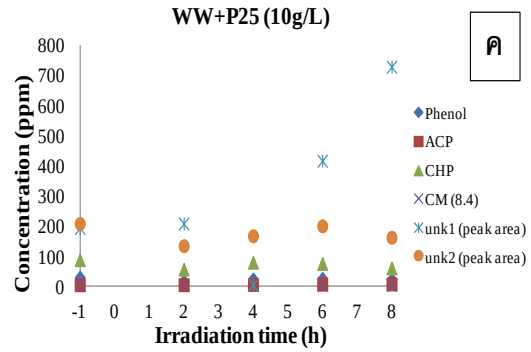
ภาพที่ 4.44 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 15 g/L



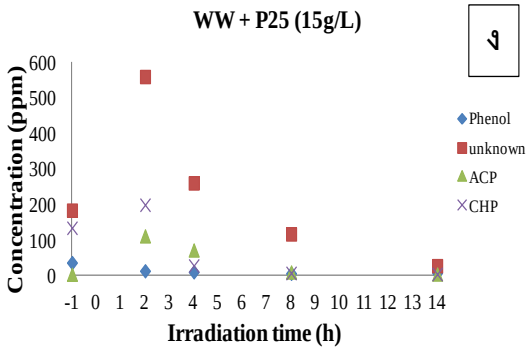
Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	27.10	3.01	87.29	2.33	197.01	208.12
2	17.68	24.61	31.05	2.86	607.72	185.10
4	17.87	22.59	0.00	2.35	972.94	209.80
6	16.02	12.04	0.00	2.18	1341.29	174.38
8	14.86	6.33	0.00	2.42	1566.73	155.35



Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	26.08	2.20	86.29	2.20	177.77	196.89
2	11.54	12.33	31.71	2.22	318.19	116.81
4	15.84	18.38	19.22	2.18	852.93	136.67
6	16.27	13.81	3.51	2.09	860.90	166.54
8	11.83	5.94	0.00	2.10	1703.98	107.36



Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	27.97	2.82	86.33	2.25	191.77	206.49
2	15.25	2.99	54.77	2.29	206.37	132.68
4	22.26	3.69	77.84	2.13	2.84	165.67
6	24.20	4.99	74.07	2.10	414.79	198.65
8	21.18	5.44	58.77	2.16	727.31	160.70



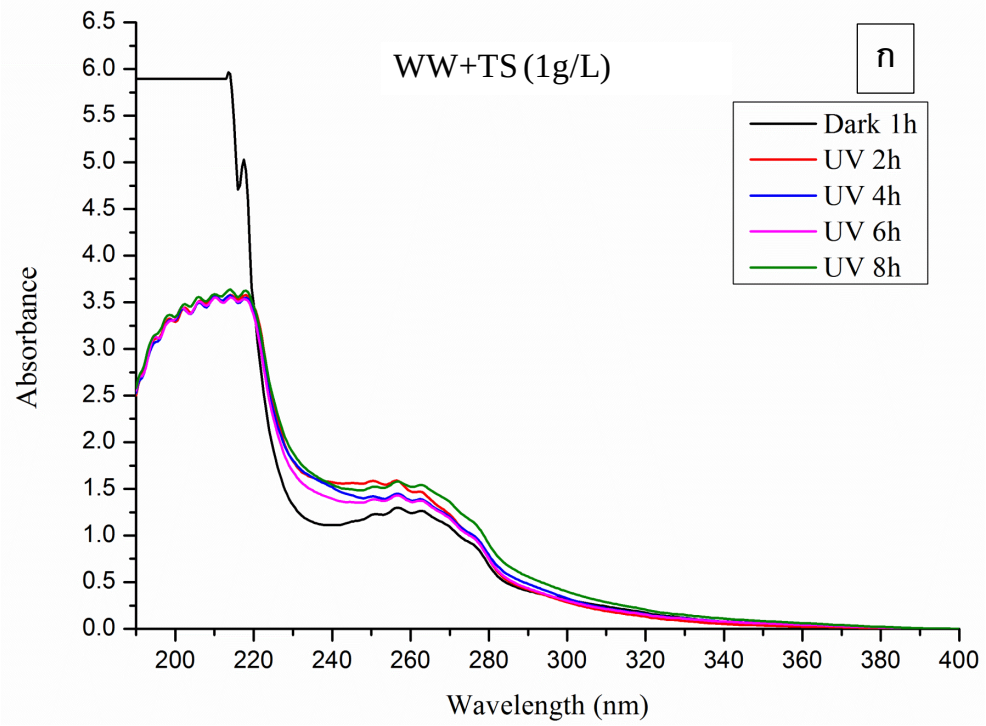
Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
-1	34.13	181.78	1.39	132.11
2	10.96	558.43	109.46	197.07
4	7.97	258.58	69.71	25.7
8	3.88	114.87	7.65	4.91
14	5.25	25.39	1.99	1.79

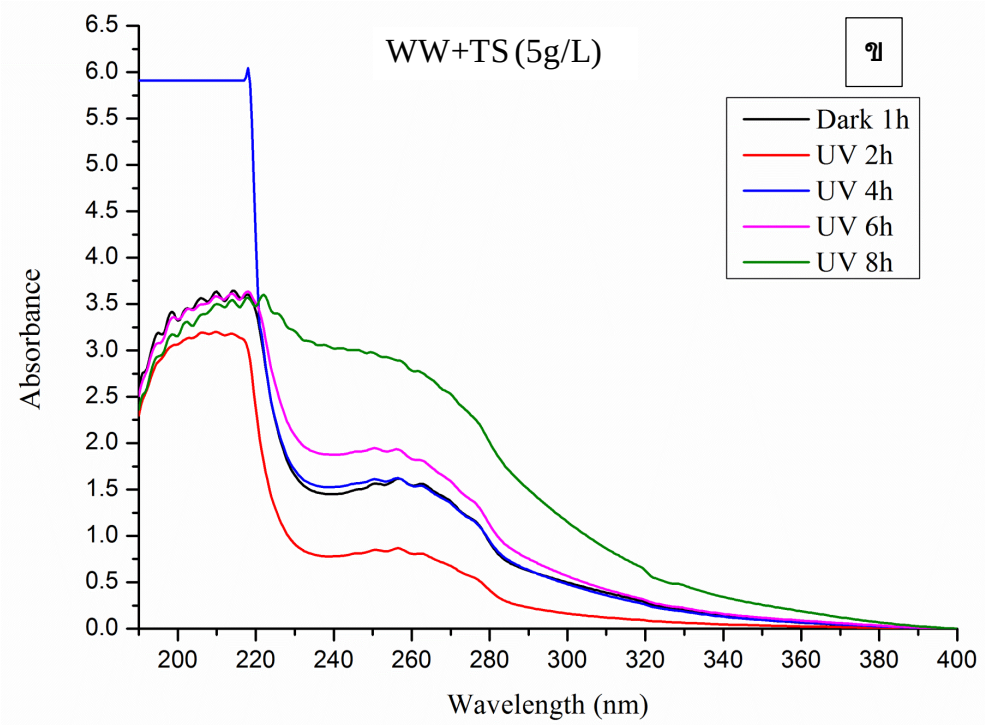
ภาพที่ 4.45 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 15 g/L

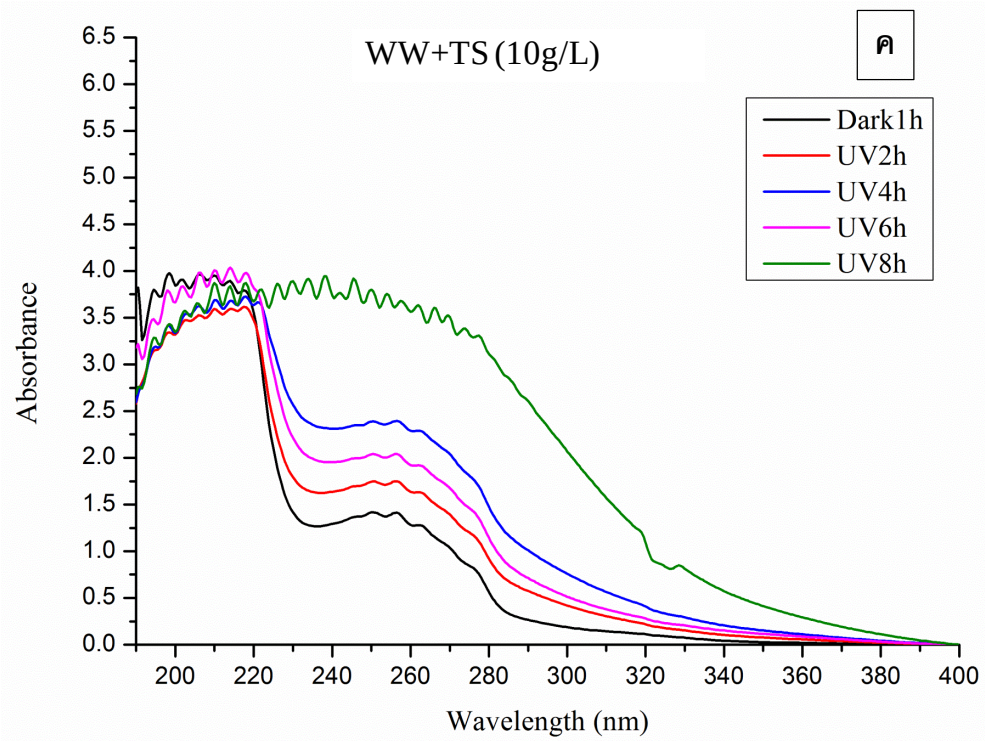
4.11.3 ผลการทดลองใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสีย

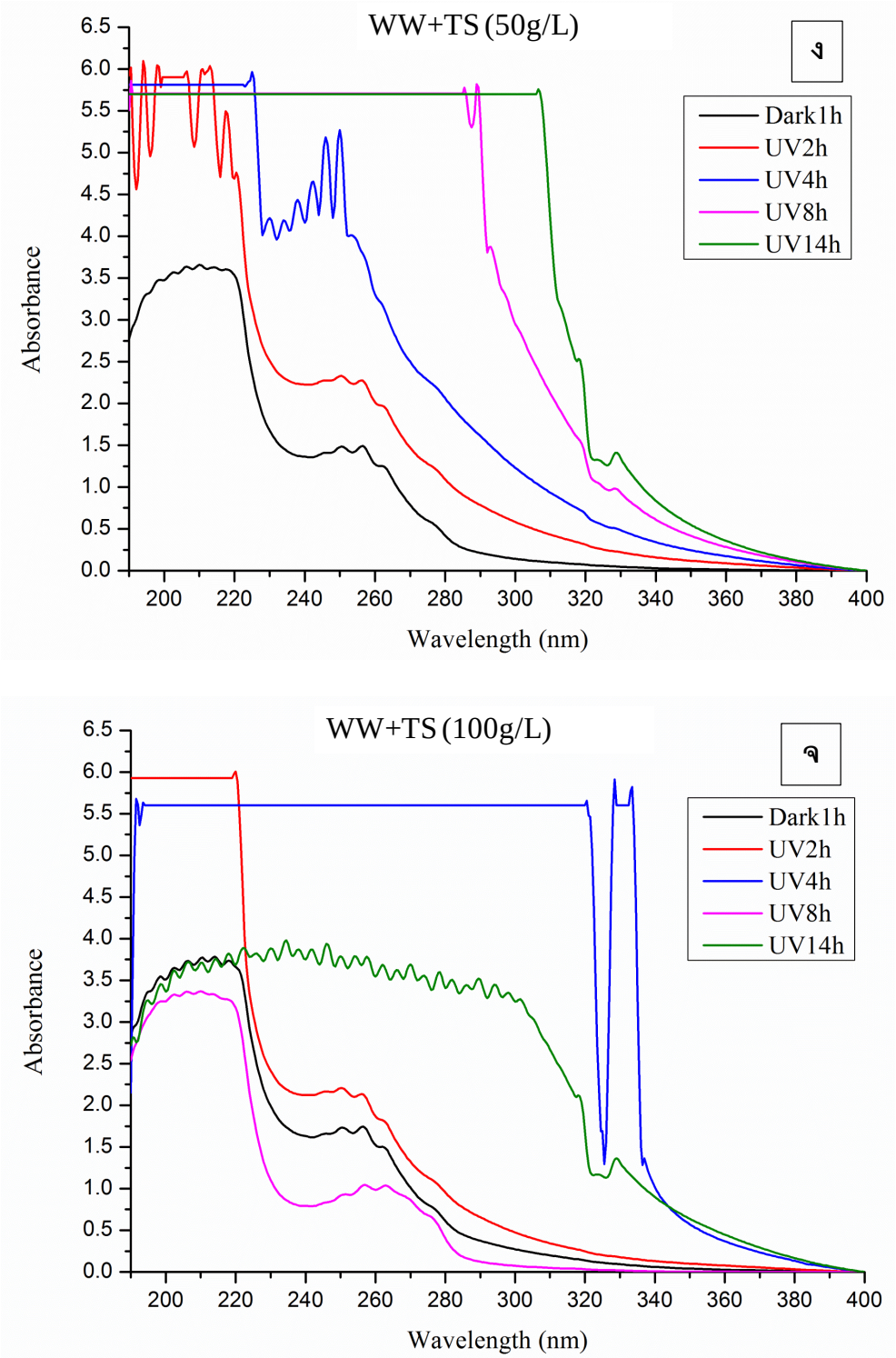
จากภาพที่ 4.46 (ก) การใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 1g/L ส่งผลให้ค่าการดูดกลืนแสงมีการเปลี่ยนแปลงเล็กน้อยและพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของน้ำเสียที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร พบว่าตรงกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ แสดงว่าน้ำเสียที่มีการเติมไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 1 g/L นั้นมีคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์อยู่ในปริมาณมากจนทำให้ปรากฏพีคที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร อย่างชัดเจน เมื่อใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 5 g/L 10 g/L 50 g/L และ 100 g/L พบว่าค่าการดูดกลืนแสงนั้นมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลานานขึ้น และยังพบว่าพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของน้ำเสียที่เกิดขึ้นอยู่ที่ความยาวคลื่น 255 นาโนเมตร และเมื่อมีการฉายรังสียูวี พบพีคของการดูดกลืนแสงที่ช่วงความยาวคลื่น 280-300 นาโนเมตร ซึ่งตรงกับพีคของการดูดกลืนแสงที่สูงสุดของอะซีโตน และมีแนวโน้มของค่าการดูดกลืนแสงที่เพิ่มขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น หมายความว่าน้ำเสียที่เติม

ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 5 g/L และ 10 g/L นั้นสามารถแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์กลายเป็นอะซีโตนซึ่งมีความเข้มข้นมากขึ้นเมื่อฉายรังสียูวีนานขึ้น ดังแสดงในภาพที่ 4.46 (ข) (ค) (ง) และ (จ) นอกจากนี้ ได้มีการทดลองซ้ำหลายครั้งดังแสดงในภาคผนวก ก ภาพที่ ก-18 ถึง ภาพที่ ก-21และจากผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ตามแสดงในภาพที่ 4.47 การใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 1 g/L – 10 g/L นั้นสามารถแตกสลายฟีนอลและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ได้ ทั้งยังพบอะซีโตฟีโนนและคิวมีนมีปริมาณเพิ่มขึ้นระหว่างทำการฉายรังสียูวีด้วย แสดงว่า อะซีโตฟีโนนและคิวมีนนั้นเป็นผลผลิตพลอยได้จากการแตกสลายฟีนอลและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ และการใช้ไทไทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 50 g/L และ 100 g/L สามารถแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ได้ ทำให้ฟีนอลและอะซีโตฟีโนนมีปริมาณเพิ่มขึ้น

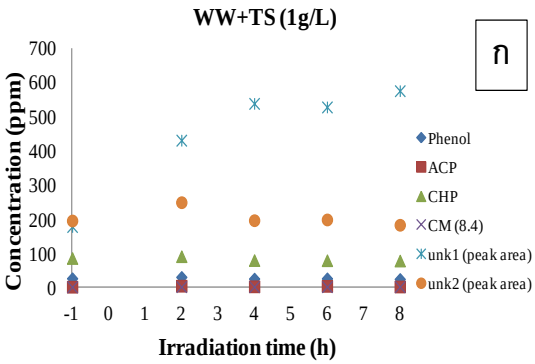



WW+TS (5g/L)
ข
Dark 1h
UV 2h
UV 4h
UV 6h
UV 8h
Absorbance
Wavelength (nm)


WW+TS (10g/L)
ค
Dark1h
UV2h
UV4h
UV6h
UV8h
Absorbance
Wavelength (nm)

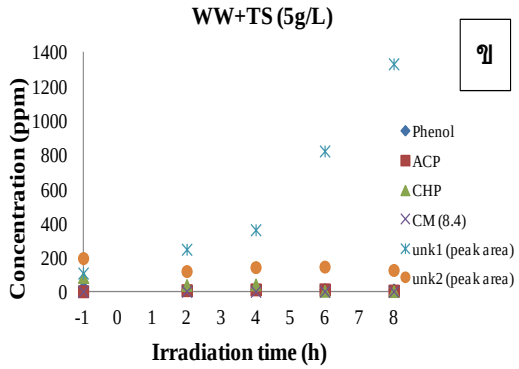


ภาพที่ 4.46 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 50 g/L (จ) 100 g/L



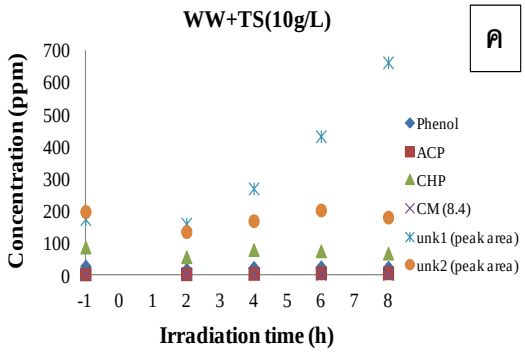
ก

Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	26.80	2.05	86.08	1.82	178.16	195.70
2	30.72	4.97	91.29	2.21	430.83	249.33
4	25.86	3.15	79.97	2.17	538.57	196.63
6	26.55	4.49	79.50	2.18	528.15	198.80
8	24.74	2.66	78.59	2.19	575.60	183.27



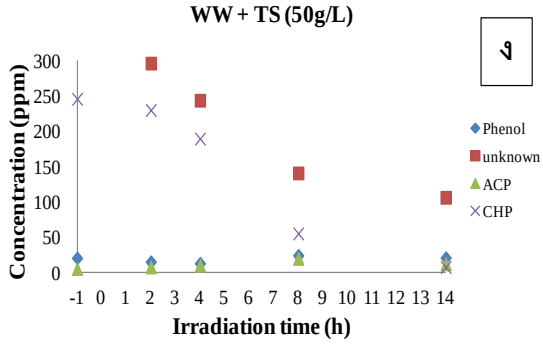
ข

Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	27.02	2.24	85.92	2.06	108.71	196.30
2	13.19	8.79	39.26	2.13	247.71	120.33
4	17.16	13.31	42.26	2.13	362.18	143.32
6	15.45	13.53	5.37	2.23	822.79	146.51
8	12.73	6.46	3.43	2.32	1332.60	126.88



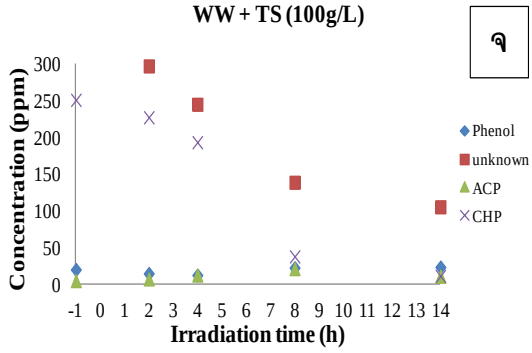
ค

Tme (h)	Phenol (ppm)	ACP (ppm)	CHP (ppm)	CM (ppm)	unknown1 (peak area)	unknown2 (peak area)
-1	26.51	2.11	85.47	2.17	173.22	196.43
2	16.44	2.65	55.74	2.25	158.38	133.56
4	22.27	3.73	77.98	2.14	268.56	167.85
6	24.11	5.32	73.91	2.24	430.97	201.26
8	23.06	5.39	66.82	2.18	661.16	178.91



ง

Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
-1	19.43	317.1	4.2	245.3
2	13.97	295.97	6.42	229.37
4	11.72	243.26	8.9	188.81
8	23.07	140.01	18.68	54.14
14	19.84	105.44	10.75	6.48



Time (h)	Phenol (ppm)	Unknown (peak area)	ACP (ppm)	CHP (ppm)
-1	19.29	321.58	4.14	250.34
2	13.92	296.58	6.4	226.68
4	11.69	244.34	11.71	192.75
8	21.76	138.13	20.39	37.14
14	22.66	104.68	10.01	10.48

ภาพที่ 4.47 ผลการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ (ก) 1 g/L (ข) 5 g/L (ค) 10 g/L (ง) 50 g/L (จ) 100 g/L

ตารางที่ 4.5 ประสิทธิภาพในการแตกสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียหลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย-P25และไทเทเนีย/ซิลิกา

Photocatalyst	Condition	Efficiency of degradation (%)		
		Phenol	ACP	CHP
TiO_2-P25	1 g/L	-45.53	+305.56	-97.09
	5 g/L	-58.49	-17.93	-97.74
	10 g/L	-66.54	+4.44	-96.32
	15 g/L	-88.63	+450.36	-96.28
TiO_2/SiO_2	1 g/L	-7.69	+29.76	-8.70
	5 g/L	-28.38	+36.97	-25.60
	10 g/L	-27.22	+52.90	-35.18
	50 g/L	+18.73	+344.76	-77.93
	100 g/L	+12.80	+392.51	-85.16

หมายเหตุ เครื่องหมาย – คือ ประสิทธิภาพในการแตกสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

เครื่องหมาย + คือ ประสิทธิภาพในการเพิ่มปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

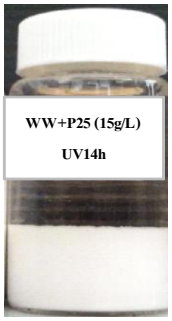
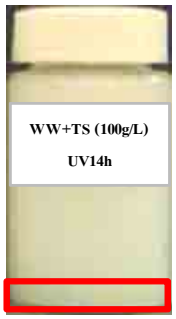
จากตารางที่ 4.5 แสดงถึงประสิทธิภาพในการแตกสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิด หลังฉายรังสียูวีเป็นเวลา 8 ชั่วโมง ซึ่งสามารถเรียงลำดับประสิทธิภาพในการแตกสลายฟีนอลที่พบในน้ำเสียของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย-P25 ได้ดังนี้ 15 g/L >10 g/L > 5 g/L และ 1 g/L นอกจากนี้ ยังสามารถเรียงลำดับประสิทธิภาพในการแตกสลายฟีนอลในน้ำเสียของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย/ซิลิกา ได้ดังนี้ 5 g/L > 10 g/L > 1 g/L > 100 g/L > 50 g/L และประสิทธิภาพในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนที่พบในน้ำเสียของไทเทเนีย-P25 เรียงลำดับได้ดังนี้ 5 g/L > 10 g/L > 1 g/L > 15 g/L ประสิทธิภาพในการแตกสลาย อะซีโตฟีโนนที่พบในน้ำเสียของไทเทเนีย/ซิลิกา เรียงลำดับได้ดังนี้ 1 g/L > 5 g/L > 10 g/L > 50 g/L > 100 g/L นอกจากนี้ ประสิทธิภาพในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่พบในน้ำเสียของไทเทเนีย-P25 เรียงลำดับได้ดังนี้ 5 g/L > 1 g/L > 10 g/L > 15 g/L และประสิทธิภาพในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่พบในน้ำเสียของไทเทเนีย/ซิลิกา เรียงลำดับได้ดังนี้ 100 g/L > 50 g/L > 10 g/L > 5 g/L > 1 g/L

4.12 ผลการศึกษาการตกตะกอนของตัวเร่งปฏิกิริยาชนิดต่าง ๆที่มีผลต่อสารประกอบอินทรีย์ในน้ำเสีย

การศึกษาการตกตะกอนของตัวเร่งปฏิกิริยาในน้ำเสียทำให้ทราบถึงปริมาณตะกอนสะสมและยังช่วยในการออกแบบเตาปฏิกรณ์อีกด้วย จากตารางที่ 4.6 พบว่าการใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงในน้ำเสียใช้เวลาในการตกตะกอนประมาณ 40 นาทีจึงตกตะกอนได้หมด ในขณะที่ไทเทเนีย/ซิลิกาใช้เวลาประมาณ 15 นาทีในการตกตะกอนพบว่ามีสารแขวนลอยอยู่อย่างกระจายตัวไม่สามารถตกตะกอนได้หมด เนื่องจากไทเทเนีย/ซิลิกานั้นมีซิลิกาที่มีโครงสร้างเป็นรูพรุนจำนวนมากเป็นซับเสตรต ส่งผลให้ไทเทเนีย/ซิลิกาใช้เวลาในการดูดซับน้ำนานจึงทำให้ไทเทเนีย/ซิลิกาตกตะกอนได้ช้า นอกจากนี้ จากงานวิจัยของ K.Balachandran และคณะวิจัย[51] พบว่าการใช้ซิลิกาเป็นซับเสตรตจะไปลดการเติบโตของอนุภาคของไทเทเนียและช่วยให้ไทเทเนียมีความคงทนในการแขวนลอยในสารละลายได้ดีขึ้น และโครงสร้างร่างแหของซิลิกาจะไปขัดขวางการยึดเกาะระหว่างอนุภาคของไทเทเนีย ส่งผลให้ไทเทเนีย/ซิลิกามีการกระจายตัวในสารละลายได้เป็น

อย่างดีและมีความเป็นคอลลอยด์สูง แต่ไทเทเนีย-P25 มีรูพรุนน้อยส่งผลให้มีการดูดซับน้ำได้ต่ำ จึงทำให้ตกตะกอนได้เร็ว ทั้งยังมีพื้นที่ผิวจำเพาะต่ำซึ่งแสดงถึงขนาดของอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ และไม่มีซับเสตรตมาขัดขวางการยึดเกาะระหว่างอนุภาคของไทเทเนีย-P25 จึงทำให้ไทเทเนีย-P25 มีการยึดเกาะระหว่างกันและตกตะกอนลงอย่างรวดเร็ว

ตารางที่ 4.6 การตกตะกอนของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิดในน้ำเสีย

ตัวอย่าง	สภาวะ	เวลาตกตะกอน (นาที)	ลักษณะตะกอนที่ยูวี 14 ชั่วโมง
WW+P25 (15g/L)	ความมืด 1 ชั่วโมง	30	
	ความมืด 2 ชั่วโมง	30	
	ความมืด 4 ชั่วโมง	30	
	ความมืด 8 ชั่วโมง	40	
	ความมืด 14 ชั่วโมง	40	
	ยูวี 2 ชั่วโมง	16	
	ยูวี 4 ชั่วโมง	30	
	ยูวี 8 ชั่วโมง	40	
	ยูวี 14 ชั่วโมง	40	
WW+TS (50g/L)	ความมืด 1 ชั่วโมง	12	
	ความมืด 2 ชั่วโมง	11	
	ความมืด 4 ชั่วโมง	16	
	ความมืด 8 ชั่วโมง	15	
	ความมืด 14 ชั่วโมง	15	
	ยูวี 2 ชั่วโมง	10	
	ยูวี 4 ชั่วโมง	16	
	ยูวี 8 ชั่วโมง	15	
	ยูวี 14 ชั่วโมง	15	
WW+TS (100g/L)	ความมืด 1 ชั่วโมง	12	
	ความมืด 2 ชั่วโมง	11	
	ความมืด 4 ชั่วโมง	16	
	ความมืด 8 ชั่วโมง	15	
	ความมืด 14 ชั่วโมง	15	
	ยูวี 2 ชั่วโมง	10	
	ยูวี 4 ชั่วโมง	16	
	ยูวี 8 ชั่วโมง	15	
	ยูวี 14 ชั่วโมง	15	

บทที่ 5
สรุปผลการวิจัย อภิปรายผล และข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการวิจัย

ในงานวิจัยนี้ศึกษาเกี่ยวกับภาวะที่เหมาะสมในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลจากน้ำเสีย ซึ่งตัวแปรที่ศึกษาในงานวิจัยนี้ คือ ชนิดของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง เวลาในการฉายรังสียูวี ปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง และค่า pH เริ่มต้นของน้ำเสีย โดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 1-100g/L มาฉายรังสียูวีในเวลาตั้งแต่ 1-14 ชั่วโมง โดยศึกษา pH เริ่มต้นของน้ำเสียช่วง 4-11 อย่างไรก็ตาม เนื่องจากน้ำเสียนั้นมีสารประกอบฟีนอลหลากหลายชนิดทำให้ยากต่อการคาดเดาปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นได้ จึงได้มีการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลมาตรฐานเพิ่มเติมขึ้นเพื่อที่จะติดตามพฤติกรรมการแตกสลายของสารประกอบฟีนอลที่มักพบในน้ำเสีย ได้แก่ ฟีนอล คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ และอะซีโตฟีโนน ซึ่งทำให้งานวิจัยนี้แบ่งออกเป็น 2 ช่วงคือ การศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบฟีนอลมาตรฐานที่มักพบในน้ำเสียจากโรงผลิตฟีนอลและน้ำเสีย ซึ่งสามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

1. ในการศึกษาช่วง pH ที่เหมาะสมต่อการทำปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสีย ซึ่งศึกษาช่วง pH ตั้งแต่ 4-11 ปรากฏว่าค่าการดูดกลืนแสงที่ทดสอบโดยเครื่อง UV-VIS Spectrophotometer นั้น พีคของ pH =7 มีความชัดเจนของพีคทำให้ง่ายต่อการติดตามปฏิกิริยาเชิงแสงที่เกิดขึ้นได้ ดังนั้นในงานวิจัยนี้ จึงเลือกค่า pH เริ่มต้นของน้ำเสียและสารประกอบฟีนอลมาตรฐานเป็น 7

2. ในการศึกษาปฏิกิริยาเชิงแสงสารประกอบฟีนอลพบว่าการใช้รังสียูวีเพียงอย่างเดียวในการทำปฏิกิริยาไม่สามารถแตกสลายฟีนอลและคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ได้ แต่สามารถแตกสลายอะซีโตฟีโนนได้เพียงบางส่วน และเมื่อมีการใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงได้แก่ ไทเทเนีย-P25 และไทเทเนีย/ซิลิกา ในปริมาณต่างๆกัน พบว่าการใช้ไทเทเนีย-P25 ในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลนั้นมีประสิทธิภาพดีกว่าการใช้ ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง และการใช้ไทเท

เนีย-P25 ปริมาณ 1g/L นั้นมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกันกับการใช้ในปริมาณ 2g/L ดังนั้น ปริมาณ 1g/L ของไทเทเนีย-P25 ในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลคาดว่าน่าจะเพียงพอในการทำปฏิกิริยาเชิงแสง มากไปกว่านั้น จาก pseudo-first-order reaction สามารถเรียงลำดับอัตราการแตกสลายจากมากไปน้อยได้ดังนี้ อะซีโตฟีโนน > คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ > ฟีนอล

นอกจากนี้ ผลจากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง HPLC ทำให้ทราบว่าการใช้ปฏิกิริยาเชิงแสงในการแตกสลายฟีนอลนั้นก่อให้เกิดอะซีโตฟีโนนและอะซีโตนเป็นผลผลิตพลอยได้ที่เกิดขึ้นระหว่างทำปฏิกิริยา สำหรับการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์พบว่ามีอะซีโตฟีโนน อะซีโตนและ DMPC เกิดขึ้นระหว่างทำปฏิกิริยา และในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนพบว่ามีอะซีโตนเกิดขึ้นเป็นผลผลิตพลอยได้

3. ในการทดลองปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสีย พบว่าการใช้แสงยูวีเพียงอย่างเดียวนั้นไม่สามารถแตกสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ แต่เมื่อใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสง ทำให้สารอินทรีย์ถูกแตกสลายไปได้เกือบหมดเมื่อฉายรังสียูวีเป็นเวลา 14 ชั่วโมง และปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิดที่ดีที่สุดในการแตกสลายฟีนอลที่พบในน้ำเสียคือ 15 g/L ของไทเทเนีย-P25 และ 5 g/L ของไทเทเนีย/ซิลิกา นอกจากนี้ ในการแตกสลายอะซีโตฟีโนนที่พบในน้ำเสียพบว่าปริมาณที่ดีที่สุดในการแตกสลายของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิดคือ การใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 5 g/L และการใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 1 g/L และปริมาณของตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงแสงแต่ละชนิดที่ดีที่สุดในการแตกสลายคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ที่พบในน้ำเสีย คือ 5 g/L ของไทเทเนีย-P25 และ 100 g/L ของไทเทเนีย/ซิลิกา

เวลาในการฉายรังสียูวีที่เหมาะสมในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลในน้ำเสีย คือ 8 ชั่วโมง ถึงแม้ว่าการฉายรังสียูวีเป็นเวลา 14 ชั่วโมงสามารถแตกสลายสารประกอบได้ในปริมาณที่มากกว่า 8 ชั่วโมง แต่เวลา 14 ชั่วโมงนั้นเป็นเวลาที่นานเกินไปไม่เหมาะต่อการนำไปใช้ในระบบอุตสาหกรรม นอกจากนี้ปริมาณที่แตกสลายได้ของเวลา 14 ชั่วโมงนั้นก็มากกว่าปริมาณของ 8 ชั่วโมงเพียงเล็กน้อย

4. ระหว่างการทำปฏิกิริยาเชิงแสงของสารประกอบมาตรฐานฟีนอล พบว่าฟีนอล คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์ และอะซีโตฟีโนนนั้นเกิดการแตกสลายกลายเป็นอะซีโตน ซึ่งการใช้ไทเทเนีย-P25 เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงให้กับสารประกอบมาตรฐานฟีนอลพบว่าอะซีโตนมีปริมาณลดลงตามเวลาการฉายรังสียูวีที่นานขึ้น ซึ่งเกิดจากการระเหยออกไปหรือการแตกสลายของอะซีโตน และการใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาเป็นตัวเร่งปฏิกิริยาเชิงพบว่าปริมาณของอะซีโตนมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ตามเวลาการฉายรังสียูวีที่นานขึ้น คาดว่าเกิดจากปฏิกิริยาที่ช้าและสมบัติเฉพาะของไทเทเนีย/ซิลิกา เช่น พื้นที่ผิวและความพรุนที่สูงมาก

5.2 ข้อเสนอแนะ

ในงานวิจัยนี้สามารถปรับปรุงและพัฒนาได้ดังนี้

1. ศึกษาการเพิ่มความเข้มแสงของหลอดรังสียูวี ซึ่งอาจจะเพิ่มประสิทธิภาพในการแตกสลายสารประกอบฟีนอลได้

2. ศึกษาการเกิดปฏิกิริยาเชิงแสงของน้ำเสียและสารประกอบมาตรฐานที่พบในน้ำเสียในระบบปิด เนื่องจากงานวิจัยที่ผ่านมาเป็นการทดลองในระบบเปิด ทำให้ไม่สามารถวิเคราะห์ผลิตภัณฑ์ของสารที่เกิดขึ้นหลังทำปฏิกิริยาเชิงแสงที่มีความดันไอสูงได้ เช่น อะซีโตนมีความดันไอสูงทำให้ระเหยออกจากระบบไปได้ง่าย ส่งผลให้ไม่สามารถวิเคราะห์หาการปริมาณของอะซีโตนที่แท้จริงได้ และอีกประการในการทดสอบครั้งนี้ไม่ได้ทำการวิเคราะห์หาปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้น จึงไม่สามารถบอกได้ว่านอกเหนือจากการระเหยแล้ว มีการแตกสลายของอะซีโตนหรือไม่ ซึ่งควรทำการศึกษาอย่างละเอียดต่อไป

รายการอ้างอิง

(1) The McGraw-Hill Companies. Phenol [Online]. 2000. Available from : http://www.mhhe.com/physsci/chemistry/carey/student/olc/ch24phenolpreparations.html#benzene [2012, January 4]

(2) John Wiley & Sons. Synthesis of phenol [Online]. 2000. Available from : http://www.cliffsnotes.com/study_guide/Synthesis-of-Phenols.topicArticleId-23297,articleId-23263.html [2012, January 4]

(3) สุนันทา วิบูลย์จันทร์. เคมีอินทรีย์. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพมหานคร : เอ็นดับบลิว มีเดีย, 2539.

(4) Arno, G., Louis, A.P., and Andre, K. Phenolic resins. Berlin and New York : Springer-Verlag, 2000.

(5) Rog´erio, J.A.L., Eduardo, B.A., Selma, G.F.L., and M´arcia Dezotti. Removal of phenol in high salinity media by a hybrid process (activated sludge + photocatalysis). Separation and Purification Technology 60 (2008) : 142–146.

(6) Santos, F. V., Azevedo, E. B., Sant'Anna Jr., G. L., and Dezotti, M. Photocatalysis as a tertiary treatment for petroleum refinery wastewaters. Brazilian Journal of Chemical Engineering 23 (2006) : 451-460.

(7) Kunjiao, Z., Guohua, Z., Peiqiang, L., Junxia, G., Baoying, L., and Dongming, L. A novel method for photodegradation of high-chroma dye wastewater via electrochemical pre-oxidation. Chemosphere 80 (2010) : 410–415.

(8) Mantilla, A., Tzompantzi, F., Ferna´ndez, J.L., Dý´az Go´ ngora, J.A.I., and Go´mez, R. Photodegradation of phenol and cresol in aqueous medium by using

Zn/Al + Fe mixed oxides obtained from layered double hydroxides materials. Catalysis Today 150 (2010) : 353–357.

(9) Luenloi, T., Chalermsinsuwan, B., Sreethawong, T., and Hinchiranan, N. Photodegradation of phenol catalyzed by TiO_2 coated on acrylic sheets: Kinetics and factorial design analysis. Desalination 274 (2011) : 192–199.

(10) Kucheki, M., and Simi, A. Phenol Burn. The International Journal of Occupational and Environmental Medicine 1 (2010) : 41-44.

(11) โสภณ เชิงสำราญ. อินทรีย์เคมี 2. กรุงเทพมหานคร : สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2550.

(12)U.S. Environmental protection agency. Acetophenone [Online]. 2007. Available from : http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/acetophe.html [2012, January 4]

(13) Raymond, T., and Brigette B. Cumene Hydroperoxide. Integrated Laboratory Systems 80(1998) : 1-64.

(14) Evgenidou, E., Fytianos, K., and Poulios, I. Semiconductor-sensitized photodegradation of dichlorvos in water using TiO_2 and ZnO as catalysts. Applied Catalysis B: Environmental 59 (2005) : 81–89.

(15) Sampa, C., and Binay, K.D. Photocatalytic degradation of model textile dyes in wastewater using ZnO as semiconductor catalyst. Journal of Hazardous Materials B112 (2004) : 269–278.

(16) Huayue Z., et al. Photocatalytic decolorization and degradation of Congo Red on innovative crosslinked chitosan/nano-CdS composite catalyst under visible light irradiation. Journal of Hazardous Materials 169 (2009) : 933–940.

(17) Pouretedal, H. R., and Kadkhodaie, A. Synthetic CeO_2 Nanoparticle Catalysis of Methylene Blue Photodegradation: Kinetics and Mechanism. Chinese journal of catalysis 31 (2010) : 1328–1334.

(18) Shuang S., et al. Photocatalytic degradation of C.I. Direct Red 23 in aqueous solutions under UV irradiation using $SrTiO_3/CeO_2$ composite as the catalyst. Journal of Hazardous Materials 152 (2008) : 1301–1308.

(19) Masao, K., and Ichiro, O. Photocatalysis : Science and Technology. Tokyo, Berlin and New York : Kodansha and Springer-Verlag , 2002.

(20) Christian, L., Knut, H., Horst, K., Macyk, W., and Wilhelm, F.M. Visible light photodegradation of 4-chlorophenol with a coke-containing titanium dioxide photocatalyst. Applied Catalysis B: Environmental 32 (2001) : 215–227.

(21) Aoa, C.H., Lee, S.C., Yu, J.Z., and Xub, J.H. Photodegradation of formaldehyde by photocatalyst TiO_2 : effects on the presences of NO, SO_2 and VOCs. Applied Catalysis B: Environmental 54 (2004) : 41–50.

(22) Lee, J.M., Kim, M.S., and Kim, B.W. Photodegradation of bisphenol-A with TiO_2 immobilized on the glass tubes including the UV light lamps. Water Research 38 (2004) : 3605–3613.

(23) Bonamali, P., and Maheshwar, S. Photodegradation of polyaromatic hydrocarbons over thin film of TiO_2 nanoparticles; a study of intermediate photoproducts. Journal of Molecular Catalysis A: Chemical 160 (2000) : 453–460.

(24) Hema, M.K.K.P., and Maithreepala, R.A. Photodegradation of 3,4-dichloropropionamide in aqueous TiO_2 suspensions. Journal of Photochemistry and Pnotobiology A: Chemistry 102 (1997) : 273-277.

(25) Marci, G., Sclafani, A., Augugliaro, V., Palmisano, L., and Schiavello M. Influence of some aromatic and aliphatic compounds on the rate of photodegradation of phenol in aqueous suspensions of TiO_2. Journal of Photochemistry and Pnotobiology A: Chemistry 89 (1995) : 69-74.

(26) Chung-Hsin, W., Guo-Ping, C., and Wei-Shan, L. Photodegradation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins : comparison of photocatalysts. Journal of Hazardous Materials B114 (2004) : 191–197.

(27) Teruhisa, O., Kojiro, T., Suguru, H., and Michio, M. Synergism between rutile and anatase TiO_2 particles in photocatalytic oxidation of naphthalene. Applied Catalysis A General 244 (2003) : 383–391.

(28) Reyad, A.S., Omar, A.K., and Gasan, I.B. Photocatalytic degradation of phenol using Fe-TiO_2 by different illumination sources. International Journal of Chemistry 2 (August 2010) : 10-18.

(29) Jean-Marie, H. Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants. Catalysis Today 53 (1999) : 115–129.

(30) Evonik. Photocatalytic effect with AEROSIL® fumed silica [Online] 2012. Available from : http://www.aerosil.com/product/aerosil/en/effects/photocatalyst/pages/default.aspx. [2012, April, 25]

(31) Bellardita, M., et al Photocatalytic activity of TiO_2/SiO_2 systems. Journal of Hazardous Materials 174 (2010) : 707–713.

(32) Hu, C., Wang, Y., and Tang, H. Influence of adsorption on the photodegradation of various dyes using surface bond-conjugated TiO_2/SiO_2 photocatalyst. Applied Catalysis B: Environmental 35 (2001) : 95–105.

(33) Sun, K., et al. Enhanced photocatalytic property of nanoporous TiO_2/SiO_2 micro-particles prepared by aerosol assisted co-assembly of nanoparticles. Materials Letters 65 (2011) : 3330–3332.

(34) Chun, H., Yuchao, T., Jimmy, C.Y., and Po, K.W. Photocatalytic degradation of cationic blue X-GRL adsorbed on TiO_2/SiO_2 photocatalyst. Applied Catalysis B: Enviroนาโนเมตรental 40 (2003) : 131–140.

(35) Lee, S.K., Kim, J.S., Kim, I.K., and Lee, J.K. Photodegradation of a volatile organic compound by fluidized bed reactor with TiO_2/SiO_2 and metai-TiO_2/SiO_2. Studies in Surface Science and Catalysis 159 (2006) : 581-583.

(36) Chun, H., et al. Characterization and photocatalytic activity of noble-metal-supported surface TiO_2/SiO_2. Applied Catalysis A: General 253 (2003) : 389–396.

(37) Chen, S., and Cao, G. The effect of different preparation conditions on the photocatalytic activity of $TiO_2{\cdot}SiO_2$/beads. Surface & Coatings Technology 200 (2006) : 3637– 3643.

(38) อุไรวรรณ ลีลาอดิศร. การเตรียมและศึกษาคุณลักษณะของซิลิกาคุณภาพสูงจากแกลบ. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต, ภาควิชาวัสดุศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2535.

(39) Liou, T.H. Preparation and characterization of nano-structured silica from rice husk. Materials Science and Engineering A364 (2004) : 313–323.

(40) Roig, B., Gonzalez, C., and Thomas, O. Monitoring of phenol photodegradation by ultraviolet spectroscopy. Spectrochimica Acta Part A 59 (2003): 303-307.

(41) Alnaizy, R., and Akgerman, A. Advanced oxidation of phenolic compounds. Advances in Environmental Research 4 (2000) : 233-244.

(42) Mirat, D.G., and Robert, V. Oxidation of phenolic compounds by ozone and ozone + u.v. radiation : a comparatives study. Water resources 21(1987) : 895-900.

(43) Rahmani, A.R., Samadi, M.T., and Enayati, M.A. Investigation of Photocatalytic Degradation of Phenol by UV/TiO_2 Process in Aquatic Solutions. J Res Health Sci 8 (2008) : 55-60.

(44) Dingwang, C., and Ajay, K.R. Photocatalytic kinetics of phenol and its derivatives over UV irradiated TiO_2. Applied Catalysis B: Environmental 23 (1999) : 143–157.

(45) Luis, J.A., et al. Photodegradation of phenol in water using silica-supported titania catalysts. Applied Catalysis B: Environmental 13 (1997) : 289-297.

(46) Ehsan, A., and Shahrara, A. Photodegradation of acetophenone and toluene in water by nano-TiO_2 powder supported on NaX zeolite. Materials Chemistry and Physics 120 (2010) : 356–360.

(47) Adria´n, M.T.S., Cla´udia, G.S., Goran, D., and Joaquim, L.F. Ce-doped TiO_2 for photocatalytic degradation of chlorophenol. Catalysis Today 144 (2009) : 13–18.

(48) Wittenberg, R., Pradera, M. A., and Navio, J.A. Cumene Photo-oxidation over Powder TiO_2 Catalyst. Langmuir 13 (1997) : 2373-2379.

(49) Garcia-Diaz, E., Riche, J., Bulteel, D., and Vernet, C. Mechanism of damage for the alkali–silica reaction. Cement and Concrete Research 36 (2006) : 395 – 400.

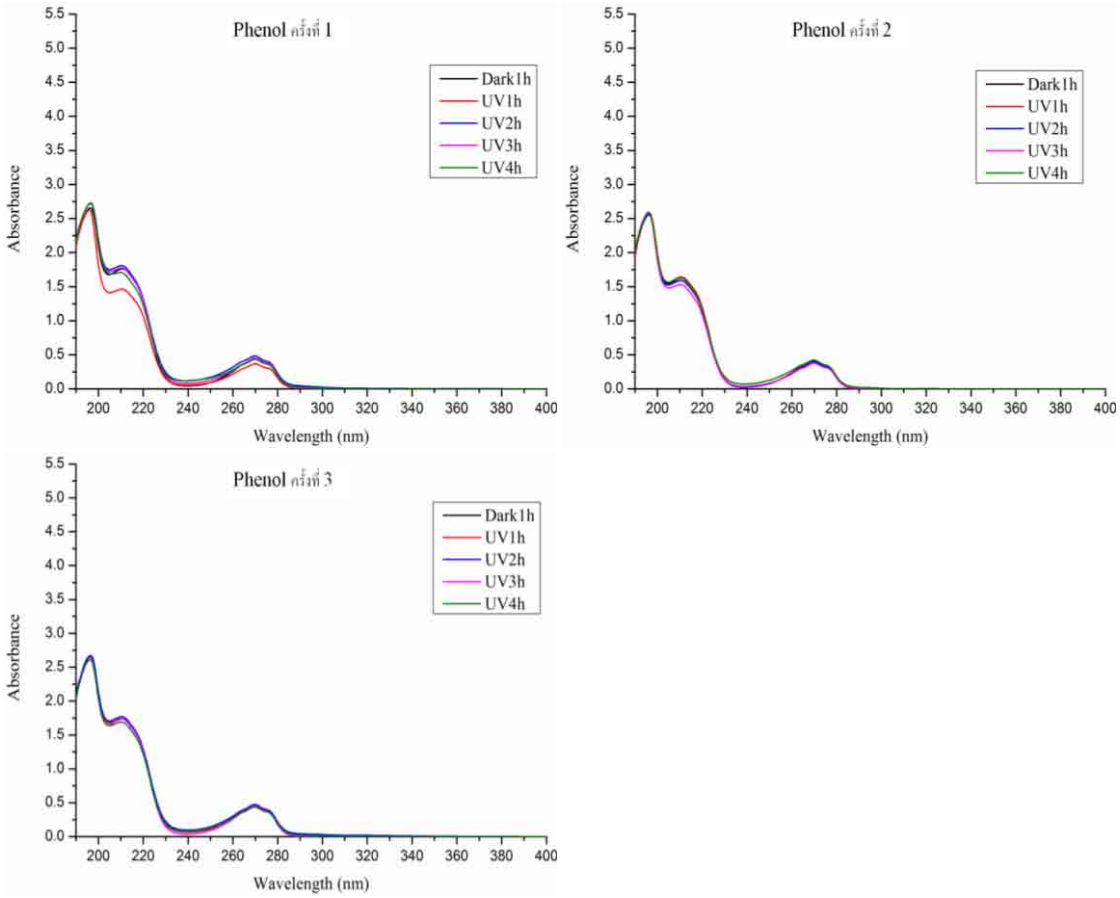
(50) Meng, N.C., Bo, J., Christopher, W.K.C., and Chris, S. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review. Water research 44 (2010) : 2997-3027.

(51) National Institute of Standards and Technology. Acetone [Online]. 20011. Available from : http://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C67641&Mask=400 [2012, May 10]

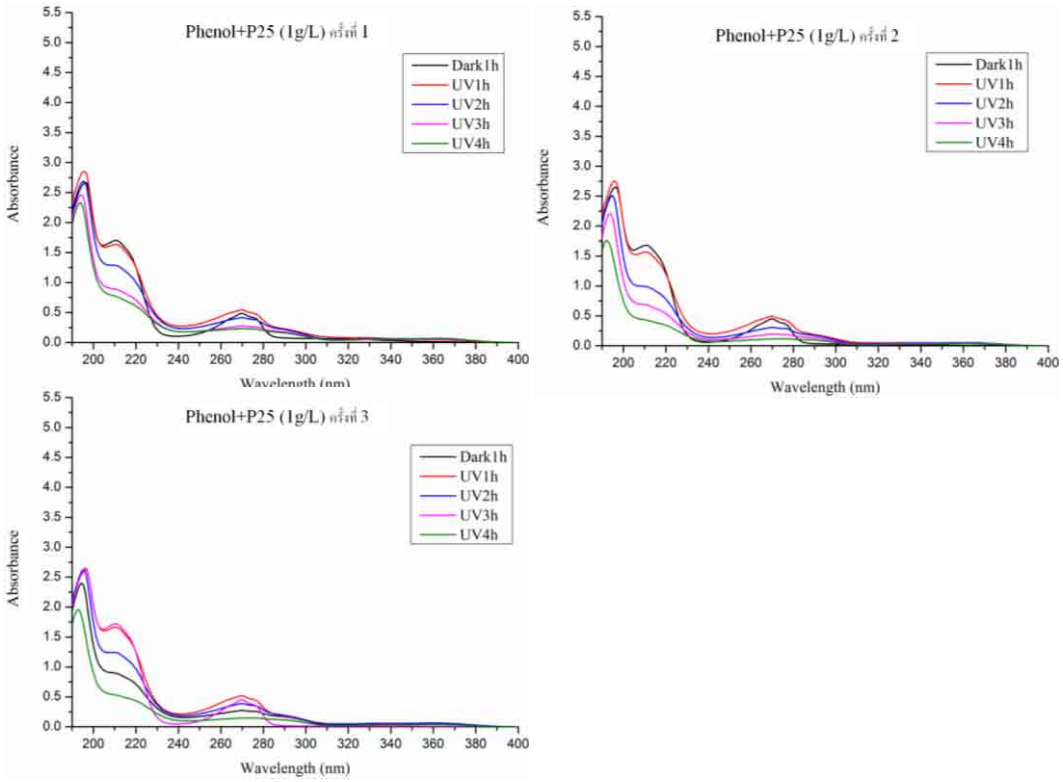
(52) Balachandran, K., et. al. Synthesis of nano TiO_2-SiO_2 composite using sol-gel method : effect on size, surface morphology and thermal stability. International Journal of Engineering Science and Technology 2 (August 2010): 3695-3700.

ภาคผนวก

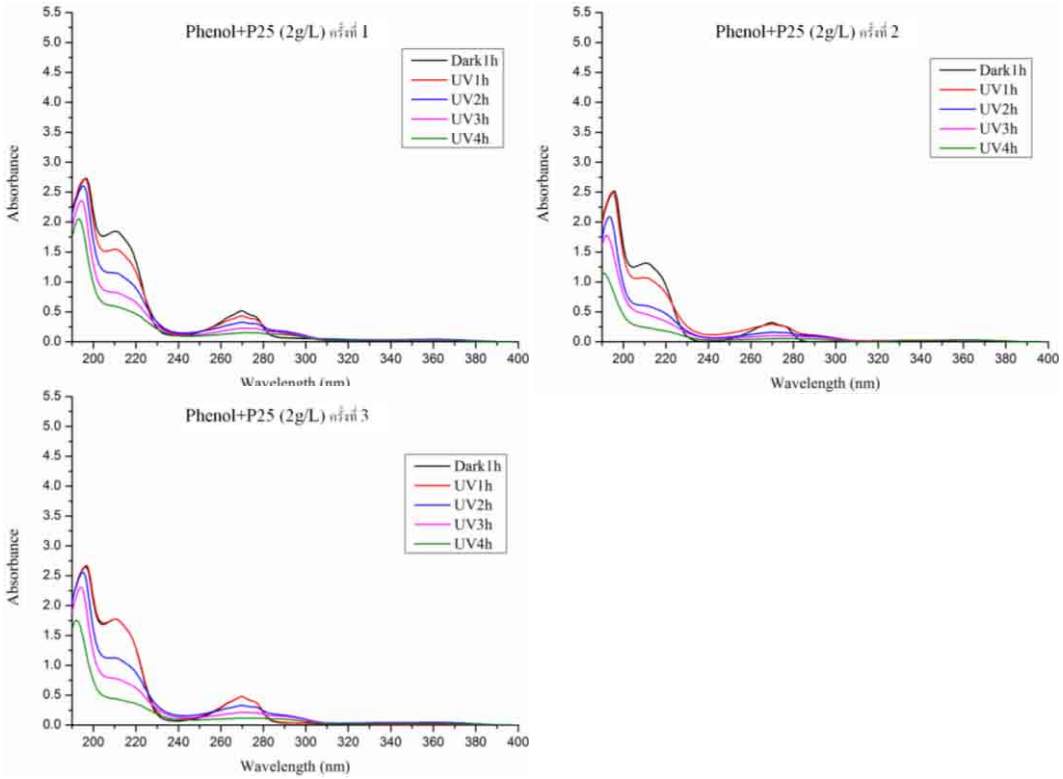
ภาคผนวก ก



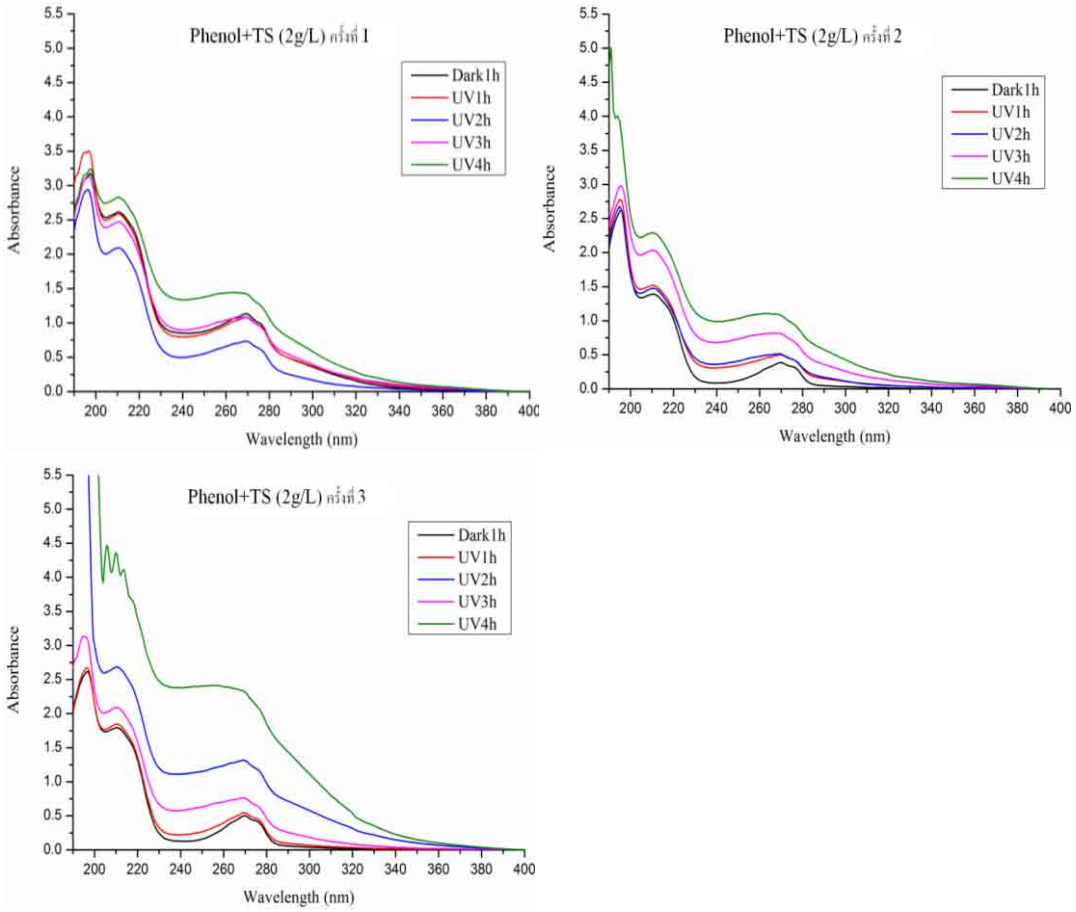
ภาพที่ ก-1 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของฟีนอล



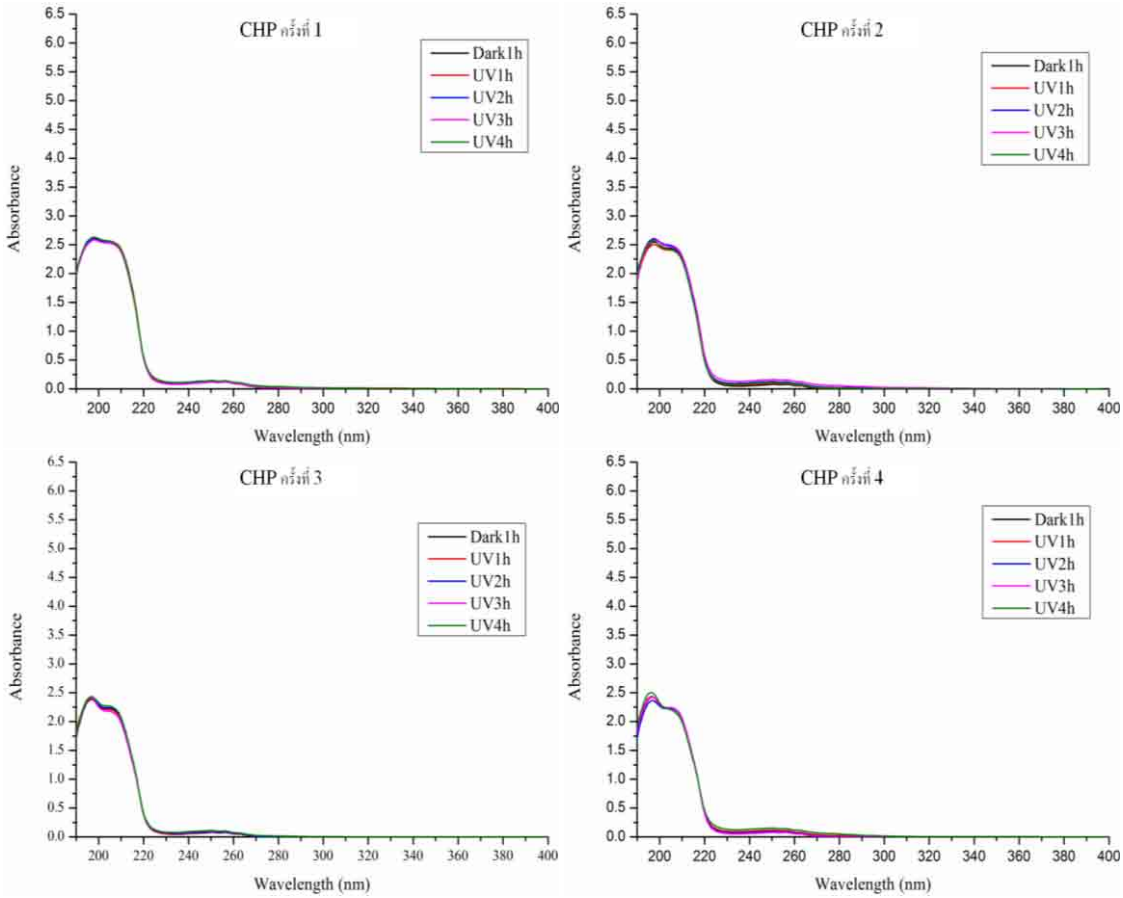
ภาพที่ ก-2 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L



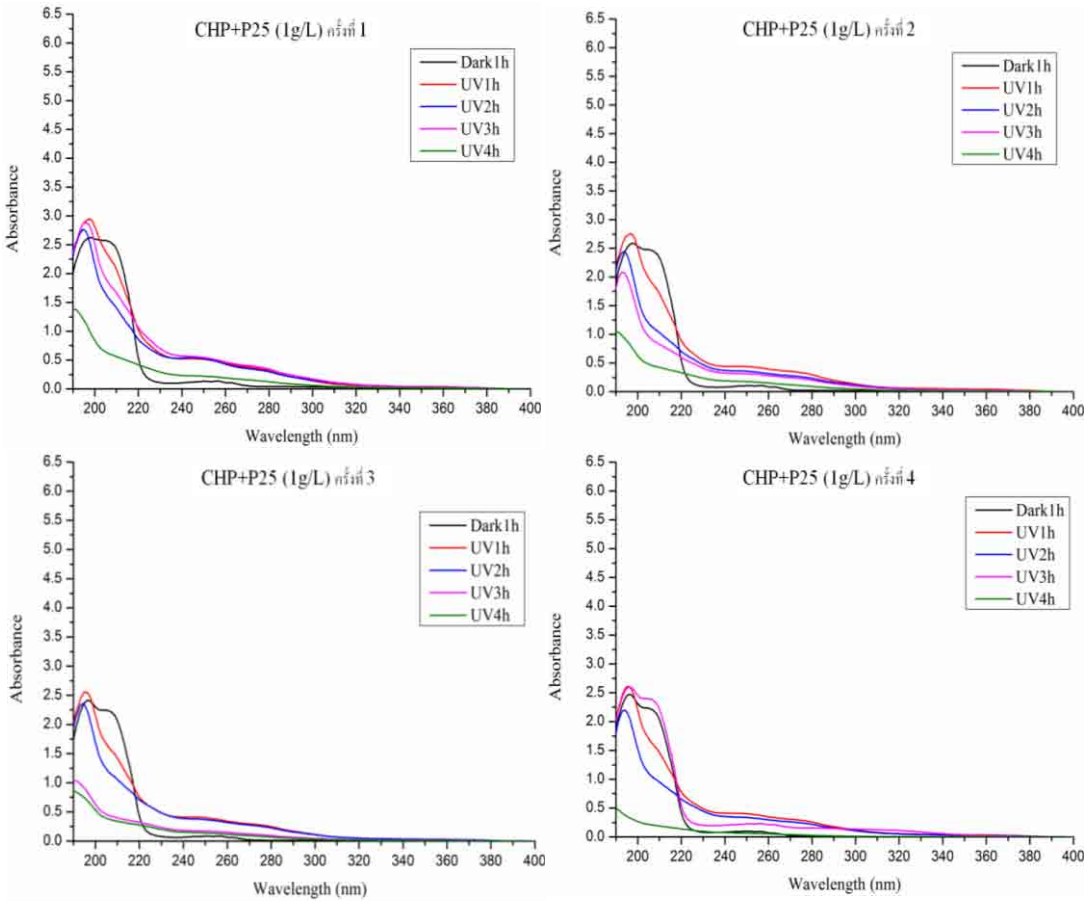
ภาพที่ ก-3ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 2 g/L



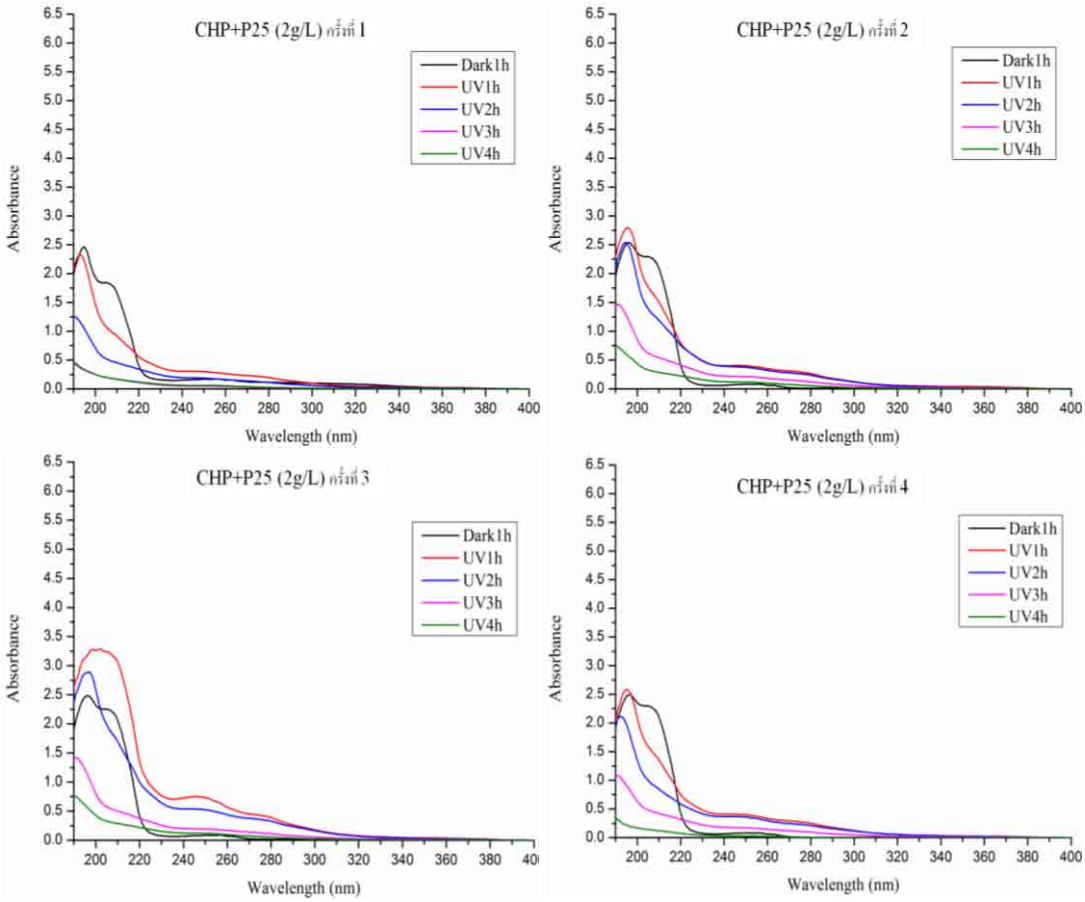
ภาพที่ ก-4 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของฟีนอลโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



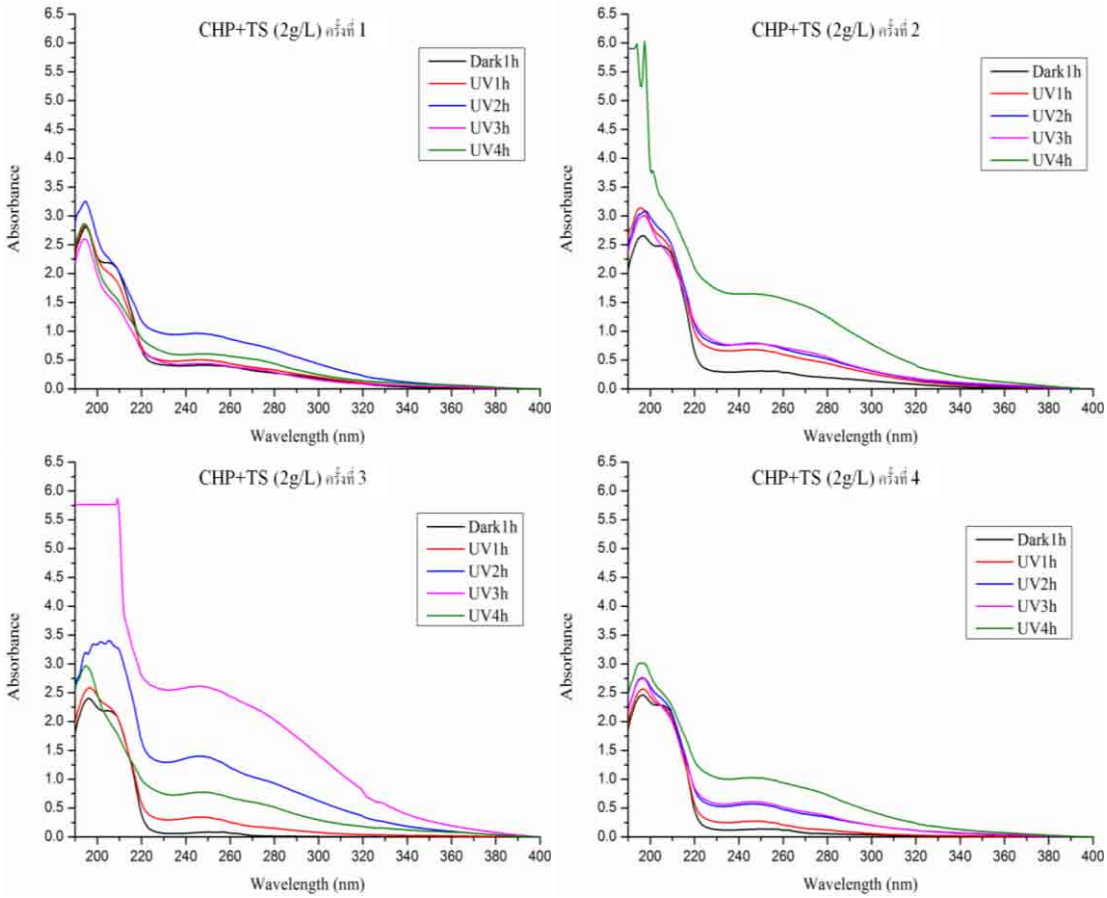
ภาพที่ ก-5 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์



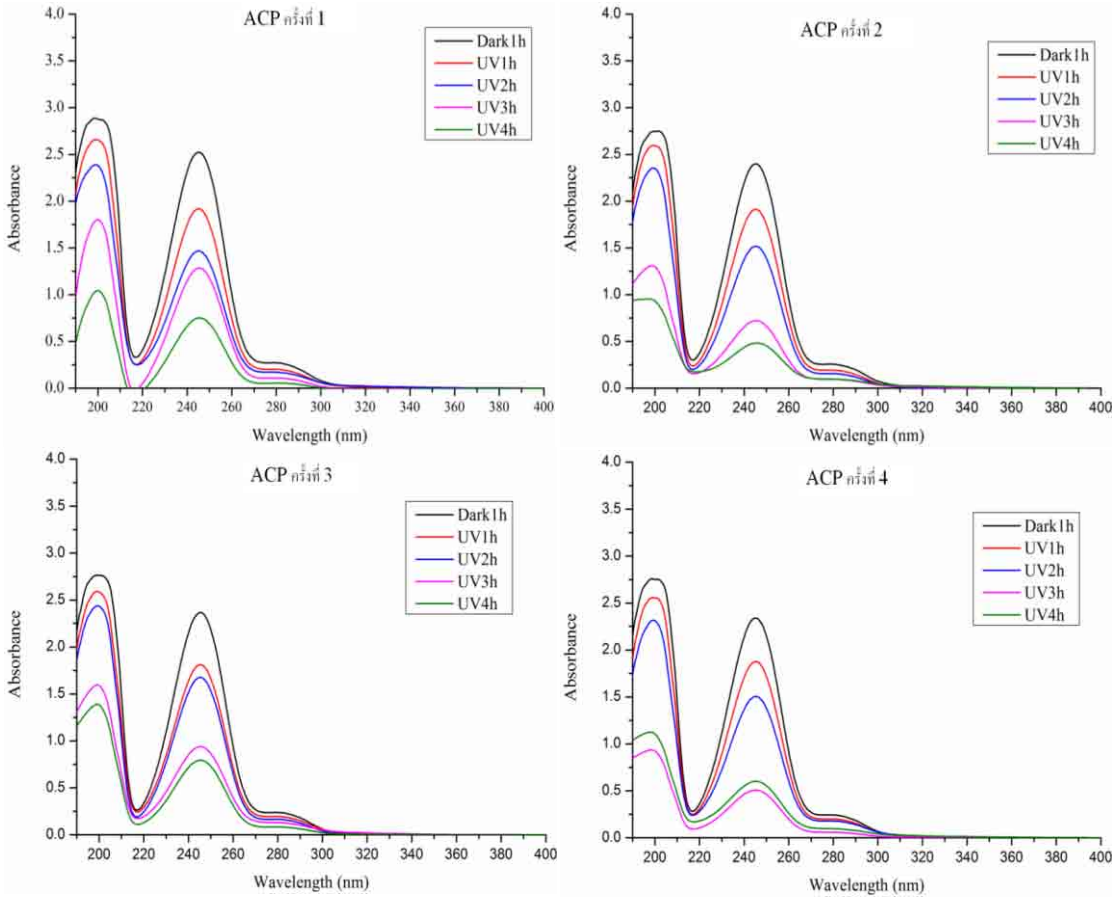
ภาพที่ ก-6 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L



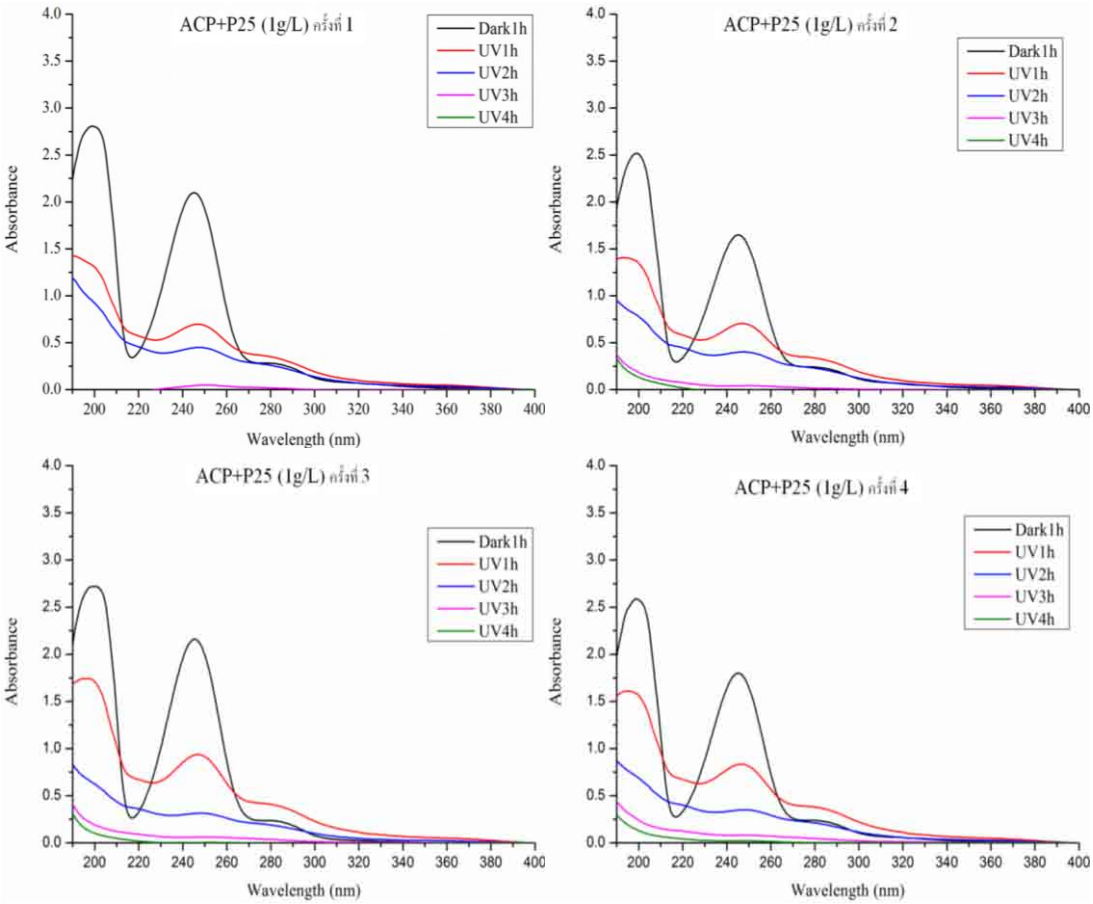
ภาพที่ ก-7 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 2 g/L



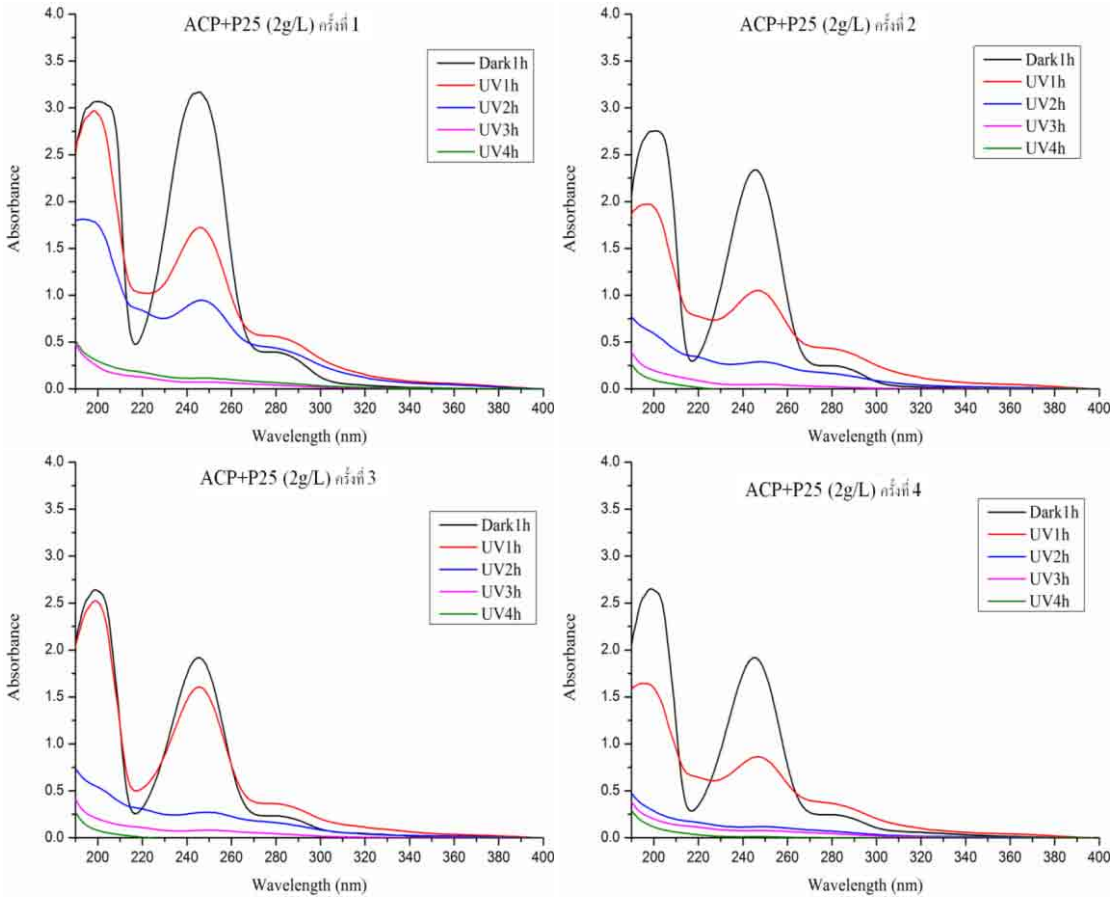
ภาพที่ ก-8 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของคิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์โดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ 2 g/L



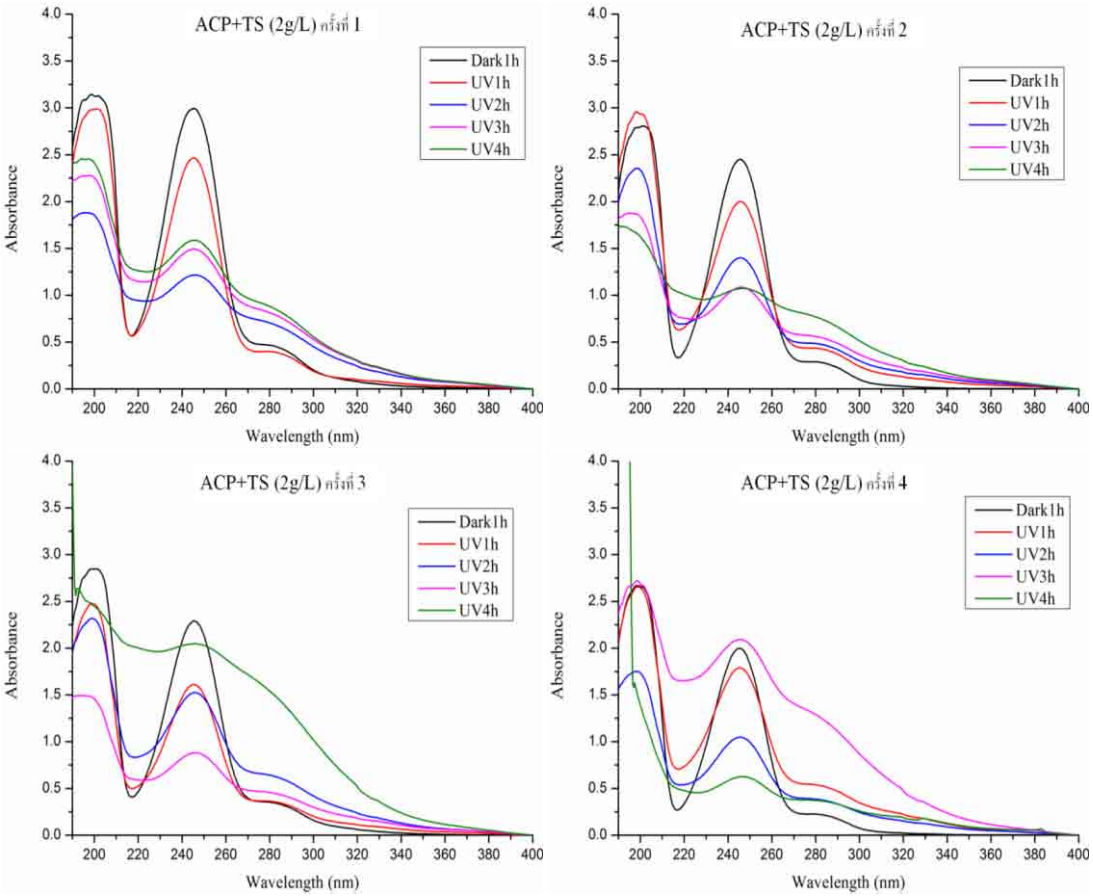
ภาพที่ ก-9 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของอะซีโตฟีโนน



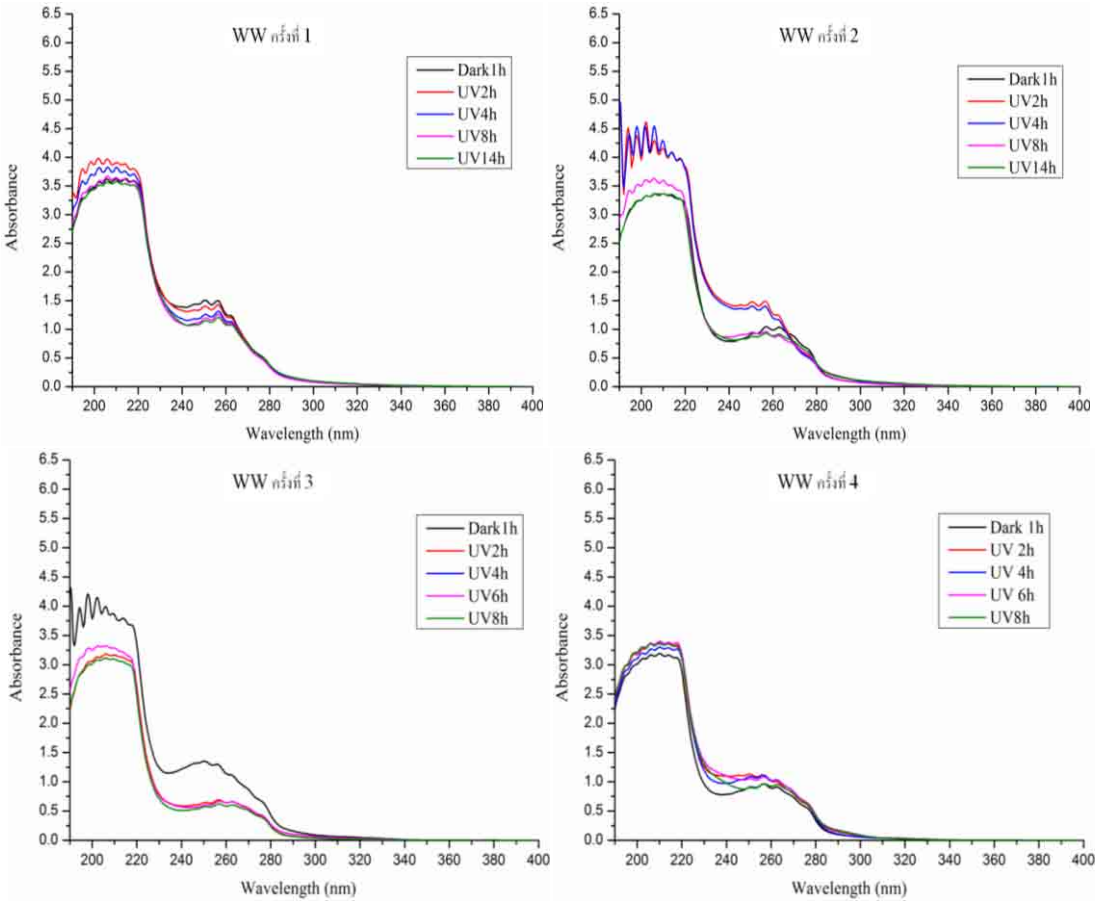
ภาพที่ ก-10 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L



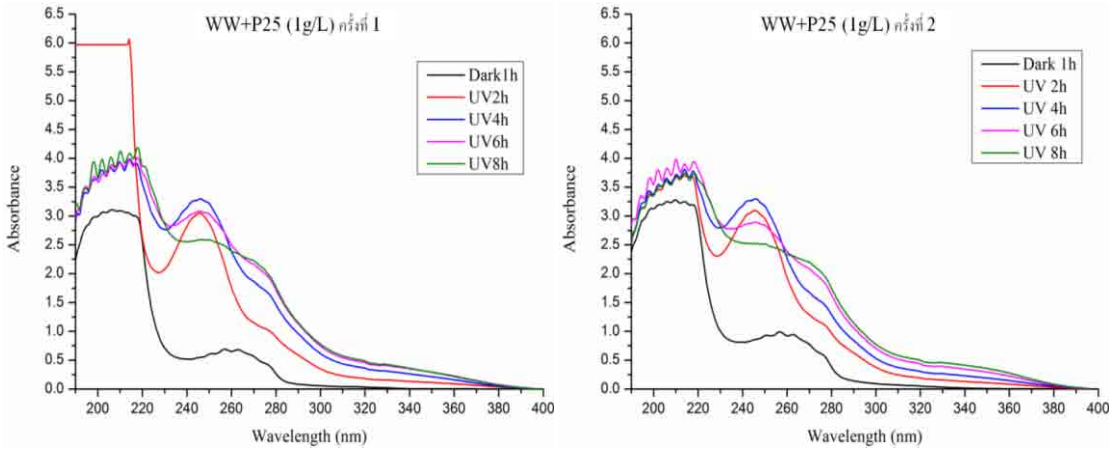
ภาพที่ ก-11ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 2 g/L



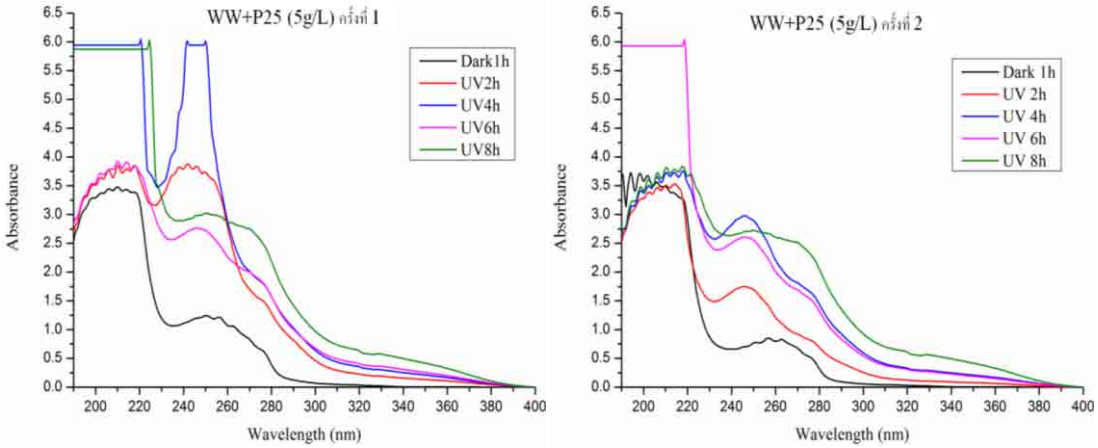
ภาพที่ ก-12 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของอะซีโตฟีโนนโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกาปริมาณ2 g/L



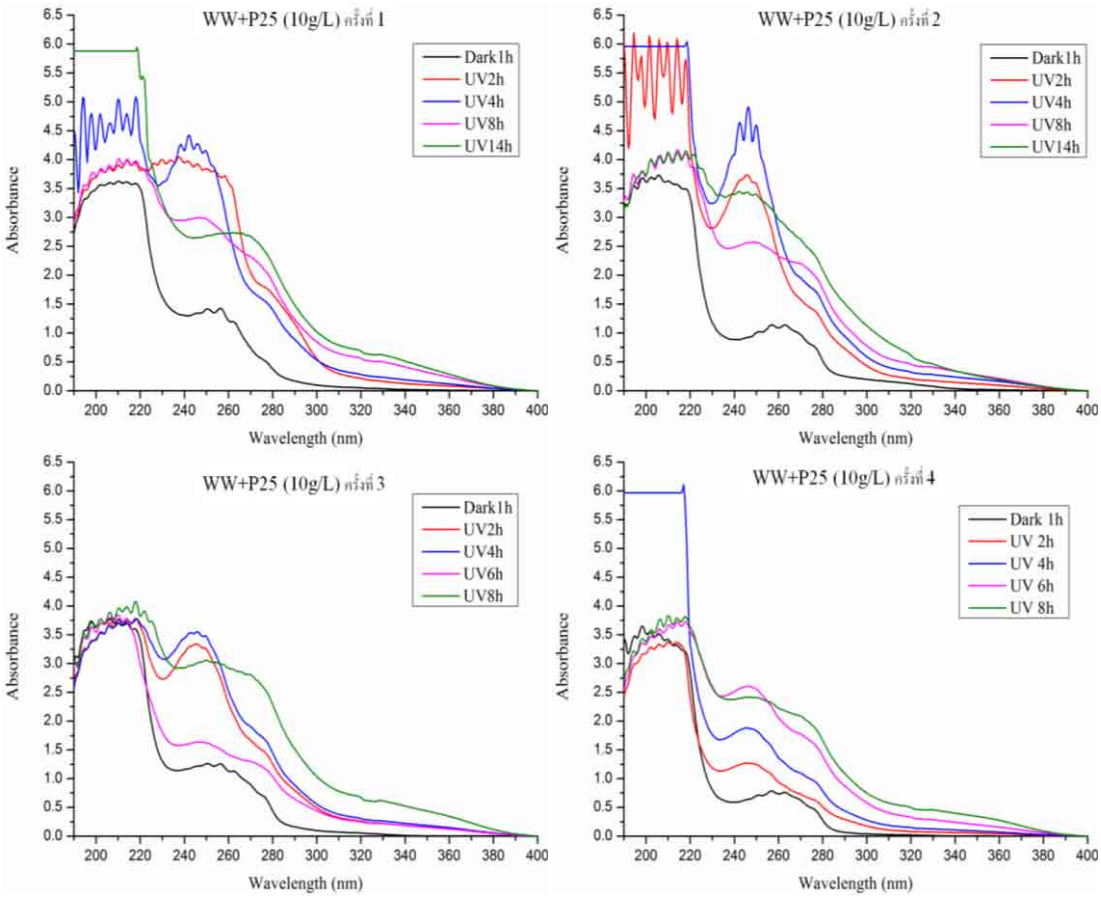
ภาพที่ ก-13 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสีย



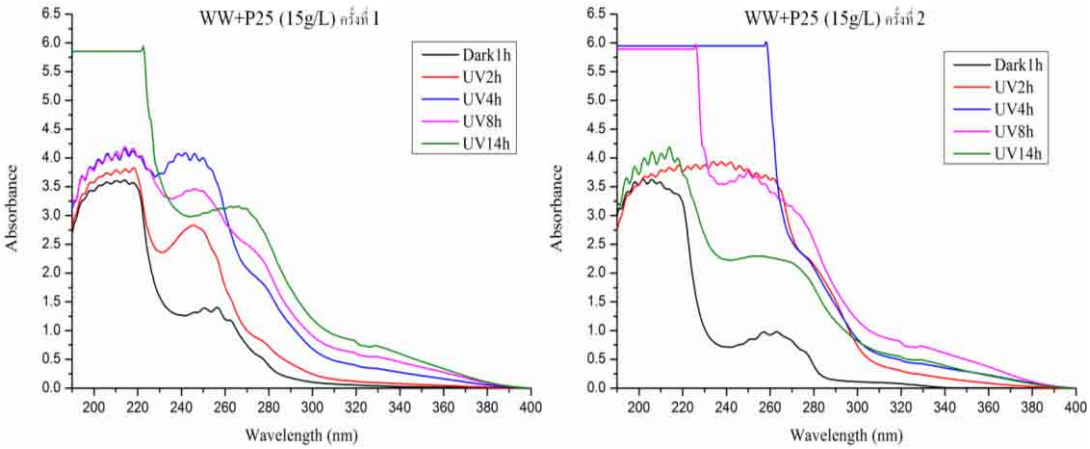
ภาพที่ ก-14 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 1 g/L



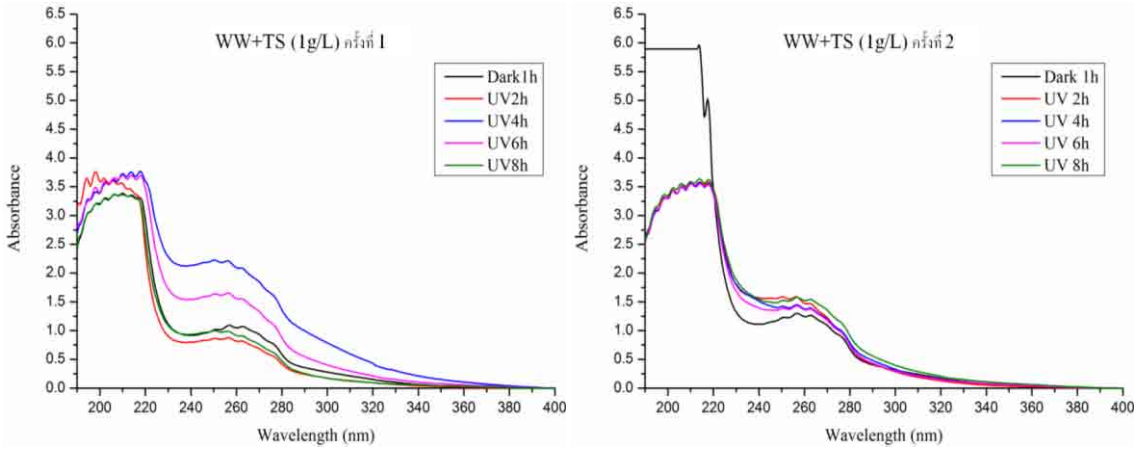
ภาพที่ ก-15 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 5 g/L



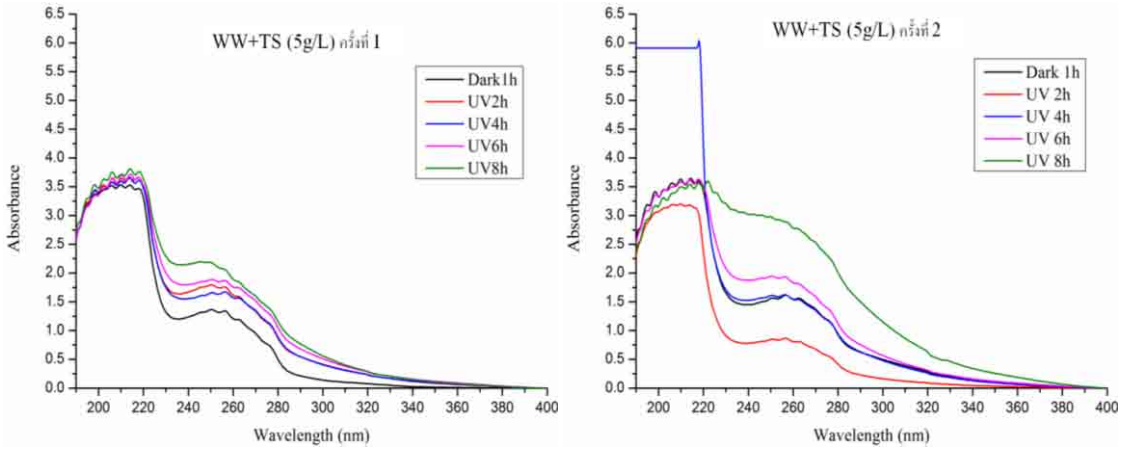
ภาพที่ ก-16 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ10 g/L



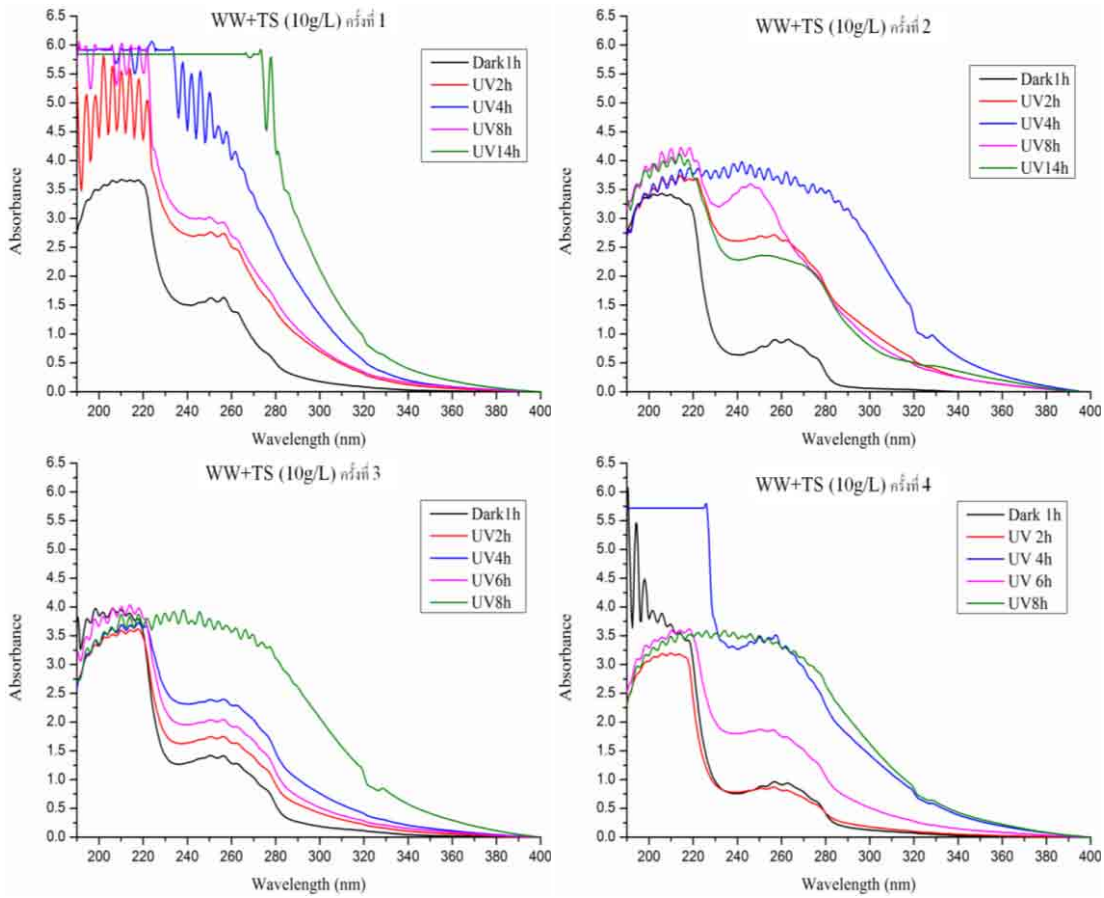
ภาพที่ ก-17 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย-P25 ปริมาณ 15 g/L



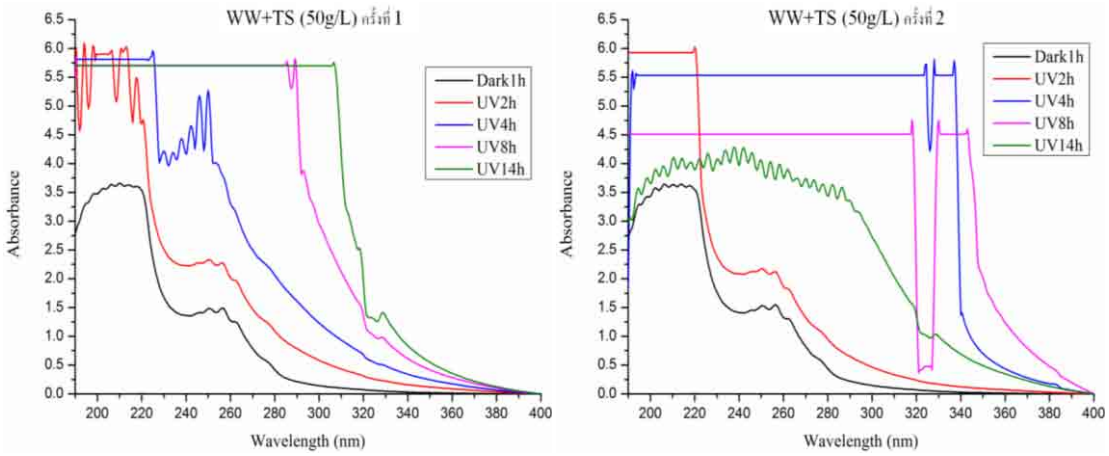
ภาพที่ ก-18 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 1 g/L



ภาพที่ ก-19 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 5 g/L



ภาพที่ ก-20 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 10 g/L



ภาพที่ ก-21 ผลการทดสอบ UV-VIS Spectrophotometer ของน้ำเสียโดยใช้ไทเทเนีย/ซิลิกา ปริมาณ 50 g/L

ภาคผนวก ข

ตารางที่ ข- 1 ค่าความดันไอของอะซีโตน คิวมีนไฮโดรเปอร์ออกไซด์และอะซีโตฟีโนน

Phenolic compounds	Vapor pressure (kPa @ 20°C)
Acetone	24
CHP	0.03
ACP	0.1

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวปิยะรัตน์ หลิ่วสิริแสง เกิดวันที่ 31 มกราคม พ.ศ. 2530 ที่จังหวัดกรุงเทพมหานคร สำเร็จการศึกษามัธยมตอนปลาย จากโรงเรียนมัธยมศรีอยุธยาในพระอุปถัมภ์ฯ สำเร็จการศึกษาระดับปริญญาตรี หลักสูตรวิทยาศาสตรบัณฑิต ภาควิชาวัสดุศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เดือนมีนาคม พ.ศ. 2552 และเข้าศึกษาต่อในหลักสูตรวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาเทคโนโลยีเซรามิก คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และสำเร็จการศึกษาเดือนพฤษภาคม พ.ศ. 2555

ในระหว่างการศึกษาระดับบัณฑิตศึกษานั้น ได้มีโอกาสไปนำเสนอผลงานทางวิชาการในรูปแบบ Oral presentation ในการประชุมทางวิชาการ The 18th International conference on composite materials (ICCM 18) ระหว่างวันที่ 21-26 สิงหาคม พ.ศ. 2554 จัดโดย The Korean Society of Composite Materials ณ เกาะเจจู ประเทศเกาหลีใต้และได้รับการตีพิมพ์ผลงานแบบ Proceeding และไปนำเสนอผลงานทางวิชาการในรูปแบบ Oral presentation ในการประชุมทางวิชาการ The 3rd Research symposium of petrochemical and materials technology and the 18th PPC symposium on petroleum, petrochemicals, and polymers (PETRO-MAT and PPC SYM 2012) ในวันที่ 24 เมษายน พ.ศ. 2555 ณ ศูนย์การประชุมแห่งชาติสิริกิติ์ จัดโดย Center of excellence on petrochemical and material technology & the petroleum and petrochemical college ประเทศไทย.