

การตัดแปรรขยผ้าด้วยวิธีอะตอมทรานส์เฟอร์พอลิเมอไรเซชันเพื่อใช้ในการ
กำจัดโครเมียม(VI) และ ตะกั่ว(II)



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมระบบอุตสาหกรรมและสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2564

WASTE TEXTILE MODIFICATION FOR CHROMIUM (VI) AND
LEAD (II) REMOVAL USING AN ATOM TRANSFER
POLYMERIZATION (ATRP) METHOD



A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master of Engineering in Industrial Systems
and Environmental Engineering
Suranaree University of Technology
Academic Year 2021

การตัดแปรรยะผ้าด้วยวิธีอะตอมทรานส์เฟอร์พอลิเมอร์เชนซ์เพื่อใช้ในการ
กำจัดโครเมียม(VI) และ ตะกั่ว(II)

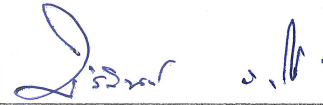
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา
ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



(รศ. ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)

ประธานกรรมการ



(ผศ. ดร.พัชรินทร์ ราโช)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)



(รศ. ดร.เนตรนภิส ต้นเต็มทรัพย์)

กรรมการ



(ผศ. ดร.นิรันดร์ คงฤทธิ์)

กรรมการ



(รศ. ดร.ฉัตรชัย โชติษฐียงกูร)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการและประกันคุณภาพ



(รศ. ดร.พรศิริ จงกล)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

วีรสุดา ไหว่อง : การตัดแปรรูขยขผ้ดด้วยวิธีอะตอมทรานส์เฟอร์พอลิเมอไรเซชันเพื่อใช้ในการ
กำจัดโครเมียม(VI) และ ตะกั่ว(II) (WASTE TEXTILE MODIFICATION FOR CHROMIUM
(VI) AND LEAD (II) REMOVAL USING AN ATOM TRANSFER POLYMERIZATION
(ATRP) METHOD) อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พัชรินทร์ ราชู, 114 หน้า.

คำสำคัญ: เส้นใยประดิษฐ์ตัดแปร/หมู่ฟังก์ชันอะมิโน/การดูดซับทางเคมี/โลหะหนัก


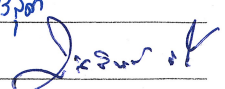
การศึกษาคั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพและกลไกในการกำจัดโลหะหนักด้วย
ขยขผ้ดจากอุตสาหกรรมชุดชั้นในซึ่งเป็นผ้าประเภทโพลีเอสเตอร์ นำมาตัดแปรพันธะเคมีด้วยวิธีการ
กราฟต์ด้วยกรดอะคริลิกเพื่อสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และเปลี่ยนเป็นหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วย
สารละลายเอธิลีนไดเอมีนเพื่อเพิ่มความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก โดยการศึกษาประสิทธิภาพ
การกำจัดโลหะหนักด้วยขยขผ้ดตัดแปร ประกอบด้วยการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อ
การดูดซับ และกลไกการดูดซับทางเคมี การศึกษาสมดุลการดูดซับ ความสามารถจลนพลศาสตร์
สัณฐานวิทยา หมู่ฟังก์ชัน และองค์ประกอบของธาตุในโครงสร้างของขยขผ้ดตัดแปรแล้ว รวมถึง
ประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักด้วยขยขผ้ดตัดแปรแบบการไหลต่อเนื่องในถังปฏิกรณ์แบบชั้นบรรจุ
ในขั้นตอนการตัดแปรเส้นใยพบว่าเส้นใยประดิษฐ์ก่อนตัดแปรมีพื้นผิวเรียบ เส้นผ่านศูนย์กลางมีขนาด
32 ไมโครเมตร ประกอบไปด้วยหมู่ฟังก์ชันอัลเคน และหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล ส่วนเส้นใยประดิษฐ์
ตัดแปรมีพื้นผิวขรุขระขึ้น ขนาดศูนย์กลางเพิ่มขึ้น และพบหมู่ฟังก์ชันเอมีน-เอไมด์ในโครงสร้าง ใน
การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) พบว่า มีระยะเวลาที่เข้าสู่สมดุล
การดูดซับที่ 180 นาที และความเข้มข้นสูงสุดที่ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร จลนพลศาสตร์ของการดูดซับ
โลหะหนักสอดคล้องกับแบบจำลองอันดับสองเทียม และสมดุลการดูดซับสอดคล้องกับแบบจำลอง
ฟรุนดลิช การศึกษาประสิทธิภาพในการกลายสารออกพบว่า เส้นใยประดิษฐ์ตัดแปรที่ดูดซับ Pb(II)
และ Cr(VI) มีประสิทธิภาพเท่ากับ 83.57% และ 94.54% ตามลำดับ และในการศึกษาการดูดซับ
โลหะหนักแบบไหลต่อเนื่อง พบว่า เส้นใยประดิษฐ์ตัดแปรที่ผ่านการดูดซับน้ำเสียโครเมียมมีระยะเวลา
ที่การดูดซับเริ่มหมดประสิทธิภาพ (Breakthrough time) และเวลาสมดุลการดูดซับ (Exhaustion
time) ที่สั้นกว่าน้ำเสียตะกั่ว และจากการวิเคราะห์สัณฐานวิทยาพบว่า เส้นใยประดิษฐ์ตัดแปรมีขนาด
ศูนย์กลางและพื้นผิวขรุขระเพิ่มขึ้น เนื่องจากอะตอมของโลหะหนักถูกดูดซับติดที่พื้นที่ผิวของเส้นใย

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2564

ลายมือชื่อนักศึกษา

ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา

WEESUDA WAIWONG : WASTE TEXTILE MODIFICATION FOR CHROMIUM (VI) AND
LEAD (II) REMOVAL USING AN ATOM TRANSFER POLYMERIZATION (ATRP) METHOD.
THESIS ADVISOR : ASSOC. PROF. PATCHARIN RACHO, Ph.D., 114 PP.


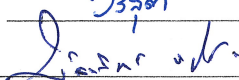
Keywords: Modified Textile/Graft Copolymerization/Amino Functional Group/
Chemical Adsorption/Heavy Metal

This study aimed to study the efficiency and mechanism of heavy metal removal by textile waste from the underwear industry which is polyester textile. The chemical bond was modified by grafting with Acrylic acid to form a carboxyl functional group and converted to amino functional groups with Ethylenediamine solution to enhance the heavy metal adsorption capacity by studying the efficiency of heavy metal removal with modified textile waste. Consists of a batch experiment for studying the factors affecting the adsorption and chemical adsorption mechanism, Isotherms, Kinetics, morphology, functional group and elemental composition in the structure of modified textile. Including heavy metal removal efficiency with continuous flow in packed bed filter reactors. In the modification process, it was found that the pre-modified artificial textile had a smooth surface, its diameter is 3.2 μm and contains alkanes and carboxyl functional groups. The modified artificial textile had a rougher surface, increased diameter and the amine-amide functional group was found in the structure. In the study of factors affecting the adsorption efficiency of Pb(II) and Cr(VI), the optimum contact time was 180 min and the optimum initial concentration was 100 mg/L. The adsorption kinetics was consistent with the Pseudo second order model and the adsorption isotherms was consistent with the Freundlich model. The desorption degree of Pb(II) and Cr(VI) was 83.57% and 94.54%, respectively. In the continuous flow study, was found that modified textile treated with Cr(VI) wastewater absorption had a shorter Breakthrough time and Exhaustion time than Pb(II) wastewater. The morphological analysis revealed that the modified textile had increased diameter and surface roughness. This is because heavy metal is adsorbed on the surface of the textile.

School of Environmental Engineering
Academic Year 2021

Student's Signature

Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ดำเนินการสำเร็จลุล่วงได้ด้วยความสำเร็จจากบุคคลผู้มีพระคุณหลายท่าน ที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำ และให้ความช่วยเหลืออย่างยิ่ง ทั้งความเห็นด้านวิชาการ และด้านการดำเนินงานวิจัยอันเป็นประโยชน์ อาทิ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พัชรินทร์ ราช อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้กรุณาให้ข้อ คำชี้แนะ ให้คำปรึกษา และแนะนำแนวทางที่เป็นประโยชน์อย่างยิ่งต่องานวิจัย รวมทั้งได้ช่วยตรวจ พิจารณาแก้ไขรายงานวิทยานิพนธ์ฉบับนี้จนทำให้มีความสมบูรณ์ของเนื้อหาทางวิชาการ

รองศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ อาจารย์ ดร. วุฒิ ด้านกิตติกุล ประธานกรรมการสอบโครงร่างวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร.เนตรนภิส ตันเต็มทรัพย์ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นิรันดร์ คงฤทธิ์ กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รวมถึงอาจารย์ ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ทุกท่านที่กรุณาให้คำแนะนำ และความรู้ด้านวิชาการอย่างดีมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ คุณมานพ จรโคกรวด และคุณสินีนามู นอกกระโทก ที่ให้การช่วยเหลือในการ ดำเนินการวิจัยภายในห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ขอขอบคุณ คุณนารี กลิ่นกลาง และคุณบังอร อินทร์สูงเนิน ที่ให้คำแนะนำ และความ ช่วยเหลือในการดำเนินการด้านเอกสารต่าง ๆ

ขอขอบคุณ พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆ บัณฑิตศึกษา และน้อง ๆ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ทุกท่านที่ให้ความช่วยเหลือในการดำเนินงานวิจัย และให้กำลังใจมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณอาจารย์ทุกท่านที่ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ทั้งในอดีต และ ปัจจุบัน และขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา และผู้มีอุปการะทุกท่านที่ให้การเลี้ยงดูอบรม คอย ช่วยเหลือ ให้กำลังใจให้ และให้การสนับสนุนในเรื่องต่าง ๆ เสมอมา ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จ ในชีวิตตลอดมา

วีร์สุดา ไหว่อง

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ค
สารบัญ.....	ง
สารบัญตาราง.....	ช
สารบัญรูป.....	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	ฎ
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมา และความสำคัญ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 กรอบแนวคิดงานวิจัย.....	3
1.5 สมมติฐานการวิจัย.....	4
2 ปรีทัศน์วรรณกรรม และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	5
2.1 แหล่งกำเนิดน้ำเสียปนเปื้อนโลหะหนัก.....	5
2.2 ลักษณะน้ำเสียปนเปื้อนโลหะหนัก.....	7
2.3 เทคโนโลยีการกำจัดโลหะหนัก.....	10
2.3.1 การตกตะกอนโดยใช้สารเคมี.....	10
2.3.2 การแยกโดยใช้กระแสไฟฟ้า.....	11
2.3.3 การแยกด้วยแผ่นเมมเบรน.....	12
2.3.4 การแลกเปลี่ยนไอออน.....	13
2.3.5 การดูดซับ.....	14
2.4 การเปรียบเทียบเทคโนโลยีการบำบัดโลหะหนักในปัจจุบัน.....	17
2.5 การดูดซับ.....	19
2.5.1 การดูดซับทางกายภาพ.....	19

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.5.2 การดูดซับทางเคมี.....	20
2.6 การตัดแปรรูปร่าง.....	22
2.6.1 การตัดแปรรูปร่างด้วยวิธีการทางกล.....	22
2.6.2 การตัดแปรรูปร่างด้วยวิธีการทางเคมี.....	22
2.7 ชนิดของรูปร่างสำหรับตัวดูดซับทางเคมี.....	30
2.8 ผลกระทบของรูปร่างในการกำจัดโลหะหนัก.....	32
2.9 การดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง.....	34
3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	36
3.1 ขยะผ้า.....	37
3.1.1 แหล่งกำเนิด.....	37
3.1.2 การเตรียมผ้าก่อนตัดแปรรูปร่าง.....	37
3.2 การตัดแปรรูปร่าง.....	38
3.2.1 การกราฟต์กรดอะคริลิก.....	38
3.2.2 การสร้างรูปร่างอะมิโน.....	38
3.3 น้ำเสียสังเคราะห์.....	40
3.3.1 ชุดการทดลองแบบกะ.....	40
3.3.2 ชุดการทดลองแบบไหลต่อเนื่อง.....	40
3.4 การศึกษากลไก และประสิทธิภาพของวัสดุดูดซับ.....	40
3.4.1 การแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส.....	41
3.4.2 การแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของโลหะหนัก.....	42
3.4.3 สมดุลการดูดซับ.....	42
3.4.4 จลนพลศาสตร์.....	43
3.4.5 สัณฐานวิทยา.....	44
3.4.6 องค์ประกอบของธาตุ.....	45
3.4.7 รูปร่าง.....	45
3.5 การคลายสารออก.....	46
3.6 การเดินระบบต่อเนื่อง.....	46

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
3.6.1 ชุดการทดลอง.....	46
3.6.2 การเดินระบบ.....	47
3.7 วิธีวิเคราะห์.....	59
4 ผลการศึกษา.....	50
4.1 สัณฐานวิทยาของขยะผ้าเริ่มต้น.....	50
4.1.1 การศึกษาโครงสร้างเริ่มต้น.....	50
4.1.2 การศึกษาหมู่ฟังก์ชันเริ่มต้น.....	53
4.2 สัณฐานวิทยาของขยะผ้าหลังการตัดแปร.....	55
4.2.1 การศึกษาโครงสร้างหลังการตัดแปร.....	55
4.2.2 การศึกษาหมู่ฟังก์ชันหลังการตัดแปร.....	57
4.3 ผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับ Pb(II) และCr(VI).....	60
4.3.1 ระยะเวลาสัมผัสต่อความสามารถในการกำจัด Pb(II) และCr(VI).....	60
4.3.2 แบบจำลองจลนพลศาสตร์การดูดซับโลหะหนัก.....	64
4.3.3 ความเข้มข้นโลหะหนักเริ่มต้นต่อความสามารถในการกำจัด Pb(II) และCr(VI).....	67
4.3.4 ไอโซเทอมการดูดซับ.....	71
4.3.5 การคลายสารออก.....	73
4.4 ผลการศึกษาการดูดซับโลหะหนักแบบไหลต่อเนื่อง.....	76
4.4.1 ประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักในระบบไหลต่อเนื่อง.....	76
4.4.2 การศึกษาโครงสร้างหลังการดูดซับ.....	78
4.4.3 การศึกษาองค์ประกอบของธาตุหลังการดูดซับ.....	81
5 สรุปผลการศึกษา และข้อเสนอแนะ.....	84
5.1 สรุปผลการศึกษา.....	84
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	86
รายการอ้างอิง.....	87

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก ผลการดูดซับ Pb (II) และ Cr (VI) ด้วยชุดทดลองแบบกะ.....	97
ภาคผนวก ข ผลการดูดซับ Pb (II) และ Cr (VI) ด้วยชุดทดลองแบบไหลต่อเนื่อง.....	102
ภาคผนวก ค บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา.....	106
ประวัติผู้เขียน.....	114



สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1	แหล่งกำเนิดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก.....5
2.2	องค์ประกอบของน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก.....8
2.3	เทคโนโลยีการกำจัดโลหะหนัก..... 16
2.4	เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีการบำบัดโลหะหนักในปัจจุบัน..... 17
2.5	เปรียบเทียบปัจจัยที่เกี่ยวข้องของการดูดซับทางกายภาพและทางเคมี.....20
2.6	เปรียบเทียบการดัดแปรหมู่ฟังก์ชันด้วยวิธีต่าง ๆ.....26
2.7	หมู่ฟังก์ชันในการกำจัดโลหะหนักจากการดัดแปรโครงสร้างทางเคมีของเส้นใย.....33
3.1	การศึกษาผลกระทบต่อประสิทธิภาพ และความสามารถในการดูดซับ โลหะหนักของผ้าดัดแปรโดยการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส และ ความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนัก..... 41
3.2	ตัวอย่างที่ใช้ในวิเคราะห์เพื่อศึกษากลไกและประสิทธิภาพการดูดซับ..... 45
3.3	อัตราการไหลและชั้นความสูงของขยะผ้าดัดแปรในระบบดูดซับ แบบไหลต่อเนื่อง..... 48
3.4	วิธีวิเคราะห์และเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ..... 49
4.1	ผลการดูดซับตะกั่ว ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L และ pH 5..... 60
4.2	ผลการดูดซับโครเมียม ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L และ pH 3.....61
4.3	ค่าคงที่จลนพลศาสตร์การดูดซับ..... 67
4.4	ผลการดูดซับตะกั่ว ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นต่าง ๆ pH 5 และระยะเวลาสัมผัส 180 นาที..... 68
4.5	ผลการดูดซับโครเมียม ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นต่าง ๆ pH 3 และระยะเวลาสัมผัส 180 นาที..... 68
4.6	พารามิเตอร์ของสมดุลการดูดซับตามแบบจำลองของฟรุนดิช.....72

สารบัญรูป

รูปที่		หน้า
1.1	ปฏิกิริยาการเตรียมขยะผ้าตัดแปร.....	4
2.1	ระบบการดูดซับแบบต่อเนื่อง.....	34
2.2	แสดงการทำ Breakthrough capacity.....	35
3.1	ขั้นตอนการศึกษา.....	36
3.2	ขยะผ้าก่อนตัดแปร.....	37
3.3	ขั้นตอนการกราฟต์กรดอะคริลิก.....	39
3.4	ขั้นตอนการสร้างหมู่ฟังก์ชันอะมิโน.....	39
3.5	ขั้นตอนการศึกษาการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสและความเข้มข้นเริ่มต้น ของโลหะหนัก.....	42
3.6	ชุดทดลองเดินระบบดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง.....	47
3.7	ชุดทดลองเดินระบบดูดซับแบบไหลต่อเนื่องต่ออนุกรม.....	48
4.1	ขยะผ้าก่อนตัดแปรและขยะผ้าหลังการตัดแปร.....	51
4.2	โครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าก่อนตัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วย SEM กำลังขยาย 1,000 เท่า และ 5,000 เท่า.....	52
4.3	ผลการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของเส้นใยก่อนตัดแปรด้วย FT-IR.....	54
4.4	โครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าหลังตัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วย SEM กำลังขยาย 1,000 เท่า และ 5,000 เท่า.....	57
4.5	ผลการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของเส้นใยหลังตัดแปรด้วย FTIR.....	59
4.6	ผลการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสในการกำจัด Pb(II).....	62
4.7	ผลการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสในการกำจัด Cr(VI).....	63
4.8	แบบจำลอง Pseudo-first-order.....	65
4.9	แบบจำลอง Pseudo-second-order.....	66
4.10	ผลการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นในการกำจัด Pb (II).....	69
4.11	ผลการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นในการกำจัด Cr (VI).....	70
4.12	แบบจำลองสมดุลการดูดซับของฟรุนดิช.....	73
4.13	ประสิทธิภาพในการคลายสารออกของโลหะหนัก Pb(II) and Cr(VI).....	74

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.14	ประสิทธิภาพในการคลายสารออกของโลหะหนัก Pb(II) and Cr(VI) ที่รอบต่าง ๆ.....75
4.15	กราฟเบรคทรู (Breakthrough curve) ของการดูดซับโลหะหนักใน ระบบไหลต่อเนื่อง.....78
4.16	โครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าตัดแปรหลังการดูดซับภายใต้สภาวะการไหล แบบต่อเนื่องในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II), Cr(VI) และ Pb(II)+Cr(VI) ที่กำลังขยาย 1,000 เท่า และ 5,000 เท่า.....80
4.17	การศึกษาองค์ประกอบของธาตุในโครงสร้างของเส้นใยด้วย XRD Analysis.....83



คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

Pb(II)	=	ตะกั่ว (Lead)
Cr(VI)	=	โครเมียมประจุบวกหก (Hexavalent Chromium)
Cr(III)	=	โครเมียมประจุบวกสาม (Trivalent Chromium)
CrO ₃	=	โครเมียมไตรออกไซด์
K ₂ Cr ₂ O ₇	=	โพแทสเซียมไดโครเมต
PbCl ₂	=	ตะกั่วคลอไรด์
Ni(II)	=	นิกเกิล (Nickel)
Cu(II)	=	ทองแดง (Copper)
Cd(II)	=	แคดเมียม (Cadmium)
Zn(II)	=	สังกะสี (Zinc)
Fe(II)	=	เหล็ก (Iron)
Co(II)	=	โคบอลต์ (Cobalt)
Hg(II)	=	ปรอท (Mercury)
Ca(OH) ₂	=	ปูนขาว (Calcium Hydroxide)
NaOH	=	โซดาไฟ (Sodium hydroxide)
H ₂ S	=	แก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen Sulfide)
H ⁺	=	โปรตอน (Proton)
NH ₃ ⁺	=	แอมโมเนีย (Ammonia)
CrO ₄ ²⁻	=	โครเมต (Chromate)
XRD	=	เทคนิคเอกซเรย์ดิฟแฟรกชัน (X-Ray Diffraction)
SEM	=	กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning Electron Microscopy)
FAAS	=	เครื่องวัดการดูดกลืนแสงของอะตอม (Flame Atomic Absorption Spectrophotometry)
FTIR	=	กล้องจุลทรรศน์อินฟราเรด (Fourier Transform Infrared Spectroscopy)
HNO ₃	=	กรดไนตริก (Nitric acid)

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

HCl	=	กรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric acid)
q_e	=	ค่าขีดความสามารถในการดูดซับ (Adsorption capacity)
R^2	=	สัมประสิทธิ์การตัดสินใจ (Coefficient of determination)
AA	=	กรดอะคริลิก (Acrylic acid)



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมา และความสำคัญ

สารตะกั่ว (Pb^{2+}) และสารโครเมียม (Cr^{6+}) เป็นโลหะหนักที่ถูกนำมาใช้ประโยชน์ในภาคอุตสาหกรรมมากมายหลายประเภท เช่น อุตสาหกรรมแบตเตอรี่ อุตสาหกรรมเคลือบเหล็ก อุตสาหกรรมชุบโลหะ (เหล็ก และเหล็กกล้า) จึงทำให้มีโอกาสปนเปื้อนออกมาสู่สิ่งแวดล้อมเพิ่มมากขึ้น และก่อให้เกิดมลพิษขึ้น ซึ่งสารตะกั่วนี้สามารถอยู่ได้ทั้งในอากาศ น้ำ และ ดิน และยังสามารถถ่ายทอดผ่านทางห่วงโซ่อาหารได้ ทำให้ส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของประชาชน และสิ่งแวดล้อมอย่างมาก โดยโครเมียมที่พบในน้ำเสีย และถูกปล่อยลงสู่น้ำลำคลอง ส่วนมากจะอยู่ในรูปโครเมียมบวก 6 ทั้งในรูปโครเมียมอิสระ และเกลือของโครเมียม เช่น โครเมียมไตรออกไซด์ (CrO_3) และโพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) ซึ่งจะไม่ตกตะกอน หรือรวมตัวกับดิน จึงสามารถเคลื่อนย้ายไปตามแหล่งน้ำได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ปนเปื้อนไปกับแหล่งน้ำดิบสำหรับทำน้ำมาใช้อุปโภค และบริโภคของมนุษย์ได้ กรมควบคุมมลพิษได้กำหนดให้น้ำทิ้งอุตสาหกรรมมีปริมาณการปนเปื้อนของสารตะกั่วไม่เกิน 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร และสำหรับสารโครเมียมไม่เกิน 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร

การกำจัดโลหะหนักปนเปื้อนในน้ำเสียในปัจจุบันมีหลายวิธีด้วยกัน ประกอบด้วย การตกตะกอนทางเคมี (Precipitation), การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange), กระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (Reverse Osmosis), กระบวนการไฟฟ้าเคมี (Electrochemical), การออกซิเดชันทางเคมี และการดูดซับ (Adsorption) ปัจจุบันการดูดซับได้รับความสนใจมากในระดับวิจัยเพื่อพัฒนาสู่การใช้งานในเชิงพาณิชย์ (Coskun et al., 2009) เนื่องจากเป็นเทคนิคทางเลือกที่ง่าย และมีประสิทธิภาพสำหรับการกำจัดของเสียที่มีไอออนของโลหะหนัก (Xu et al., 2018) สามารถกำจัดสารปนเปื้อนขนาดเล็กจนถึงระดับโมเลกุลที่ไม่สามารถกำจัดออกได้ด้วยวิธีการกรอง หรือตกตะกอนธรรมดา โดยใช้หลักการขั้นพื้นฐานในการควบคุมและการบำรุงรักษาระบบ มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัด (Dong et al., 2010) มีค่าใช้จ่ายต่ำในการเดินระบบ อีกทั้งยังสามารถนำโลหะบางตัวกลับมาใช้ใหม่ได้ (Crini, 2005; O'Connell, 2008) นอกจากนี้การดูดซับยังเป็นหนึ่งในวิธีการที่สามารถใช้กำจัดสารตะกั่ว และโครเมียมในสารละลายได้ เมื่อสารละลายมีปริมาณตะกั่ว และโครเมียมที่ค่อนข้างต่ำ (Deng and Bai, 2004)

ในปัจจุบันมีการศึกษาการดูดซับโลหะหนักในสารละลายด้วยวัสดุดูดซับค่อนข้างหลากหลาย อาทิ ถ่านกัมมันต์ เบนโทไนท์ และวัสดุชีวภาพ อย่างไรก็ตามวัสดุดูดซับเหล่านี้บางชนิดมีความสามารถในการดูดซับ (Adsorption capacity) ที่ไม่สูงมากนัก หรือมีระยะเวลาเข้าสู่จุดอิ่มตัว (Adsorption equilibrium times) ที่รวดเร็ว และมีกลไกการดูดซับแบบกายภาพเป็นหลักซึ่งทำให้พันธะระหว่างขั้วไม่แข็งแรง (Deng and Bai, 2004) และสามารถหลุดออกมาปนเปื้อนสิ่งแวดล้อมได้ง่าย ในหลายการศึกษาที่ผ่านมาซึ่งมีความสนใจในการพัฒนาวัสดุดูดซับซึ่งมีกลไกการดูดซับทางเคมีเป็นหลัก เนื่องจากพันธะเคมีมีการถ่ายโอนอิเล็กตรอนระหว่างสารที่ถูกดูดซับและพื้นผิวของวัสดุดูดซับทำให้พันธะระหว่างขั้วแข็งแรง โดยทำการดัดแปรด้วยกระบวนการกราฟต์โคพอลิเมอร์ไรเซชัน (Graft Copolymerization) ซึ่งเป็นวิธีที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในการดัดแปรพันธะเส้นใยประดิษฐ์ เนื่องจากสามารถเลือกใช้มอนอเมอร์ที่มีหมู่ฟังก์ชันแตกต่างกันได้อย่างหลากหลายซึ่งมีหลักการคือ สารริเริ่มปฏิกิริยาจะก่อให้เกิดอนุมูลอิสระ และเกิดปฏิกิริยาพอลิเมอร์ไรเซชันของมอนอเมอร์แล้วนำหมู่ฟังก์ชันจากปฏิกิริยาดังกล่าวมาเชื่อมต่อกับสายโซ่หลักของพอลิเมอร์ซึ่งจะทำให้หน้าที่ดูดซับโลหะหนักต่อไป โดยจะทำให้ในโครงสร้างของเส้นใยมีหมู่ฟังก์ชันเพิ่มขึ้น และจะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักเพิ่มขึ้นด้วย (Bhattacharya, 2004) และยังมีอีกหลายการศึกษาที่ทำการดัดแปรเส้นใยประดิษฐ์เพื่อเป็นตัวดูดซับทางเคมีและใช้ในการกำจัดโลหะหนัก

งานวิจัยนี้จึงสนใจใช้ขยะผ้าซึ่งส่วนใหญ่เป็นเส้นใยประดิษฐ์ เนื่องจากโครงสร้างทางเคมีที่ประกอบไปด้วยหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลที่สามารถดัดแปรให้มีคุณสมบัติในการดูดซับโลหะหนักได้ (Wang et al., 2012) และจากข้อมูลของกองนโยบายและแผนงาน สำนักสิ่งแวดล้อม กรุงเทพมหานคร พบว่าในช่วงปี พ.ศ.2542-2556 กรุงเทพมหานคร มีปริมาณขยะผ้าและสิ่งทอเฉลี่ยร้อยละ 5.31 คิดเป็น 174,718.32 ตันต่อปี จากปริมาณขยะมูลฝอยทั้งหมด 3,348,750.719 ตัน และจากรายงานสถานการณ์ชุมชนของประเทศไทย ปี 2559 กรมควบคุมมลพิษ พบว่าขยะมูลฝอยประเภทผ้าและสิ่งทอส่วนใหญ่จะถูกกำจัดด้วยการฝังกลบ และมีเพียงร้อยละ 1.40 ที่ถูกนำไปกลับมาใช้ประโยชน์โดยการรีไซเคิล โดยมุ่งเน้นการศึกษาประสิทธิภาพ และกลไกในการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าจากอุตสาหกรรมชุดชั้นใน ซึ่งเป็นผ้าประเภทโพลีเอสเตอร์ นำมาดัดแปรพันธะเคมีด้วยวิธีการกราฟต์ด้วยกรดอะคริลิกเพื่อสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และทำการเปลี่ยนเป็นหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วยสารละลายเอทิลีนไดเอมีน เพื่อเพิ่มความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก โดยการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าดัดแปร ประกอบด้วยการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ และกลไกการดูดซับทางเคมี การศึกษาสมดุลการดูดซับ ความสามารถจลนพลศาสตร์ สัณฐานวิทยา หมู่ฟังก์ชัน และองค์ประกอบของธาตุในโครงสร้างของขยะผ้าดัดแปรแล้ว รวมถึงประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าดัดแปรแบบการไหลต่อเนื่องในถังปฏิกรณ์แบบชั้นบรรจุอีกด้วย

1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 เพื่อศึกษากลไกการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าตัดแปรด้วยวิธี Atom transfer radical polymerization (ATRP)

1.2.2 เพื่อศึกษาพารามิเตอร์ที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักด้วยวิธี Atom transfer radical polymerization (ATRP)

1.3 ขอบเขตการศึกษา

1.3.1 ขยะผ้าตัดแปรที่ใช้ในการศึกษาตัดแปรพันธะเคมีเป็นขยะผ้าจากอุตสาหกรรมชุดชั้นใน ประเภทโพลีเอสเตอร์ โดยจะล้างทำความสะอาดขยะผ้าด้วยเอทานอลก่อนตัดแปรขยะผ้าด้วยวิธีการพ่นกรดอะคริลิกและต่อหมูฟังก์ชันอะมิโนด้วยเอทิลีนไดเอมีน

1.3.2 น้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ของโลหะหนักตะกั่ว และโครเมียม ที่เตรียมได้จาก $K_2Cr_2O_7$ และ $PbCl_2$ ประกอบด้วยน้ำเสียสังเคราะห์เฉพาะธาตุ (Single element) ที่มีความเข้มข้นของโลหะหนัก 250 มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำเสียสังเคราะห์หลายธาตุ (Multiple element) ที่มีความเข้มข้นของโลหะหนัก 100 มิลลิกรัมต่อลิตร

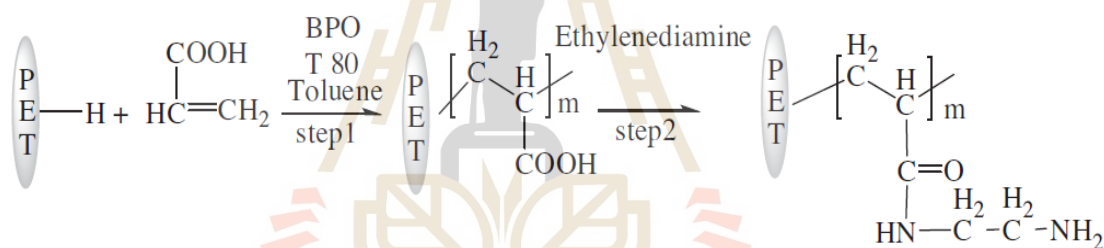
1.3.3 ศึกษากลไกและประสิทธิภาพการดูดซับโลหะหนักด้วยขยะผ้าตัดแปร ทำการศึกษาโดยใช้ชุดทดลองแบบกะ โดยการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส และความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนัก และศึกษาสัณฐานวิทยา องค์ประกอบของธาตุ และหมูฟังก์ชันในโครงสร้างของขยะผ้าตัดแปร

1.4 กรอบแนวคิดงานวิจัย

1.4.1 ในปัจจุบัน ขยะมูลฝอยประเภทผ้าและสิ่งทอในประเทศไทยมีปริมาณค่อนข้างสูง จากข้อมูลของกองนโยบายและแผนงาน สำนักสิ่งแวดล้อม กรุงเทพมหานคร พบว่าในช่วงปี พ.ศ. 2542-2556 กรุงเทพมหานคร มีปริมาณขยะผ้าและสิ่งทอเฉลี่ยร้อยละ 5.31 คิดเป็น 174,718.32 ตันต่อปี จากปริมาณขยะมูลฝอยทั้งหมด และจากข้อมูลสถิติสิ่งทอไทย ปี 2553/2554 สถาบันพัฒนาอุตสาหกรรมสิ่งทอ พบว่า ประเทศไทยมีปริมาณการบริโภคผ้าฝ้ายเฉลี่ยปีละ 201.77 ตันต่อปริมาณการบริโภคสิ่งทอ 1000 ตัน คิดเป็นร้อยละ 20.18 ทำให้เห็นได้ว่า ผ้าฝ้ายเป็นสิ่งทอที่ได้รับความนิยมในการใช้งานค่อนข้างสูง เป็นเส้นใยที่มีความแข็งแรง มีคุณสมบัติที่สามารถทนต่อความเป็นด่างหรือสารซักฟอกและความร้อนได้ดี และมีคุณสมบัติในการดูดซับที่ดี แต่ในปัจจุบันมีการผสมโพลีเอสเตอร์เพื่อเพิ่มคุณสมบัติของผ้าให้มีความคงทน เกิดการหดตัวของฝ้าน้อยลง และมีราคาสูงกว่า จึงสามารถพบเห็นการใช้งานผ้าฝ้ายผสมโพลีเอสเตอร์อย่างแพร่หลายในปัจจุบัน ทำให้ผ้าฝ้ายผสมโพลีเอสเตอร์เหมาะที่จะนำมาทำผ้าตัดแปรเพื่อใช้ในการดูดซับโลหะหนักและนอกจากนี้เป็นการช่วยลดปริมาณของขยะผ้าลงได้อีกด้วย

1.4.2 การดัดแปรขยะผ้าประเภทโพลีเอสเตอร์ทำได้โดยวิธีการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลก่อนการต่อหมู่ฟังก์ชันอะมิโน โดยในขั้นตอนการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลโดยการกราฟต์โคพอลิเมอร์ไรเซชันเป็นขั้นตอนการทำให้เกิดหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลบนสายโซ่โมเลกุลของผ้า เพื่อใช้เป็นตำแหน่งในการต่อหมู่ฟังก์ชันอะมิโน ซึ่งการต่อหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วยเอทิลีนไดเอมีน เป็นการสร้างหมู่พันธะที่จะเป็นตำแหน่งที่ใช้ในการดูดซับโลหะหนักให้ยึดติดกับโครงสร้างของขยะผ้าดัดแปร

1.4.3 การเตรียมขยะผ้าดัดแปรพันธะทางเคมีด้วยขั้นตอนการกราฟต์โคพอลิเมอร์ไรเซชันลงในโมเลกุลของเส้นใย โดยมีมอนอเมอร์คือกรดอะคริลิกที่สร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และเบนโซอิลเปอร์ออกไซด์เป็นสารริเริ่มปฏิกิริยา ดังแสดงในรูปที่ 1.1 ประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ ขั้นตอนแรกเป็นขั้นตอนการกราฟต์กรดอะคริลิกลงบนสายโซ่โมเลกุลของเส้นใย และขั้นตอนที่สองเป็นขั้นตอนการเชื่อมโยงหมู่ฟังก์ชันเอมีน เอมีนดัดแปลงบนโครงสร้างโมเลกุลของเส้นใยที่ตำแหน่งหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล โดยใช้สารละลายเอทิลีนไดเอมีน ทำให้ขยะผ้ามีความสามารถในการดูดซับ Ni(II) และ Cu(II) สูงสุด เท่ากับ 156.25 และ 181.81 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ (Wang et al., 2012)



รูปที่ 1.1 ปฏิกิริยาการเตรียมขยะผ้าดัดแปร

1.5 สมมติฐานการวิจัย

1.5.1 การดัดแปรหมู่ฟังก์ชันของขยะผ้าโดยการกราฟต์โคพอลิเมอร์ไรเซชันด้วยกรดอะคริลิกเพื่อสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และการเชื่อมโยงหมู่ฟังก์ชันอะมิโนที่ตำแหน่งหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลด้วยเอทิลีนไดเอมีนจะสามารถช่วยเพิ่มหมู่ฟังก์ชันในโครงสร้างของขยะผ้าได้ และเพิ่มประสิทธิภาพของการดูดซับโลหะหนักให้กับขยะผ้าดัดแปรได้

1.5.2 ขยะผ้าดัดแปรเป็นตัวดูดซับโลหะหนักด้วยกลไกทางเคมีที่มีประสิทธิภาพ

บทที่ 2

ปรีทัศน์วรรณกรรม และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 แหล่งกำเนิดน้ำเสียปนเปื้อนโลหะหนัก

การเจริญเติบโตทางเศรษฐกิจ การพัฒนาเทคโนโลยี การขยายตัวของภาคอุตสาหกรรม ทำให้มีการปล่อยของเสียออกสู่สิ่งแวดล้อมเกินขีดจำกัด ส่งผลให้เกิดปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมที่มีความรุนแรงและยากต่อการแก้ไข หนึ่งในผลกระทบนั้นคือการรั่วไหลปนเปื้อนของโลหะหนักในแหล่งน้ำ

โลหะหนักเป็นวัตถุดิบที่ถูกนำมาใช้ในหลายภาคส่วน เช่น ในด้านอุตสาหกรรม เราใช้โลหะหนักในการผลิตพลาสติก พีวีซี สี ถ่านไฟฉาย สำหรับทางด้านเกษตร โลหะหนักเป็นส่วนผสมของยาฆ่าแมลงและปุ๋ย ขณะเดียวกันทางการแพทย์ใช้โลหะหนักเป็นส่วนผสมของยา อุปกรณ์ทางการแพทย์และเครื่องสำอาง น้ำทิ้งจากกระบวนการผลิตเหล่านี้จึงเป็นปัจจัยสำคัญให้เกิดความเสื่อมโทรมของแหล่งน้ำซึ่งเป็นสิ่งสำคัญต่อสิ่งมีชีวิตในการดำรงชีพ น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมจะมีการปนเปื้อนสิ่งสกปรกแตกต่างกันไปตามแต่ลักษณะอุตสาหกรรม โดยปกติน้ำเสียมักเกิดจากการล้างวัตถุดิบกระบวนการผลิต น้ำเสียจากกระบวนการหล่อเย็นของอุปกรณ์ทำความร้อน กระบวนการต้มระเหย นอกจากนี้ก็มีน้ำเสียจากสำนักงาน อาคารที่พัก โรงอาหาร เป็นต้น โดยน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม มักมีสารพิษพวกสารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ สารเคมี และสารโลหะหนักที่เป็นอันตรายต่อชีวิตปนเปื้อนอยู่จำนวนมาก ซึ่งได้แก่อุตสาหกรรมประเภทต่าง ๆ ดังตารางต่อไปนี้

ตารางที่ 2.1 แหล่งกำเนิดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก

แหล่งกำเนิด	ชนิด และความเข้มข้นของโลหะหนัก (mg/L)	อ้างอิง
1. อุตสาหกรรมเหมืองแร่	Pb = 0.43 – 0.65 Cd = 0.19 – 0.35 As = 0.18 – 1.20 Cr = 0.075 - 0.18 Zn = 3.72 - 4.50 Cu = 14.6 – 18.72	Ning et al. (2011)

ตารางที่ 2.1 แหล่งกำเนิดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก (ต่อ)

แหล่งกำเนิด	ชนิด และความเข้มข้นของโลหะหนัก (mg/L)	อ้างอิง
2. อุตสาหกรรมชุบโลหะ	Cd = 0.33 – 0.57 Cr = 0.09 – 1.26 Pb = 0.20 – 0.31 Zn = 1.10 – 1.15	Hasan et al. (2016)
3. อุตสาหกรรมการผลิตสารกำจัดศัตรูพืช และปุ๋ย	Cd = 0.26 – 0.58 Zn = 0.53 – 1.20 Cr = 0.06 – 1.75 Cu = 4.55 – 5.38	Xiaolu Yan, Miao Liu (2017); Yan et al. (2018)
4. อุตสาหกรรมผลิตเยื่อกระดาษ	Pb = 1.39 – 1.41 Zn = 1.30 – 1.50 Fe = 18.50 – 20.10	V K Verma, R K Gupta and J P N Rai (2005)
5. อุตสาหกรรมการผลิตสี	Pb = 5.60 – 5.74 Cd = 1.80 – 1.93 As = 2.25 – 2.30 Zn = 0.37 – 0.45 Hg = 1.23 – 1.37	M.Malakootian et al. (2016); Y.N.JOLLY et al. (2012)
6. อุตสาหกรรมแผ่นวงจร	Pb = 2.07 – 2.14 Cd = 0.29 – 1.13 Hg = 1.10 – 1.45 Au = 0.58 – 0.60 Cr = 1.92 – 1.97 As = 0.21 – 0.55 Ni = 1.12 – 1.80 Mn = 0.73 – 0.92	Saad a. Al-Jlil (2010); Karim (2017)

ตารางที่ 2.1 แหล่งกำเนิดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก (ต่อ)

แหล่งกำเนิด	ชนิด และความเข้มข้นของโลหะหนัก (mg/L)	อ้างอิง
7. อุตสาหกรรมการผลิต แบตเตอรี่	Pb = 0.51 – 0.72 Fe = 0.50 – 0.57 Zn = 1.34 – 1.45 Cr = 0.53 – 0.54 Hg = 1.88 – 1.90	Fenglian Fu, Qi Wang (2011)
8. อุตสาหกรรมกลั่น น้ำมัน	Zn = 1.43 – 2.63 Cr = 0.54 – 0.86 Pb = 0.24 – 1.01 Cu = 1.74 – 1.77	Akpoveta, O.V. and Osakwe, S.A. (2014)

2.2 ลักษณะน้ำเสียปนเปื้อนโลหะหนัก

อุตสาหกรรมที่มีการใช้โลหะหนักเป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิตมีแนวโน้มที่จะก่อให้เกิดมลพิษทางน้ำสูงมาก เนื่องจากส่วนใหญ่มีค่าการปนเปื้อนโลหะหนักที่สูงเกินค่ามาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรม โลหะหนักที่ปนเปื้อนในน้ำเสียมีความเป็นพิษทั้งต่อสิ่งมีชีวิตรวมถึงจุลินทรีย์ในน้ำ ซึ่งทำให้การบำบัดน้ำเสียดังกล่าวไม่เหมาะกับการบำบัดทางชีวภาพ อีกทั้งหากระบบบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักไม่เพียงพอ ย่อมทำให้เกิดการปนเปื้อนของโลหะหนักออกสู่สิ่งแวดล้อม ส่งผลกระทบต่อสัตว์ และมนุษย์ เกิดเป็นปัญหาต่อมาในภายหลัง ซึ่งชนิดของโลหะหนักที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสียแตกต่างกันไปตามแต่ละอุตสาหกรรม จากตารางที่ 2.2 จะแสดงให้เห็นว่าน้ำเสียจากภาคอุตสาหกรรมในแต่ละอุตสาหกรรมจะมีองค์ประกอบลักษณะน้ำเสียที่แตกต่างกันออกไปตามชนิดของโลหะหนักที่ปนเปื้อน

ตารางที่ 2.2 องค์ประกอบของน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก

ประเภทอุตสาหกรรม	องค์ประกอบลักษณะน้ำเสีย										อ้างอิง
	pH	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	Pb (II) (mg/L)	Cr (VI) (mg/L)	Cu (II) (mg/L)	Ni (II) (mg/L)	Cd (II) (mg/L)	Zn (II) (mg/L)	Fe (II) (mg/L)	
1. อุตสาหกรรมชุบโลหะ	6-10.2	1,800- 26,900	820- 10,500	0.2-5.08	0.09- 1.63	39.15	19.72	0.33- 0.57	1.1-1.15	-	Hasan et al. (2016)
2. อุตสาหกรรมผลิตเยื่อกระดาษ และกระดาษ	5.5-9	238- 4357	51-1272	0.045- 8.1	-	0.0003- 0.006	0.005- 0.0019	0.004	0.006- 0.04	0.17- 1.04	Kesalkar et al. (2012) Giri et al. (2017)
3. อุตสาหกรรมผลิตสี	6.5-10.5	221- 5930	66-3,100	5.6-5.74	-	-	-	1.8-1.93	0.37- 0.45	-	M.Malakootian et al. (2016); Y.N.JOLLY et al. (2012)
4. อุตสาหกรรมแบตเตอรี่	1-5.5	54-508	-	0.1-9.2	0.1-0.54	7.6	0.3-1.9	4	0.9-130	0.3-2.3	Guo et al. (2013); Fenglian Fu, Qi Wang (2011)

ตารางที่ 2.2 องค์ประกอบของน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก (ต่อ)

ประเภทอุตสาหกรรม	องค์ประกอบลักษณะน้ำเสีย										อ้างอิง
	pH	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	Pb (II) (mg/L)	Cr (VI) (mg/L)	Cu (II) (mg/L)	Ni (II) (mg/L)	Cd (II) (mg/L)	Zn (II) (mg/L)	Fe (II) (mg/L)	
5.อุตสาหกรรมกลั่นน้ำมัน	7.5-9.41	744- 1673	205-448	0.24- 1.01	0.54- 1.225	0.005- 1.77	-	-	0.45- 2.63	-	Akpoveta, O.V. and Osakwe, S.A. (2014)
6. อุตสาหกรรมฟอกย้อม	8-12	355-710	100- 1,000	0.5-2.76	0.07- 1.57	0.19	-	0.4	1.1-5.4	-	Halimoon and Yin (2010); Muneer et al. (2013)
7. อุตสาหกรรมฟอกหนัง	3-9	4,000- 13,000	1,300- 5,700	0.2-3.5	0.9-1.46	0.3-0.4	0.15	0.005- 0.6	0.5-600	14.68	Arias-Barreir et al. (2010); Smiley Sharma and Piyush Malaviya (2014)

2.3 เทคโนโลยีการกำจัดโลหะหนัก

การกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำเสียมีหลายวิธีและขั้นตอน ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการบำบัด และคุณลักษณะของน้ำเสีย เช่น การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของโลหะหนักสูงให้อยู่ในระดับที่สามารถนำกลับมาอุปโภค หรือบริโภคได้ ต้องอาศัยขั้นตอนการบำบัดหลายขั้นตอน ตัวอย่างเทคโนโลยีการบำบัดที่ใช้โดยทั่วไปมีดังนี้

2.3.1 การตกตะกอนโดยใช้สารเคมี (Precipitation)

กระบวนการตกตะกอนทางเคมี เป็นวิธีการกำจัดโลหะหนักที่แพร่หลาย และนิยมใช้ในอุตสาหกรรม เนื่องจากเป็นวิธีที่ง่าย ไม่ซับซ้อน และต้นทุนต่ำ ในกระบวนการนี้ สารเคมีจะทำปฏิกิริยากับไอออนของโลหะหนักเพื่อทำให้ตะกอนอยู่ในรูปที่ไม่ละลายน้ำ ซึ่งสามารถแยกตะกอนออกจากน้ำได้ด้วยการตกตะกอน (Sedimentation) หรือการกรอง (Filtration) โดยกระบวนการตกตะกอนทางเคมีที่นิยมใช้กันทั่วไป ได้แก่ การตกตะกอนด้วยซัลไฟด์ (Sulfide Precipitation) และการตกตะกอนด้วยไฮดรอกไซด์ (Hydroxide Precipitation)

2.3.1.1 การตกตะกอนด้วยไฮดรอกไซด์ (Hydroxide Precipitation)

การตกตะกอนด้วยไฮดรอกไซด์ เป็นวิธีการตกตะกอนทางเคมีที่นิยมใช้กันอย่างกว้างขวาง เนื่องจากเป็นวิธีที่ง่าย ค่าใช้จ่ายต่ำ และง่ายในการควบคุมค่า pH ซึ่งการละลายของไฮดรอกไซด์ของโลหะต่าง ๆ จะลดลงในช่วงค่า pH เท่ากับ 8.0 - 11.0 โดยสามารถกำจัดไฮดรอกไซด์ของโลหะได้ด้วยวิธีการรวมตัวของตะกอน (Flocculation) และการตกตะกอน (Sedimentation) ไฮดรอกไซด์ชนิดต่าง ๆ ที่นำมาใช้ในการตกตะกอนของโลหะในน้ำเสีย หากคำนึงถึงค่าใช้จ่ายที่ต่ำ และความสะดวกในการใช้งานแล้ว ปูนขาว (Calcium Hydroxide, $\text{Ca}(\text{OH})_2$) ถือเป็นสารช่วยในการตกตะกอนอีกชนิดหนึ่งที่เหมาะสมในการใช้งานในภาคอุตสาหกรรม (Baltpurvins et al., 1997)

ในการศึกษากระบวนการตกตะกอนด้วยไฮดรอกไซด์โดยใช้ปูนขาว ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) และโซดาไฟ (NaOH) ในการกำจัด $\text{Cu}(\text{II})$ และ $\text{Cr}(\text{VI})$ ในน้ำเสีย $\text{Cr}(\text{VI})$ เปลี่ยนรูปเป็น $\text{Cr}(\text{III})$ ด้วย Ferrous Sulfate โดยที่ $\text{Cr}(\text{III})$ จะมีความสามารถในการตกตะกอนได้สูงสุด ที่ค่า pH เท่ากับ 8.7 จากการเติมปูนขาว และความเข้มข้นของโครเมต (Chromate) ลดลงจาก 30 mg/L เหลือ 0.01 mg/L สำหรับทองแดง (Copper) มีความสามารถในการตกตะกอนได้สูงสุด ที่ค่า pH เท่ากับ 12 ทั้งจากการเติมปูนขาว และโซดาไฟ ทำให้ความเข้มข้นลดลงจาก 48.52 mg/L เหลือ 0.69 mg/L (Mirbagheri and Hosseini, 2005) การเพิ่มประสิทธิภาพในการตกตะกอนโดยใช้ปูนขาว เถ้าลอย (Fly ash) ถูกนำมาใช้เป็น Seed material (Cheng et al., 2009) ร่วมกับการใช้ปูนขาวในปฏิกิริยาโคออร์บอเนชันเพื่อเพิ่มขนาดอนุภาคของสารสร้างตะกอน (Coagulant) และช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักอีกด้วย โดยที่ความเข้มข้นของโครเมียม ทองแดง ตะกั่ว และสังกะสีลดลงจากความเข้มข้นเริ่มต้น 100 mg/L เหลือ 0.08, 0.14, 0.03 และ 0.45 mg/L ตามลำดับ

การเติมสารสร้างตะกอนในกระบวนการตกตะกอนด้วยไฮดรอกไซด์ ได้แก่ สารส้ม (Alum), เกลือของเหล็ก (Iron salts) และพอลิเมอร์ (Polymers) สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียได้ โดยในการศึกษาของ Charerntanyarak (1999) พบว่า ปูนขาวช่วยในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสังกะสี แคดเมียม แมงกานีส และแมกนีเซียมเจือปน ที่มีความเข้มข้น 450, 150, 1085 และ 3154 mg/L ตามลำดับ ได้ โดยมีค่า pH ที่เหมาะสม คือ pH มากกว่า 9.5 ซึ่งเมื่อบำบัดน้ำเสียแล้ว พบว่า ผ่านเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งของกระทรวงอุตสาหกรรม และสารสร้างตะกอนจะช่วยลดปริมาณโลหะหนักตกค้างในน้ำได้ด้วย

ถึงแม้ว่าการตกตะกอนด้วยไฮดรอกไซด์จะใช้กันอย่างแพร่หลาย แต่ก็ยังมีข้อจำกัดในการใช้งานเช่นเดียวกัน ได้แก่ วิธีการนี้จะก่อให้เกิดตะกอนที่มีความหนาแน่นต่ำปริมาณมาก ทำให้เกิดปัญหาในการแยกน้ำออก และการกำจัดได้ (Kongsricharoern and Polprasert, 1995) และสารจับโลหะ (Complexing agents) ที่มีอยู่ในน้ำเสียจะยับยั้งการทำงานของไฮดรอกไซด์ได้

2.3.1.2 การตกตะกอนด้วยซัลไฟด์ (Sulfide Precipitation)

การตกตะกอนด้วยซัลไฟด์เป็นวิธีการตกตะกอนทางเคมีในการกำจัดไอออนของโลหะหนักที่มีประสิทธิภาพอีกวิธีหนึ่ง มีข้อดี คือ การใช้ซัลไฟด์ในการตกตะกอนจะละลายน้ำได้น้อยกว่าการใช้ไฮดรอกไซด์ และ ไม่มีคุณสมบัติเป็นสารแอมโฟเทอริก (Amphoteric) คือ สารประกอบที่สามารถทำหน้าที่เป็นได้ทั้งกรด และด่าง นอกจากนี้ยังสามารถตกตะกอนได้ดีในช่วง pH ที่กว้างกว่าการใช้ไฮดรอกไซด์อีกด้วย

Özverdi and Erdem (2006) ศึกษาการใช้ไพไรต์ (Pyrite) และเหล็กซัลไฟด์ (Iron Sulfide) สังเคราะห์ ในการกำจัด Cu(II), Cd(II) และ Pb(II) ด้วยวิธีการตกตะกอนทางเคมีที่ pH ต่ำกว่า 3 เพื่อหลีกเลี่ยงสภาวะที่ก่อให้เกิด H_2S และการดูดซับ (Adsorption) ในช่วง pH ที่สูงขึ้น (pH 3 – 6)

อย่างไรก็ตาม อาจมีอันตรายที่เกิดขึ้นจากการใช้ซัลไฟด์ในกระบวนการตกตะกอน ดังที่ทราบกันดีว่าไอออนของโลหะหนักมักจะอยู่ในสภาวะกรด และการตกตะกอนซัลไฟด์เกิดในสภาวะที่เป็นกรด นั้นทำให้สามารถเกิดเป็นสารพิษในรูปของ H_2S ได้ ดังนั้นกระบวนการตกตะกอนนี้จึงควรอยู่ภายใต้สภาวะที่เป็นกลางนอกจากนี้ การตกตะกอนด้วยซัลไฟด์มีแนวโน้มที่จะก่อให้เกิดตะกอนที่เป็นคอลลอยด์ที่จะส่งผลกระทบต่อกระบวนการแยกของแข็งออกจากน้ำหรือสารละลายในกระบวนการตกตะกอน หรือการกรอง

2.3.2 การแยกโดยใช้กระแสไฟฟ้า (Electrolytic Process)

การตกตะกอนด้วยไฟฟ้าเป็นกระบวนการที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารเคมีทั้งที่ละลายและไม่ละลายน้ำโดยอาศัยการทำลายเสถียรภาพของสารแขวนลอย (Emulsion) หรือสารปนเปื้อนที่มีตัวกลางเป็นน้ำ โดยมีหลักการของกระบวนการ คือการให้กระแสไฟฟ้าตกคร่อมบน

ขั้วไฟฟ้า ทำให้ขั้วไฟฟ้าชนิดแอโนดละลายออกมาเป็นไอออน ซึ่งมีประสิทธิภาพในการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคที่อยู่ในน้ำ กล่าวคือทำให้สารปนเปื้อนต่าง ๆ ในน้ำมีสมบัติเป็นกลางทางไฟฟ้า และรวมตัวกันเป็นตะกอนที่ใหญ่ขึ้น ทำให้สามารถแยกมลสารออกจากน้ำได้ด้วยวิธีการการลอยตะกอน หรือตกตะกอน เซลล์ที่ใช้ตกตะกอนด้วยไฟฟ้าเป็นเซลล์ไฟฟ้าเคมีแบบง่าย ประกอบด้วยขั้วแคโทด และแอโนด อาจเป็นโลหะชนิดเดียวกันหรือต่างกันได้ โดยส่วนมากจะใช้เหล็ก (Fe) หรืออะลูมิเนียม (Al) เมื่อจ่ายไฟฟ้าจากแหล่งภายนอกจะเกิดปฏิกิริยาทางไฟฟ้าเคมี และเกิดไอออนของเหล็ก (Fe^{2+}) หรืออะลูมิเนียม (Al^{3+}) ขึ้นที่ขั้วแอโนด ไอออนเหล่านี้จะทำลายเสถียรภาพของอนุภาคหรือไอออนต่าง ๆ ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำได้ กระบวนการนี้สอดคล้องกับการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการตกตะกอนทางเคมีแบบดั้งเดิม ซึ่งนิยมใช้เกลือของเหล็ก หรือเกลือของอะลูมิเนียมเป็นสารเร่งตะกอน

2.3.3 การแยกด้วยแผ่นเมมเบรน (Membrane separation)

หลักการทั่วไปคล้ายกับระบบตะกอนเร่งทั่วไป แต่มีการทำงานของเมมเบรนร่วมด้วย กล่าวคือ การสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียให้ได้มากที่สุด โดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดใช้ออกซิเจนเป็นตัวย่อยสลายสารอินทรีย์ ให้กลายเป็น CO_2 , น้ำ, พลังงาน และเซลล์จุลินทรีย์ เมื่อน้ำเสียถูกบำบัดแล้วจะถูกดูดผ่านเมมเบรน โดย Suction Pump โดยทั่วไปแล้วการบำบัดด้วยวิธีแยกด้วยแผ่นเมมเบรน หากสร้างสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ได้ดี ประสิทธิภาพในการทำงานของระบบสูงกว่าร้อยละ 90 ภายในระยะเวลาอันสั้น และน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว สามารถปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้โดยไม่ก่อให้เกิดผลเสียต่อสภาพแวดล้อม เนื่องจากมีการใช้สารเคมีในปริมาณต่ำ และก่อให้เกิดตะกอนน้อยมาก หรืออาจไม่มีเลย (Riaz et al., 2016) ซึ่งระบบนี้สามารถใช้ได้ดีกับน้ำเสียประเภทโรงงานอุตสาหกรรม และน้ำเสียชุมชนเช่นเดียวกับระบบตะกอนเร่งทั่วไป เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมบางประเภท ได้แก่ อุตสาหกรรมอาหารและยา หรือน้ำเสียจากครัวเรือน โรงแรม ภัตตาคาร เป็นต้น แต่น้ำเสียที่จะถูกพิจารณาใช้ในระบบแยกด้วยแผ่นเมมเบรนได้นั้น ต้องมีน้ำมันหรือไขมันในปริมาณที่ไม่สูงเกินไปนัก เพราะอาจมีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของเมมเบรนได้นอกจากนี้ น้ำที่ถูกบำบัดด้วยระบบแยกด้วยแผ่นเมมเบรนแล้ว ยังสามารถนำกลับไปใช้ประโยชน์อื่น ๆ ได้อีกด้วย

อย่างไรก็ตาม แรงดันในกระบวนการกรองด้วยเมมเบรนถูกจำกัดด้วยความสามารถในการผลิตที่ค่อนข้างต่ำ และปริมาณการใช้พลังงานที่ค่อนข้างสูงเพื่อรักษาแรงดัน ข้อจำกัดเหล่านี้จะทำให้ต้นทุนในการกำจัดโลหะหนักสูงขึ้น ดังนั้นการปรับเปลี่ยน หรือปรับปรุงเมมเบรนจึงเป็นที่นิยม และแพร่หลาย เพื่อช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของเมมเบรน และลดการใช้พลังงานให้ต่ำลง เช่น “Loose NF” ด้วยคุณสมบัติการเลือกจำเพาะที่สูงขึ้น และการซึมผ่านของน้ำที่สูงขึ้น ได้ถูกนำมาใช้เพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพของเมมเบรนสำหรับการกำจัด As ช่วงของขนาดรูที่ใหญ่ขึ้น ทำให้เมมเบรน NF หลวมใช้พลังงานที่ต่ำลงมาก มีผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าการบำบัดมีประสิทธิภาพ

สูงถึง 90% อย่างไรก็ตาม As (III) ไม่ถูกกำจัดได้อย่างสมบูรณ์ด้วยเมมเบรนนี้ เนื่องจาก คุณสมบัติของ As (III) เป็นโมเลกุลที่ไม่มีประจุที่สภาวะปกติของน้ำ จึงต้องผ่านชั้นตอนพร็อกซิเดชันเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด As ในน้ำ ดังนั้น การพัฒนาเทคโนโลยีเมมเบรนให้เป็นเทคโนโลยีขั้นสูง เช่น เมมเบรนดูดซับแบบ nanocomposite มีบทบาทสำคัญอย่างมากในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด โลหะหนัก (Vrijenhoek, and Waypa, 2000)

2.3.4 การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion-Exchange)

วิธีการนี้อาศัยหลักการแลกเปลี่ยนประจุระหว่างสารปนเปื้อนในน้ำเสียกับตัวกลางที่บรรจุซึ่งมีทั้งประจุบวกและประจุลบ การนำสารสังเคราะห์ประเภทเรซินมาใช้งานในด้านการแลกเปลี่ยนประจุ นับว่ามีประโยชน์ต่อการผลิตน้ำสะอาดเพื่อการอุปโภคบริโภค และการบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะการกำจัดเอาพวกโลหะหนัก เช่น เหล็กและแคดเมียม หรือสารอาหาร เช่น ไนโตรเจน แอมโมเนีย และฟอสเฟต ออกจากน้ำทิ้ง และป้องกันไม่ให้เกิดสาหร่ายที่มากเกินไปเกินความต้องการ นอกจากนี้ สารอาหารที่ถูกดูดจับที่เรซินสามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์ได้อีก ส่วนเรซินสังเคราะห์เมื่อหมดประสิทธิภาพในการใช้งานแล้ว สามารถนำกลับมาฟื้นฟูสภาพ (Regenerate) ด้วยกรดเกลือ หรือเกลือแกง โดยที่การฟื้นฟูสภาพสามารถทำได้หลายครั้ง ทำให้อายุการใช้งานของเรซินนานถึง 3-4 ปี บางชนิดอาจมีอายุมากกว่า นั้น หากถูกสังเคราะห์มาด้วยวัสดุที่ทนทาน และแข็งแรง เรซินสังเคราะห์มีหลายชนิด ชนิดที่เป็นกรด มีทั้งกรดแก่หรือกรดอ่อนที่นำมาแลกเปลี่ยนกับประจุบวก เมื่อประสิทธิภาพในการแลกเปลี่ยนประจุหมดลง ก็นำมาฟื้นฟูสภาพด้วยเกลือแกง หรือกรดเกลือ ส่วนเรซินที่เป็นด่าง มีทั้งด่างแก่หรือด่างอ่อน นำมาแลกเปลี่ยนกับประจุลบ และสามารถฟื้นฟูสภาพด้วยสารละลายแอมโมเนีย กรดเกลือ หรือโซดาไฟ ตามคุณสมบัติของเรซินที่นำมาใช้งาน เรซินแต่ละตัวที่จัดอยู่กลุ่มเดียวกันอาจมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันออกไป ผู้ใช้งานควรคำนึงถึงการใช้งานเป็นหลักว่าต้องการเรซินที่มีความสามารถแลกเปลี่ยนประจุได้มากน้อยเพียงใด มีประสิทธิภาพในการดูดจับสารใดได้ มีขั้นตอนในการฟื้นฟูสภาพอย่างไร เมื่อไม่สามารถฟื้นฟูสภาพได้แล้ว ต้องกำจัดโดยการเผาที่อุณหภูมิเท่าใดจึงไม่ก่อให้เกิดปัญหากับสิ่งแวดล้อม เป็นต้น การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีแลกเปลี่ยนประจุได้ใช้ระยะเวลารวดเร็ว ใช้พื้นที่ในการเดินระบบน้อย มีประสิทธิภาพสูง และอาจได้ผลพลอยได้นำกลับมาใช้ประโยชน์ใหม่ เช่น การบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการเคลือบผิวด้วยโครเมียม จะเป็นน้ำเสียจำพวกพวกกรดโครมิกที่ไม่บริสุทธิ์ผ่านเข้ามายังเรซินเปลี่ยนประจุบวก แล้วจะได้กรดโครมิกที่บริสุทธิ์ออกมา เป็นต้น แต่วิธีนี้ก็ไม่เหมาะกับการใช้งานในขนาดงานที่ใหญ่ เนื่องจากราคาต้นทุนในการออกแบบ และเดินระบบสูง โดยเฉพาะอย่างยิ่ง หากน้ำเสียมีปริมาณมากแต่ทว่าความเข้มข้นของโลหะหนักต่ำ (Fu and Wang, 2011)

2.3.5 การดูดซับ (Adsorption)

การดูดซับเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นจากการยึดเกาะของไอออนของโลหะหนักเข้าสู่พื้นผิวของตัวดูดซับ เป็นกระบวนการดูดจับ หรือเคลื่อนย้ายสารละลายหรือสารแขวนลอยขนาดเล็กที่ละลาย (Adsorbate) อยู่ในน้ำให้อยู่บนผิวของสาร หรือวัสดุอีกชนิดหนึ่ง (Adsorbent) การดูดติดผิวนี้จะเป็นการดูดติดแบบระหว่างสถานะ (Phase) ต่าง ๆ คือ ของเหลว ของแข็ง และแก๊ส ซึ่งมีได้ทั้งแบบของเหลว-ของแข็ง ของเหลว - ของเหลว แก๊ส-ของแข็ง และแก๊ส-ของเหลว โดยในที่นี้จะพิจารณาถึงเฉพาะแบบ ของเหลว-ของแข็ง ในการดูดติดผิวโมเลกุลของสารละลายหรือสารแขวนลอยก็จะถูกกำจัดออกจากน้ำและไปเกาะติดอยู่บนตัวดูดซับ โมเลกุลของสารส่วนใหญ่จะเกาะจับอยู่กับผิวภายในโพรงของตัวดูดซับและมีเพียงส่วนน้อยเท่านั้นที่เกาะอยู่ที่ผิวภายนอก การถ่ายเทโมเลกุลจากน้ำไปหาตัวดูดซับเกิดขึ้นได้จนถึงสมดุลจึงหยุด ณ จุดสมดุล ความเข้มข้นของโมเลกุลในน้ำจะเหลือน้อยเพราะโมเลกุลส่วนใหญ่เคลื่อนที่ไปเกาะจับอยู่กับตัวดูดซับโดยในการเกาะติดจะมี Driving Force อยู่ 2 แบบ คือ การดูดซับทางกายภาพ และการดูดซับทางเคมี ปัจจัยสำคัญในการระบุชนิดของกระบวนการดูดซับ คือ พิจารณาจากแรงยึดเหนี่ยวระหว่างโมเลกุลที่ถูกดูดซับกับผิวของสารดูดซับ ถ้าการดูดซับทางกายภาพ (Physical adsorption) จะเป็นแรงยึดเหนี่ยวเป็นแรงแวนเดอร์วาลส์ (Van der Waals Forces) ส่วนการดูดซับทางเคมี (Chemical adsorption) เป็นแรงยึดเหนี่ยวที่ทำให้เกิดพันธะเคมีระหว่างผิวของสารดูดซับกับโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับ

การดูดซับได้กลายเป็นวิธีที่นิยมมากที่สุดสำหรับการกำจัดโลหะหนักเพราะเทคนิคนี้มีราคาถูก และความยืดหยุ่นในการออกแบบ และการใช้งาน (Mohan and Pittman, 2007; Burakov et al., 2018) นอกจากนี้ตัวดูดซับยังสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้โดยกระบวนการ Desorption ซึ่งสามารถนำกลับมาใช้งานได้อีกหลายครั้ง (Hayati et al., 2017) อนุภาคนาโนมีการใช้อย่างแพร่หลายในการกำจัดโลหะหนักในน้ำ เนื่องจากการมีพื้นที่ผิวที่ใหญ่ และมีการเกิดกระบวนการทางเคมีที่สูงอันเป็นผลมาจากการวัดขนาด (size-quantization effect) (Hua et al., 2012; Kyzas and Matis, 2015) อย่างไรก็ตาม อนุภาคนาโนมีแนวโน้มจะรวมตัวกัน เนื่องจากแรงแวนเดอร์วาลส์ จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพการทำงานลดลง ดังนั้นการตรึงอนุภาคนาโนไว้ภายในตัวกลางที่มีรูพรุน เช่น ซีโอไลต์ (Zeolite) (Li et al., 2011), ถ่านกัมมันต์ (Activated carbon) (Taghizadeh et al., 2013), ดินเหนียว (Mishra and Mahato, 2016) และเมมเบรนพอลิเมอร์ (Subramaniam et al., 2017) จึงมีความสำคัญในการเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของตัวดูดซับอนุภาคนาโนให้สูงขึ้น อย่างไรก็ตาม การผสมดินเหนียว (Bentonite) และแมงกานีสออกไซด์ เกิดการรวมตัวของเบนโทไนท์และการกระจายตัวไม่ดีของแมงกานีสออกไซด์ซึ่งอาจลดแอกทิฟไซต์ที่อาจเกิดขึ้นในการดูดซับได้ (Hua, 2015) Zeolite และคาร์บอนเป็นวัสดุที่ราคาค่อนข้างสูงหากนำมาใช้เป็นวัสดุดูดซับแบบนาโน ในบรรดาวัสดุ

ตัวกลางทั้งหลาย เมมเบรนพอลิเมอร์เป็นวัสดุที่น่าสนใจ เนื่องจากการเรียงตัวของรูพรุน (controllable pore forming) ยืดหยุ่น ราคาถูก และง่ายต่อการออกแบบ (Yin and Deng, 2015)



ตารางที่ 2.3 เทคโนโลยีการกำจัดโลหะหนัก

เทคโนโลยี	โลหะหนักที่กำจัด	สถานะในการเดินระบบ				ประสิทธิภาพการกำจัด	อ้างอิง
		BOD (mg/L)	COD (mg/L)	HRT (hr)	pH		
1. การตกตะกอนทางเคมี (Precipitation)	Fe, Pb, Zn, Cd, Cu	933.33 - 1800	4800 - 7,693	20	7.5 - 7.9	84 - 100 %	Rebah and Siddeeg (2017) Nour et al. (2014)
2. การแยกโดยใช้กระแสไฟฟ้า (Electrolytic Process)	Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn	-	1200 - 2000	1 - 2	7 - 13	85 - 100 %	Thien-Khanh Tran et al. (2015)
3. การแยกด้วยแผ่นเมมเบรน (Membrane separation)	Cu, Zn, Cd, Cr	488 - 657	-	2 - 3	5.7 - 9.5	86 - 99 %	X. Bernat et al (2007) M.A. Bakar (2010)
4. การดูดซับ (Adsorption)	Zn, Ni, Cd, Cu	274-284	640 - 700	2	-	81 - 99 %	Azizi et al. (2016)
5. การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion-Exchange)	Cr, Cu, Zn, Fe	80	361	3.5 - 4.5	3.5 - 6.3	80 - 99 %	GODE, F., & PEHLIVAN, E. (2003); Beh et al. (2011)

2.4 การเปรียบเทียบเทคโนโลยีการบำบัดโลหะหนักในปัจจุบัน

ในปัจจุบัน ถึงแม้ว่าจะมีเทคโนโลยีการบำบัดมากมายมารองรับน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม แต่การป้องกันการรั่วไหลของโลหะหนักจากโรงงานเป็นสิ่งที่ทำได้ยาก เพราะการกำจัดของเสียของโรงงานอุตสาหกรรมเป็นสิ่งไม่สามารถควบคุมได้ แม้แต่ประเทศที่พัฒนาแล้วก็ยังไม่สามารถป้องกันการรั่วไหลของน้ำเสียจากอุตสาหกรรมออกมาปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้อย่างสมบูรณ์ การแก้ปัญหาของประเทศเหล่านี้ คือการสร้างโรงงานอุตสาหกรรมในประเทศด้อยพัฒนาซึ่งไม่มีความตระหนักถึงความสำคัญของกฎหมายด้านสิ่งแวดล้อมเท่าที่ควร นอกจากแรงงาน และวัตถุดิบที่ถูกกว่าแล้ว ยังสามารถปล่อยกากของเสีย สารเคมี รวมถึงเศษโลหะหนัก สู่สิ่งแวดล้อมโดยไม่ผ่านการบำบัดที่เหมาะสม ปัญหาสารโลหะหนักอย่างจริงจังกับการปรับปรุงกฎหมายสิ่งแวดล้อมให้เข้มงวดมากขึ้น โดยการเลือกใช้วิธีการกำจัดตะกั่วจะต้องคำนึงถึงความเหมาะสม และปัจจัยต่าง ๆ ทั้งในด้านเศรษฐศาสตร์ และสิ่งแวดล้อมอีกด้วย ซึ่งจะสามารถพิจารณาจากข้อดี และข้อเสียของเทคโนโลยีการกำจัดตะกั่วในแต่ละวิธีได้ ดังตาราง 2.4

ตารางที่ 2.4 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีการบำบัดโลหะหนักในปัจจุบัน

เทคโนโลยี	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
1. การตกตะกอนทางเคมี (Precipitation)	<ul style="list-style-type: none"> - ควบคุมระบบง่าย - ไม่ซับซ้อน - ราคาค่าก่อสร้างต่ำ - pH อยู่ในช่วง 7.5-7.9 - กำจัด COD ในช่วง 4800-7693 mg/L - ประสิทธิภาพการกำจัด 84-100% 	<ul style="list-style-type: none"> - เกิดตะกอนมาก - สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการบำบัดกากตะกอน - ค่าบำรุงรักษาสูง 	Rebah and Siddeeg (2017); Nour et al. (2015)
2. การแยกโดยใช้กระแสไฟฟ้า (Electrolytic Process)	<ul style="list-style-type: none"> - ไม่ต้องใช้สารเคมี - pH อยู่ในช่วง 7-13 - กำจัด COD ในช่วง 1200-2000 mg/L - ประสิทธิภาพการกำจัด 85-100% 	<ul style="list-style-type: none"> - สิ้นเปลืองค่าไฟฟ้า 	Thien-Khanh Tran et al. (2015)

ตารางที่ 2.4 เปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของเทคโนโลยีการบำบัดโลหะหนักในปัจจุบัน (ต่อ)

เทคโนโลยี	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
3. การแยกด้วยแผ่นเมมเบรน (Membrane separation)	<ul style="list-style-type: none"> - เกิดตะกอนน้อย - ใช้สารเคมีน้อย - ใช้พื้นที่น้อย - ประสิทธิภาพการกำจัด 86-99% 	<ul style="list-style-type: none"> - มีค่าก่อสร้าง ค่าบำรุงรักษา และค่าควบคุมระบบ หรือเดินระบบสูง 	X. Bernat et al (2007); M.A. Bakaral (2010)
4. การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion-Exchange)	<ul style="list-style-type: none"> - ทนต่อสภาวะกรดหรือด่าง - สามารถฟื้นฟูเรซินกลับมาใช้ใหม่ได้สูง - ประสิทธิภาพการกำจัด 80-99% 	<ul style="list-style-type: none"> - ค่าก่อสร้างและบำรุงรักษาสูง 	GODE, F., & PEHLIVAN, E. (2003); Beh et al. (2011)
5. การดูดซับ (Adsorption)	<ul style="list-style-type: none"> - ประสิทธิภาพสูง 81-99% - สามารถกำจัดสารปนเปื้อนขนาดเล็กจนถึงระดับโมเลกุลที่ไม่สามารถกำจัดออกได้ด้วยวิธีการกรองหรือตกตะกอนธรรมดา - จลนพลศาสตร์เร็ว - เดินระบบได้ง่าย - ยืดหยุ่น - ควบคุมระบบง่าย - ราคาในการเดินระบบต่ำ 	<ul style="list-style-type: none"> - ประสิทธิภาพขึ้นอยู่กับวัสดุดูดซับ 	Azizi et al. (2016)

จากตาราง 2.4 พบว่า เทคโนโลยีการบำบัดโลหะหนักในปัจจุบันด้วยวิธีการดูดซับ (Adsorption) เป็นวิธีการที่มีประสิทธิภาพสูงซึ่งสามารถกำจัดสารปนเปื้อนขนาดเล็กจนถึงระดับ

โมเลกุลที่ไม่สามารถกำจัดออกได้ด้วยวิธีการกรองหรือตกตะกอนธรรมดา และมีจลนพลศาสตร์ที่เร็ว อีกทั้งยังมีการเดินระบบ และควบคุมระบบที่ง่าย และมีค่าใช้จ่ายต่ำอีกด้วย จึงเป็นเทคโนโลยีที่น่าสนใจ และได้นำไปทำการศึกษาต่อไป

2.5 การดูดซับ

การดูดซับเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นจากการยึดเกาะของไอออนของโลหะหนักเข้าสู่พื้นผิวของตัวดูดซับ เป็นกระบวนการดูดจับ หรือเคลื่อนย้ายสารละลายหรือสารแขวนลอยขนาดเล็กที่ละลาย (Adsorbate) อยู่ในน้ำให้อยู่บนผิวของสาร หรือวัสดุอีกชนิดหนึ่ง (Adsorbent) การดูดติดผิวนี้นี้จะเป็นการดูดติดแบบระหว่างสถานะ (Phase) ต่าง ๆ คือ ของเหลว ของแข็ง และแก๊ส ซึ่งมีได้ทั้งแบบของเหลว-ของแข็ง ของเหลว - ของเหลว แก๊ส-ของแข็ง และแก๊ส-ของเหลว โดยในที่นี้จะพิจารณาถึงเฉพาะแบบ ของเหลว-ของแข็ง โดยกลไกการดูดซับสามารถแบ่งได้เป็น 3 ขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 การแพร่ภายนอก (External diffusion) การแพร่ภายนอกเป็นกลไกที่โมเลกุลของตัวถูกดูดซับเข้าถึงตัวดูดซับ ซึ่งพื้นที่ผิวของตัวดูดซับมีของเหลวห่อหุ้มโดยโมเลกุลแทรกผ่านชั้นของของเหลวเข้าถึง ผิวหน้าของตัวดูดซับ

ขั้นตอนที่ 2 การแพร่ผ่านภายใน (Internal diffusion) เป็นกลไกซึ่งโมเลกุลของตัวถูกดูดซับแพร่กระจายเข้าสู่บริเวณพื้นที่ผิวภายในโพรงตัวดูดซับ เพื่อให้เกิดการดูดซับ

ขั้นตอนที่ 3 ปฏิกิริยาพื้นผิว (Surface reaction) ปฏิกิริยาพื้นผิวเป็นกลไกที่โมเลกุลของตัวถูกดูดซับ ติดที่ผิวของตัวดูดซับ ซึ่งเป็นกระบวนการที่เร็วมากเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการแพร่ ดังนั้น ควรคำนึงถึงการต้านทานจากปฏิกิริยาพื้นผิวด้วย

ซึ่งในการดูดติดผิวโมเลกุลของสารละลายหรือสารแขวนลอยก็จะถูกกำจัดออกจากน้ำ และไปเกาะติดอยู่บนตัวดูดซับ โมเลกุลของสารส่วนใหญ่จะเกาะจับอยู่กับผิวภายในโพรงของตัวดูดซับและมีเพียงส่วนน้อยเท่านั้นที่เกาะอยู่ที่ผิวภายนอก การถ่ายเทโมเลกุลจากน้ำไปหาตัวดูดซับเกิดขึ้นได้จนถึงสมดุลจึงหยุด ณ จุดสมดุล ความเข้มข้นของโมเลกุลในน้ำจะเหลือน้อยเพราะโมเลกุลส่วนใหญ่เคลื่อนที่ไปเกาะจับอยู่กับตัวดูดซับโดยในการเกาะติดจะมี Driving Force อยู่ 2 แบบ คือ การดูดซับทางกายภาพ และการดูดซับทางเคมี

2.5.1 การดูดซับทางกายภาพ

กระบวนการดูดซับประเภทนี้ถูกใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมอย่างกว้างขวาง เป็นการดูดซับที่เกิดจากแรงดึงดูดระหว่างโมเลกุลอย่างอ่อน ที่เรียกว่าแรงแวนเดอร์วาลส์ (Van der waals force) ซึ่งเกิดจากการ รวมแรง 2 ชนิดคือ แรงกระจาย (Dispersion force) และแรงไฟฟ้าสถิต (Electrostatics force) การดึงดูดด้วยแรงที่อ่อนทำให้การดูดซับประเภทนี้มีพลังงานการคายความร้อนค่อนข้างน้อย คือ ต่ำกว่า 20 กิโลจูลต่อโมล ทำให้เกิดปฏิกิริยาผันกลับได้ง่าย นั่นหมายถึงการ

พื้นฟูสภาพของสารดูดซับก็ทำได้ง่าย โดยสารที่ถูกดูดซับนั้นมีความสามารถดูดซับเป็นแบบดูดซับได้หลายชั้น (Multilayer) หรือในแต่ละชั้นของโมเลกุลสารดูดซับจะติดอยู่กับชั้นของโมเลกุลของสารดูดซับในชั้นก่อนหน้านั้น โดยจำนวนชั้นจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารดูดซับ และจะเพิ่มมากขึ้นตามความเข้มข้นที่สูงขึ้นของตัวถูกละลายในสารละลาย

2.5.2 การดูดซับทางเคมี

กระบวนการดูดซับประเภทนี้เกิดขึ้นเมื่อตัวถูกละลายกับตัวดูดซับทำปฏิกิริยาเคมีกัน ซึ่งส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางเคมีของตัวถูกละลายเดิม คือมีการทำลายแรงยึดเหนี่ยวระหว่างอะตอมหรือกลุ่มอะตอมเดิมแล้วมีการจัดเรียงอะตอมไปเป็นสารประกอบใหม่ขึ้น โดยมีพันธะเคมีซึ่งเป็นพันธะที่แข็งแรง มีพลังงานกระตุ้นเข้ามาเกี่ยวข้องทำให้ความร้อนของการดูดซับมีค่าสูงประมาณ 50-400 กิโลจูลต่อโมล หมายความว่า การกำจัดตัวถูกละลายออกจากผิวตัวดูดซับจะทำได้ยาก คือ ไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาผันกลับได้ (Irreversible) และการดูดซับประเภทนี้จะเป็นการดูดซับแบบชั้นเดียว (Monolayer) เท่านั้น และเกิดได้ดีที่อุณหภูมิสูง ซึ่งสารที่มีสภาพขี้ผึ้ง มักจะดูดซับได้แข็งแรงกว่าสารที่ไม่มีขี้ผึ้งในปฏิกิริยาการเติมไฮโดรเจนสารที่เป็นผลิตภัณฑ์จะมีความสามารถในการดูดซับน้อยกว่าสารตั้งต้น แต่แนวโน้มมักจะตรงข้ามในปฏิกิริยาออกซิเดชันบางส่วนและความสามารถในการดูดซับจะเพิ่มขึ้นตามน้ำหนักโมเลกุล

ตารางที่ 2.5 เปรียบเทียบปัจจัยที่เกี่ยวข้องของการดูดซับทางกายภาพ และทางเคมี

ตัวแปร	การดูดซับทางกายภาพ	การดูดซับทางเคมี
1. ค่าความร้อนของการดูดซับ	- น้อยกว่า 20 กิโลจูลต่อโมล	- 50 – 400 กิโลจูลต่อโมล
2. ช่วงอุณหภูมิที่เกิดการดูดซับ	- เกิดขึ้นได้ดีในอุณหภูมิต่ำ (ประมาณจุดเดือดของ Absorbate)	- เกิดขึ้นได้ดี และรวดเร็ว ในอุณหภูมิสูง (แต่โมเลกุลที่อาจจะดูดซับอย่างมีประสิทธิภาพเกิดเพียงช่วง แคบ ๆ)

ตารางที่ 2.5 เปรียบเทียบปัจจัยที่เกี่ยวข้องของการดูดซับทางกายภาพ และทางเคมี (ต่อ)

ตัวแปร	การดูดซับทางกายภาพ	การดูดซับทางเคมี
3. แรงดึงดูดระหว่างโมเลกุล	<ul style="list-style-type: none"> - แรงแวนเดอร์วาลส์ - ไม่มีการถ่ายโอนอิเล็กตรอน 	<ul style="list-style-type: none"> - พันธะเคมี - มีการถ่ายโอนอิเล็กตรอนที่ทำให้เกิดการยึดติดระหว่างสารที่ถูกดูดซับและพื้นผิวของตัวดูดซับ
4. จลนศาสตร์การดูดซับ	<ul style="list-style-type: none"> - รวดเร็ว เป็นกระบวนการที่ไม่มีการกระตุ้น 	<ul style="list-style-type: none"> - มีความผันแปรมาก เนื่องจากเป็นกระบวนการที่ถูกกระตุ้น
5. การดูดซับบนแก๊ส - ของแข็ง	<ul style="list-style-type: none"> - เกิดได้เกือบทุกชนิดที่ความดัน และอุณหภูมิเหมาะสม 	<ul style="list-style-type: none"> - เกิดเฉพาะบางระบบที่มีแนวโน้มที่จะเกิดสารประกอบ
6. การผันกลับของปฏิกิริยา	<ul style="list-style-type: none"> - ผันกลับได้โดยลดความดันทำให้สารที่ถูกดูดซับหลุดจากผิวในลักษณะเดิม 	<ul style="list-style-type: none"> - ส่วนใหญ่ไม่ผันกลับ และ Desorption อาจทำได้โดยการให้ความร้อน และอาจเกิดเป็นผลิตภัณฑ์ใหม่ขึ้น
7. การเข้าถึงความอึดตัว	<ul style="list-style-type: none"> - เกิดการดูดซับได้หลายชั้น (Multilayer) 	<ul style="list-style-type: none"> - เกิดการดูดซับได้เฉพาะแค่เพียงหนึ่งชั้น (Monolayer) เท่านั้น

ที่มา: Coskun et al. (2009) และ Wang et al. (2012)

2.6 การดัดแปรหมู่ฟังก์ชัน

2.6.1 การดัดแปรเส้นใยด้วยวิธีการทางกล (Physical Method)

เปลี่ยนโครงสร้างและสมบัติพื้นผิวของเส้นใยและมีอิทธิพลต่อการสร้างพันธะกับเฟสเมทริกซ์พอลิเมอร์ แต่ไม่ได้เปลี่ยนองค์ประกอบแต่อย่างใด ดังนั้นจึงช่วยให้ยึดเกาะกับเมทริกซ์พอลิเมอร์ได้ดีขึ้น ประกอบด้วย

1) การปรับสภาพด้วยโคโรนา (Corona Treatment)

เป็นวิธีการดัดแปรพื้นผิวทางกลที่อุณหภูมิต่ำ โดยในการทำโคโรนาทรีทเมนต์ จะสร้างพลาสมาโคโรนาจากการใช้ไฟฟ้าศักย์สูงที่อิเล็กโทรดปลายแหลม (tips) ทำให้เกิดรูปแบบของพลาสมาขึ้นตรงบริเวณปลายแหลมนั้น เส้นใยที่นิยมใช้การปรับสภาพด้วยโคโรนาบนพื้นผิวของเส้นใยมักเป็นเส้นใยที่มีหมู่ฟังก์ชันที่มีขั้ว เช่น เส้นใยเซลลูโลส (cellulose) โดยนำไปปรับปรุงสมบัติของเส้นใยในด้านความชอบน้ำ ซึ่งพบว่าการอาบพลาสมาบนผิวของเส้นใยเซลลูโลสมีผลทำให้เส้นใยมีความชอบน้ำเพิ่มขึ้น เนื่องจากเกิดการยึดเกาะกันระหว่างพลาสมากับเส้นใย นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยเกี่ยวกับการปรับปรุงสมบัติเชิงกลของวัสดุผสมระหว่างเส้นใยธรรมชาติกับอีพอกซีโดยการทำ Corona Treatment บนพื้นผิวเส้นใยปอแก้วด้วย ซึ่งพบว่าการดัดแปรเส้นใยจะช่วยทำให้สมบัติเชิงกลของวัสดุผสมดังกล่าวดีขึ้น

2) การปรับสภาพด้วยพลาสมา (Plasma Treatment)

เป็นวิธีการดัดแปรพื้นผิวเส้นใยที่มีความคล้ายกับโคโรนาทรีทเมนต์ โดยการทำให้พลาสมาทรีทเมนต์มีหลักการพื้นฐาน คือ การสร้างประจุบนพื้นผิวของวัสดุ โดยคุณภาพของการดัดแปรนั้นจะขึ้นอยู่กับชนิด และคุณลักษณะของแก๊สในการตอบสนองต่ออนุมูลอิสระที่ไวต่อปฏิกิริยา (reactive free radical) และหมู่ฟังก์ชัน (functional group) ที่สร้างขึ้นมาด้วย และพลังงานพื้นผิวจะสามารถเพิ่มขึ้นหรือลดลงก็ได้ ซึ่งจะทำให้เกิดกระบวนการเชื่อมโยงข้ามพื้นผิว หรือ surface cross-linking ขึ้น

2.6.2 การดัดแปรเส้นใยด้วยวิธีการทางเคมี (Chemical Method)

เส้นใยเซลลูโลสมีความสามารถในการยึดเกาะกับพอลิเมอร์ที่มีสมบัติความไม่ชอบน้ำนั้นไม่ดีมากนัก เนื่องจากเส้นใยมีความเป็นขั้วสูง สามารถปรับปรุงคุณภาพเส้นใยให้มีการยึดเกาะที่ดีขึ้นได้ด้วยวิธีการทางเคมี ซึ่งมีหลายวิธีด้วยกัน ได้แก่

1) การปรับสภาพด้วยซิลเลน (Silane treatment)

วิธีการนี้มีหลักการคือ การใช้ซิลเลน (Silane) เป็นสารคู่ควบ (Coupling agent) เติมซิลเลนเข้าไประหว่างบริเวณรอยต่อของพื้นผิวเส้นใยกับเมทริกซ์ โดยซิลเลนจะเข้าไปปรับสภาพความชอบน้ำ ณ บริเวณรอยต่อนั้นให้มีหมู่ฟังก์ชันเอมีนมากขึ้น โดยเฉพาะกับพอลิเมอร์ที่มีหมู่ฟังก์ชันอะมิโนของซิลเลน (Amino-functional silane) เช่น ยูรีเทน (Urethane) และอีพอกซี (Epoxy)

เป็นต้น ไซเลนและกลุ่มฟังก์ชันอะมิโนของไซเลนจะเพิ่มโอกาสในการเกิดหมู่ฟังก์ชันเอมีน (Amine) ให้มีมากขึ้น ทั้งนี้หมู่ฟังก์ชันเอมีนที่อยู่ในเมทริกซ์พอลิเมอร์ ซึ่งเดิมจะมีความไม่ชอบน้ำ และทำปฏิกิริยากับน้ำได้ยาก จะส่งผลทำให้เกิดปฏิกิริยาตรงรอยต่อได้มากขึ้น เนื่องจากการเติมไซเลนไปปรับสภาพทรงบริเวณรอยต่อนั้น ทำให้การยึดเกาะดีขึ้น เช่น การปรับสภาพผิวของเส้นใยปอแก้ว (Kenaf) โดยใช้สารคู่ควบไซเลนพบว่า การยึดเกาะระหว่างเส้นใยและเมทริกซ์พอลิสไตรีน (Polystyrene) ดีขึ้น เนื่องจากปฏิกิริยาคอนเดนเซชัน (Condensation) ระหว่างกลุ่มอัลคอกซีไซเลน (Alkoxysilane) และไฮดรอกซิล (Hydroxyl) ของเส้นใยปอแก้ว ซึ่งเป็นผลจากการปรับปรุงเส้นใย ทำให้ค่ามอดูลัสของเส้นใยดีขึ้น

2) การปรับสภาพด้วยอัลคาไลน์ (Alkaline treatment)

วิธีนี้เป็นวิธีการตัดแปรเส้นใยทางเคมีที่นิยมใช้ โดยสารอัลคาไลน์ที่ใช้ในการปรับปรุงเส้นใยจะเข้าไปทำลาย (Disruption) พันธะไฮโดรเจนในสายโซ่ของพอลิเมอร์ (Network structure) ทำให้พื้นผิวมีความหยาบเพิ่มมากขึ้น และมีการศึกษาผลของการปรับสภาพพื้นผิวเส้นใยในวัสดุผสมระหว่างปานศรนารายณ์ (Sisal) และอีพอกซีที่มีคุณสมบัติไวต่อความชื้น พบว่าการปรับปรุงเส้นใยปานศรนารายณ์ด้วยสารอัลคาไลน์จะทำให้วัสดุผสมมีความแข็งแรง และคงทน (Rigid) มากขึ้น มีความพรุนตัวน้อยลง และความหนาแน่นเพิ่มขึ้น นอกจากนี้การปรับสภาพผิวเส้นใยยังทำให้แรงตึงผิว (Surface tension) และความกระด้างของพื้นผิวเพิ่มขึ้น ทำให้ลักษณะการยึดเกาะระหว่างเส้นใยปานศรนารายณ์กับอีพอกซีดีขึ้น

3) การปรับสภาพด้วยกระบวนการอะซิทิเลชัน (Acetylation)

เป็นอีกหนึ่งในวิธีการตัดแปรพื้นผิวของเส้นใยธรรมชาติ ทำให้เส้นใยธรรมชาตินี้มีคุณสมบัติไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic) มากขึ้น มีหลักการเบื้องต้น คือการเติมหมู่ฟังก์ชันอะซิทิล (Acetyl) ลงในโครงสร้างของเส้นใย ซึ่งการตัดแปรเส้นใยวิธีนี้จะไปเคลือบหมู่ฟังก์ชันไฮดรอกซิล (OH group) ที่อยู่ในเส้นใย ทำให้เส้นใยมีคุณสมบัติความไม่ชอบน้ำเพิ่มมากขึ้น และส่งผลต่อโครงสร้างและสมบัติของวัสดุผสมซึ่งพบว่า ความต้านแรงดึง (Tensile strength) มอดูลัสเชิงดึง (Tensile modulus) และความต้านแรงกระแทก (Impact strength) ของวัสดุผสมดีขึ้น

4) การปรับสภาพด้วยเอนไซม์ (Enzyme treatment)

ปัจจุบันมีการใช้เทคโนโลยีการปรับสภาพพื้นผิวของเส้นใยโดยใช้เอนไซม์ในการตัดแปรผิวเส้นใยธรรมชาติมากขึ้น เนื่องจากเป็นวิธีการที่เป็นมิตรกับธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม มีงานวิจัยที่ศึกษาถึงผลของเอนไซม์ที่มีต่อเส้นใยอะบาคา พบว่า สมบัติความต้านแรงดึงของวัสดุผสมที่ใช้เส้นใยอะบาคาเป็นเส้นใยเสริมแรงจะมีความคงทน และความแข็งแรงของวัสดุเพิ่มขึ้นตั้งแต่ 5-45 เปอร์เซ็นต์ หลังจากการปรับสภาพผิวเส้นใยด้วยเอนไซม์

5) การปรับสภาพด้วยสารคู่ควมมาเลอีเทด (Maleated coupling)

เป็นวิธีที่นิยมใช้ในการเพิ่มความแข็งแรงให้แก่เส้นใยธรรมชาติที่จะนำมาใช้เป็นเส้นใยเสริมแรงในวัสดุผสมในปัจจุบัน โดยการตัดแปรเส้นใยด้วยวิธีนี้มีความแตกต่างจากวิธีอื่น ๆ คือ มาเลอิก แอนไฮไดรด์ (Maleic Anhydride) จะเข้าไปทำปฏิกิริยาทั้งบนผิวเมทริกซ์ของพอลิเมอร์ และผิวเส้นใย ส่งผลให้วัสดุผสมมีสมบัติเชิงกลดีขึ้น เช่น ค่ามอดูลัสยืดหยุ่น (Flexural modulus) มอดูลัสของยัง ความแข็ง (Hardness) และการต้านแรงกระแทก (Impact strength) ของวัสดุผสมเสริมแรงเส้นใยธรรมชาติมีค่าเพิ่มขึ้น

6) ปฏิกิริยากราฟโคพอลิเมอร์ไรเซชัน (Grafting Polymerization)

จัดเป็นการตัดแปรโครงสร้างเคมีของพอลิเมอร์โดยการนำมาทำปฏิกิริยากับโมโนเมอร์ภายใต้สภาวะที่มีการชักนำให้เกิดปฏิกิริยาพอลิเมอร์ไรเซชันบนโมเลกุลของพอลิเมอร์ อาจจะสามารถแบ่งได้เป็น 3 ประเภทตามลักษณะตัวกลางที่ว่องไวในการเกิดปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบ กล่าวคือปฏิกิริยาแบบอนุมูลอิสระ ปฏิกิริยาแบบไอออนลบ และปฏิกิริยาแบบไอออนบวก โดยที่ปฏิกิริยากราฟโคพอลิเมอร์ไรเซชันส่วนใหญ่จะเป็นแบบอนุมูลอิสระ เนื่องจากความหลากหลายของระบบที่ใช้ทำปฏิกิริยามีมากกว่าและปฏิกิริยาแบบอนุมูลอิสระจะใช้กับโมโนเมอร์ได้หลายชนิดมากกว่า

นอกจากนั้น หากพิจารณาในด้านของเทคนิคที่ใช้แล้ว ยังอาจจะสามารถแบ่งประเภทของปฏิกิริยากราฟโคพอลิเมอร์ไรเซชันออกได้เป็นปฏิกิริยาแบบเคมี (ใช้สารเคมีชักนำให้เกิดตำแหน่งที่ว่องไวบนโมเลกุลพอลิเมอร์) และปฏิกิริยาแบบฉายรังสี (Radiation grafting) โดยการฉายรังสีที่มีพลังงานสูง เช่น Ultraviolet หรือ Gamma-radiation เพื่อกระตุ้นให้เกิดอนุมูลอิสระบนโมเลกุลพอลิเมอร์

- การเตรียมกราฟโคพอลิเมอร์โดยปฏิกิริยาเคมีผ่านตัวกลางแบบอนุมูลอิสระ
องค์ประกอบของสารตั้งต้นที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาในระบบนี้จะประกอบด้วยสารละลายพอลิเมอร์และ โมโนเมอร์ที่ต้องการทำปฏิกิริยาและตัวเริ่มปฏิกิริยา โดยควบคุมสภาวะในการดำเนินปฏิกิริยาในทำนองเดียวกัน กับการสังเคราะห์ไฮโมพอลิเมอร์โดยกลไกแบบอนุมูลอิสระ กล่าวคือต้องกำจัดสารยับยั้งออกจากโมโนเมอร์ ต้องกำจัดออกซิเจน ต้องทำปฏิกิริยาในระบบปิด และต้องใช้อุณหภูมิต่ำในการดำเนินปฏิกิริยาให้สอดคล้องกับการแตกตัวของตัวเริ่มปฏิกิริยาที่ใช้

- การเตรียมกราฟโคพอลิเมอร์โดยการฉายรังสี (Radiation graft copolymerization)

การฉายรังสี เช่น รังสีแกมมาโดยใช้ ^{60}Co เป็นแหล่งกำเนิดจะเป็นการกระตุ้นให้เกิดอนุมูลอิสระบนโมเลกุลของสายโซ่พอลิเมอร์ที่ต้องการตัดแปรโดยผ่านการแตกของพันธะ

ระหว่างคาร์บอนกับไฮโดรเจนในโมเลกุล พอลิเมอร์ จากนั้น การกราฟต์มอนอเมอร์ที่ต้องการลงไป ในสายโซ่พอลิเมอร์ จากนั้น มอนอเมอร์จะเข้าไปทำปฏิกิริยากับอนุมูลอิสระของพอลิเมอร์ดังกล่าว

- การเตรียมกราฟโคพอลิเมอร์โดยผ่านปฏิกิริยารีดอกซ์

ในกรณีที่พอลิเมอร์ที่ต้องการจะตัดแปรมีหมู่ไฮดรอกซิล (-OH) อยู่ในโมเลกุล เช่น พอลิไวนิลแอลกอฮอล์ หรือแป้ง (มีหน่วยย่อยเป็นอะไมโลส และอะไมโลเพคติน) พบว่า การทำปฏิกิริยากราฟโคพอลิเมอร์ไรเซชันสามารถดำเนินผ่านกลไกแบบปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยใช้สารประกอบของเซอริกไอออน (Ce^{4+}) เช่น Ceric ammonium sulfate หรือ Ceric sulfate ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยากับรีดอกซ์พอลิเมอร์ทำให้เกิดอนุมูลอิสระขึ้นที่อะตอมคาร์บอนในตำแหน่งที่ติดกับหมู่ไฮดรอกซิลพร้อมทั้งได้เซอริกไอออนที่มีเลขออกซิเดชันเปลี่ยนไป (Ce^{3+})

- การเตรียมกราฟโคพอลิเมอร์โดยผ่านตัวกลางไอออน

นอกจากปฏิกิริยาแบบอนุมูลอิสระแล้ว อาจจะเป็นไปได้ว่าปฏิกิริยากราฟโคพอลิเมอร์ไรเซชันจะเกิด ผ่านตัวกลางแบบไอออนลบหรือไอออนบวก ตัวอย่างเช่น ในกรณีที่นำพอลิบิวตะไดอินมาทำปฏิกิริยากับสารเทอร์เทียรีบิวทิลลิเทียมจะทำให้ได้พอลิบิวตะไดอินที่มีประจุลบบนสายโซ่โมเลกุล ซึ่งสามารถเกิดปฏิกิริยาต่อกับโมโนเมอร์ เช่น สไตรีนหรืออะคริโลไนไตรล์ได้ หรือในกรณีที่ศึกษาการตัดแปรพอลิเอไมด์ หรือพอลิยูรีเทน อาจจะใช้โลหะโซเดียมในการทำปฏิกิริยาเพื่อชักนำให้เกิด ไอออนลบขึ้นบนโมเลกุลพอลิเมอร์ แต่ในการทำปฏิกิริยาด้วยโลหะโซเดียมนี้ต้องระวังเป็นพิเศษเนื่องจากโลหะดังกล่าวว่องไวในการทำปฏิกิริยา และอาจจะเกิดการระเบิดได้เมื่อมีการสัมผัสกับความชื้นและอากาศ

ตารางที่ 2.6 เปรียบเทียบการดัดแปรหมู่ฟังก์ชันด้วยวิธีต่าง ๆ

การดัดแปรหมู่ฟังก์ชัน	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
การดัดแปรเส้นใยทางกล			
1. การปรับสภาพด้วยโคโรน่า (Corona Treatment)	<ul style="list-style-type: none"> - ต้นทุนต่ำ และติดตั้งง่าย - มีความสามารถในการเกิดพันธะกับวัสดุอื่นได้ง่าย - ดัดแปรผิวของพอลิเมอร์ได้อย่างต่อเนื่อง 	<ul style="list-style-type: none"> - คุณภาพของการดัดแปรพื้นผิวของพอลิเมอร์ไม่สม่ำเสมอ เนื่องจากความแปรปรวนจากเงื่อนไขต่าง ๆ เช่น อุณหภูมิ และความชื้น เป็นต้น 	A. toth et al. (2000); Rånby, B., & Guo, F. Z. (1994).
2. การปรับสภาพด้วยพลาสมา (Plasma Treatment)	<ul style="list-style-type: none"> - เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมไม่มีสารเคมีเสีย - ต้นทุนการติดตั้งต่ำ - ระบบมีขนาดเล็ก การติดตั้งเหมาะสมกับอุตสาหกรรมหลากหลายประเภท 	<ul style="list-style-type: none"> - มีการจำกัดค่าพารามิเตอร์เพื่อป้องกันอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่สูงเกินไป - ไม่รองรับอุณหภูมิพลศาสตร์ ดังนั้นพื้นผิวที่แปรรูปด้วยพลาสมาจึงขาดความสม่ำเสมอ - ประสิทธิภาพการแตกตัวเป็นไอออนของแก๊สสามารถลดประสิทธิภาพของพลังงานลงได้มากกว่าสิบเท่า ขึ้นอยู่กับพลาสมาและซับสเตรท 	Christensen GJ (2011)

ตารางที่ 2.6 เปรียบเทียบการดัดแปรหมู่ฟังก์ชันด้วยวิธีต่าง ๆ (ต่อ)

การดัดแปรหมู่ฟังก์ชัน	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
การดัดแปรเส้นใยทางเคมี			
1. การปรับสภาพด้วยซิลเลน (Silane Treatment)	<ul style="list-style-type: none"> - ปรับปรุงการยึดเกาะระหว่างวัสดุโดยการสร้างพันธะเคมี - เพิ่มคุณสมบัติทางเคมีและคุณสมบัติของพื้นผิวพอลิเมอร์ 	<ul style="list-style-type: none"> - การใช้สารยึดติดซิงเกิลบอนด์ยูนิเวอร์แซลที่มีส่วนประกอบสารคู่ควบซิลเลนสามารถเพิ่มค่าความแข็งแรงยึดเหนี่ยวระหว่างเรซินคอมโพสิตกับวัสดุชนิดลิเทียมไดซลิเกตได้ แต่ค่าความแข็งแรงยึดเหนี่ยวที่ได้มีค่าน้อยกว่าการใช้สารยึดติดซิงเกิลบอนด์ยูนิเวอร์แซลที่มีการใช้ร่วมกับสารคู่ควบซิลเลน 	Nagai T et al. (2004); Lung CY et al. (2012)
2. การปรับสภาพด้วยอัลคาไลน์ (Alkaline Treatment)	<ul style="list-style-type: none"> - เป็นอีกหนึ่งในการปรับปรุงที่ดีที่สุดที่ใช้สำหรับเส้นใยธรรมชาติ เนื่องจากเบสจะทำให้ปริมาณของเซลลูโลสเพิ่มขึ้น และมีความเป็นอสัณฐาน 	<ul style="list-style-type: none"> - ต้องความเข้มข้นของเบสที่ใช้ เนื่องจากจะมีอิทธิพลต่อระดับของการบวมตัว และระดับของการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างเป็นเซลลูโลส สารละลายเบสไม่เพียงแต่จะมีผลต่อองค์ประกอบเซลลูโลสเท่านั้นแต่ยังส่งผลต่อองค์ประกอบอื่นๆด้วย เช่น ลิกนิน แวกติน และ เฮมิเซลลูโลส 	Kabir et al. (2012)

ตารางที่ 2.6 เปรียบเทียบการตัดแปรรูปร่างด้วยวิธีต่าง ๆ (ต่อ)

การตัดแปรรูปร่าง	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
3. การปรับสภาพด้วยกระบวนการอะซิทิเลชัน (Acetylation)	- เป็นมิตรกับธรรมชาติ	- ปริมาณตัวเร่งปฏิกิริยาจำนวนมากเล็กน้อยมีผลอย่างมากต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาและระดับของอะซิทิเลชัน	Mohanty A. K et al. (2001)
4. การปรับสภาพด้วยเอนไซม์ (Enzyme Treatment)	- ได้รับการยอมรับในอุตสาหกรรมสิ่งทอ เนื่องจากเป็นเทคนิคที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม - ในปัจจุบันนิยมใช้ในการพัฒนาเส้นใยธรรมชาติ/พอลิเมอร์	- ทำงานได้ดีเมื่ออุณหภูมิสูง	Eberl A et al. (2009)
5. การปรับสภาพด้วยสารคู่ควมาเลอเทด (Maleated Treatment)	- หลังการปรับปรุงพลังงานพื้นผิวของเส้นใยจะเพิ่มขึ้นใกล้เคียงกับพอลิเมอร์ และส่งผลให้ความสามารถในการเปียกผิวดียิ่งขึ้น และทำให้การยึดเกาะระหว่างผิวสูงขึ้น	- ไม่เหมาะต่อการปรับปรุงเส้นใยธรรมชาติ เนื่องจากคุณสมบัติทางกลของคอมโพสิต	Gomes et al. (2007); Goriparthi et al. (2012)

ตารางที่ 2.6 เปรียบเทียบการดัดแปรหมู่ฟังก์ชันด้วยวิธีต่าง ๆ (ต่อ)

การดัดแปรหมู่ฟังก์ชัน	ข้อดี	ข้อเสีย	อ้างอิง
<p>6. ปฏิกิริยากราฟต์โคพอลิเมอไรเซชัน (Grafting Polymerization)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - มีการใช้งานในภาคอุตสาหกรรมอย่างแพร่หลาย เช่น เพื่อปรับปรุงคุณสมบัติการดูดซับ การดูดซับน้ำ ความยืดหยุ่น กาแลกเปลี่ยนไอออน ความสามารถในการดูดซับสีย้อม การทนความร้อน ความไวต่ออุณหภูมิ และความไวของค่า pH ของเส้นใย เป็นต้น - เพิ่มคุณสมบัติการดูดซับโลหะหนัก รวมถึงความชื้นของผ้าได้สูง - นำไปใช้งานได้กับวัสดุหลากหลายประเภท - สามารถใช้มอนอเมอร์ได้หลากหลายชนิด 	<ul style="list-style-type: none"> - ไม่สามารถทำได้หากไม่มีการสร้างพอลิเมอร์แกนหลักที่มีกลุ่มปฏิกิริยา - ต้องมีการควบคุมอุณหภูมิขณะทำปฏิกิริยา เนื่องจากประสิทธิภาพการกราฟต์จะเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มอุณหภูมิจนกระทั่ง 70 องศาเซลเซียส และประสิทธิภาพจะลดลงเมื่อเพิ่มอุณหภูมิต่อไป 	<p>Bhattacharya et al. (2008)</p>

2.7 ชนิดของหมู่ฟังก์ชันสำหรับตัวดูดซับทางเคมี

การดัดแปรโครงสร้างทางเคมีของเส้นใยประดิษฐ์มีวัตถุประสงค์เพื่อสร้างหมู่ฟังก์ชันบนโครงสร้างโมเลกุลของวัสดุดูดซับเพื่อเพิ่มคุณสมบัติและความสามารถในการดูดซับโลหะหนักให้กับเส้นใย โดยหมู่ฟังก์ชันที่ติดอยู่กับพื้นผิวของวัสดุเหล่านั้นจะเป็นกลไกหลักของการดูดซับ หมู่ฟังก์ชันที่พบได้ในหลาย ๆ การศึกษา เช่น หมู่คาร์บอกซิล อะมิโน และอะมิโดออกซิเมท เป็นต้น โดยมีกลไกการดูดซับ คือ โลหะหนักจะยึดเหนี่ยวแล้วเกิดการสร้างพันธะกับหมู่ฟังก์ชันที่อยู่บนพื้นผิวของวัสดุด้วยแรงต่าง ๆ เช่น แรงทางไฟฟ้าสถิต แรงแวนเดอวาล์ว การใช้หรือให้อิเล็กตรอนร่วมกัน เป็นต้น (Racho and Phalathip, 2017)

2.7.1 หมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล

หมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลมีอิเล็กตรอนคู่โดดเดี่ยว 2 คู่ของอะตอมออกซิเจนที่มีคุณสมบัติในการรวมตัวกับโลหะหนักประจุบวกสองได้ การดัดแปรเส้นใยด้วยวิธีการกราฟต์โคพอลิเมอร์โดยใช้กรดอะคริลิกเป็นมอนอเมอร์จะทำให้เกิดการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลขึ้นบนผิวของเส้นใย ดังเช่นการศึกษาของ Wang et al. (2012) ทำการศึกษาความสามารถในการดูดซับ Cu(II) และ Ni(II) ด้วยเส้นใยโพลีเอสเทอร์ วิธีการกราฟต์กรดอะคริลิกบนโครงสร้างโมเลกุลของเส้นใย ทำให้เกิดหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลขึ้นในโครงสร้างของเส้นใยดัดแปร เส้นใยดังกล่าวมีความสามารถดูดซับโลหะหนัก Ni(II) และ Cu(II) เท่ากับ 156.3 และ 181.8 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ในขณะที่ Kamarudin et al. (2021) ศึกษาการดูดซับ Ni(II) ในสารละลายด้วยเส้นใยโพลีอะนิลีนดัดแปรโดยการกราฟต์กรดอะคริลิก ทำให้เกิดหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลขึ้นในโครงสร้างของเส้นใยดัดแปร และทำให้เส้นใยดัดแปรมีความสามารถในการดูดซับ Ni(II) สูงสุดเท่ากับ 18.12 มิลลิกรัมต่อกรัม โดยกลไกการดูดซับ Ni(II) เกิดจากการรวมกัน (Chelation) ระหว่างอะตอมของออกซิเจนในหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลกับอะตอมของ Ni(II) และในการศึกษาของ Ahmed and Saleh (2019) ศึกษาการกราฟต์กรดอะคริลิกลงบนพื้นผิวของเส้นใยลิกโนเซลลูโลสจากต้นปาล์มกิ่ง (Hyphaene thebaica) โดยพบว่าในโครงสร้างของเส้นใยก่อนการดัดแปรจะพบหมู่ฟังก์ชันไฮดรอกซิล และเมื่อกราฟต์กรดอะคริลิกลงบนเส้นใยจะทำให้เกิดการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลขึ้นที่ตำแหน่งหมู่ฟังก์ชันไฮดรอกซิล และทำให้เส้นใยดัดแปรมีความสามารถในการดูดซับ Pb(II) สูงสุดประมาณ 16 มิลลิกรัมต่อกรัม

2.7.2 หมู่ฟังก์ชันอะมิโน และเอไมด์

หมู่ฟังก์ชันทั้ง 2 ชนิดนี้สามารถสร้างพันธะโควาเลนต์ (covalent bond) กับโลหะหนักได้ด้วยอิเล็กตรอนคู่โดดเดี่ยวของอะตอมไนโตรเจนที่มี 1 คู่ การสร้างหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วยวิธีการกราฟต์โคพอลิเมอร์โดยส่วนใหญ่มักใช้เมทาอะคริลามิโด หรืออะคริลามิโดเป็นมอนอเมอร์ในการสร้างหมู่ฟังก์ชันเอไมด์บนผิวของเส้นใย สามารถทำได้โดยการกราฟต์ หรือเชื่อมต่อกับหมู่ฟังก์ชันเข้ากับโครงสร้างโมเลกุลของเส้นใยที่ผ่านการกราฟต์หมู่ฟังก์ชันด้วยมอนอเมอร์ที่มีสภาพขั้วสูงก่อน เช่น

กรดอะคริลิก และไกลซิดิลเมธาไครเลต หรือเส้นใยที่มีหมู่ฟังก์ชันไซยาไนด์ อย่างเช่นเส้นใยโพลีอะคริไลด์ (Racho and Phalathip, 2017) ในการศึกษาของ Deng and Ting (2005) ศึกษาการดัดแปรเส้นใยธรรมชาติจากเห็ดรา (*Penicillium chrysogenum*) โดยเตรียมเส้นใยดัดแปรจากการกราฟต์กรดอะคริลิกเพื่อสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล จากนั้น เชื่อมต่อหมู่ฟังก์ชันเอมีนที่ตำแหน่งหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลด้วยสารไดอะมิโนเฮกเซน (1,6-diaminohexane) เมื่อวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันในโครงสร้างของเส้นใยก่อนดัดแปรด้วย Fourier transform infrared (FTIR) พบว่า ในโครงสร้างของเส้นใยส่วนใหญ่ประกอบด้วยหมู่ฟังก์ชันไฮดรอกซิล ส่วนในโครงสร้างของเส้นใยที่ดัดแปรแล้วพบหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และเอมีนเพิ่มเข้ามา และเส้นใยมีความสามารถในการดูดซับ Cu(II) และ Cd(II) สูงสุดเท่ากับ 1.70 และ 1.87 มิลลิโมลต่อกรัม ตามลำดับ นอกจากนี้ Wang et al. (2012) กล่าวว่า หมู่ฟังก์ชันอะมิโนเป็นหมู่ฟังก์ชันที่สามารถดูดซับได้ทั้งโลหะหนักชนิดที่เป็นประจุบวก ได้แก่ Pb(II) และประจุลบ ได้แก่ Cr(VI) โดยค่าพีเอชเริ่มต้นของสารละลายมีผลต่อรูปของโลหะหนักและพื้นผิวของเส้นใยสังเคราะห์ ในช่วงพีเอช 2 ถึง 4 พื้นผิวเส้นใยสังเคราะห์มีประจุเป็นบวก เนื่องจากในสารละลายมีโปรตอน (H^+) ทำให้หมู่ฟังก์ชันอะมิโนอยู่ในรูป NH_3^+ ซึ่งเป็นประจุบวก สร้างพันธะกับ Cr(VI) ที่ละลายน้ำอยู่ในรูปไอออน CrO_4^{2-} ซึ่งเป็นประจุลบ ทำให้เส้นใยเกิดการดูดซับ Cr(VI) ขึ้นและเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้นมากกว่า 5 พื้นผิวเส้นใยสังเคราะห์เป็นกลาง อะตอมไนโตรเจนของหมู่ฟังก์ชันอะมิโนที่มีอิเล็กตรอนคู่โดดเดี่ยวจึงทำหน้าที่เป็นลิแกนด์สร้างพันธะกับไอออนของ Pb(II) ทำให้เส้นใยเกิดการดูดซับ Pb(II) ขึ้น

2.7.3 หมู่ฟังก์ชันอะมิโดอกซิเมท

เป็นหมู่ฟังก์ชันที่มีอะตอมออกซิเจน และไนโตรเจน เป็นองค์ประกอบ ทำให้อะตอมโลหะหนักสามารถสร้างพันธะได้ทั้งกับอะตอมของออกซิเจน และอะตอมของไนโตรเจนเกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อน Coşkun and Soykan (2009) ทำการศึกษาการดัดแปรโครงสร้างเส้นใยพอลิเอทิลีนเทเรพทาเลตให้มีหมู่ฟังก์ชันอะมิโดอกซิเมท โดยการกราฟต์อะคริไลด์ลงบนโครงสร้างเส้นใยก่อนแล้วจึงเปลี่ยนหมู่ฟังก์ชันไซยาไนด์ให้เป็นหมู่ฟังก์ชันอะมิโดอกซิเมทด้วยสารละลายไฮดรอกไซด์ลามีน และไฮโดรคลอริก เพื่อให้มีคุณสมบัติในการดูดซับโลหะหนัก พบว่าการดูดซับในสภาวะที่มีโลหะหนักผสมกันอยู่มากกว่า 1 ชนิด เช่น Pb(II), Ni(II), Cd(II) และ Co(II) มีความสามารถในการดูดซับโลหะหนักเท่ากับ 49.76 มิลลิกรัมต่อกรัม โดยกลไกการดูดซับเกิดจากอะตอมของโลหะหนัก เกิดสารประกอบเชิงซ้อนกับอะตอมของออกซิเจนกับอะตอมไนโตรเจนบนสายโซ่โมเลกุลของเส้นใยร่วมกัน (Racho and Phalathip, 2017)

2.8 ผลกระทบของหมู่ฟังก์ชันในการกำจัดโลหะหนัก

กลไกการดูดซับโลหะหนักด้วยเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรเกิดขึ้นจากการสร้างพันธะระหว่างหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวเส้นใยกับไอออนโลหะหนัก โดยที่หมู่ฟังก์ชันแต่ละประเภทก็จะส่งผลต่อการกำจัดโลหะหนักในแต่ละชนิดที่ไม่เหมือนกัน ดังตารางที่ 2.7

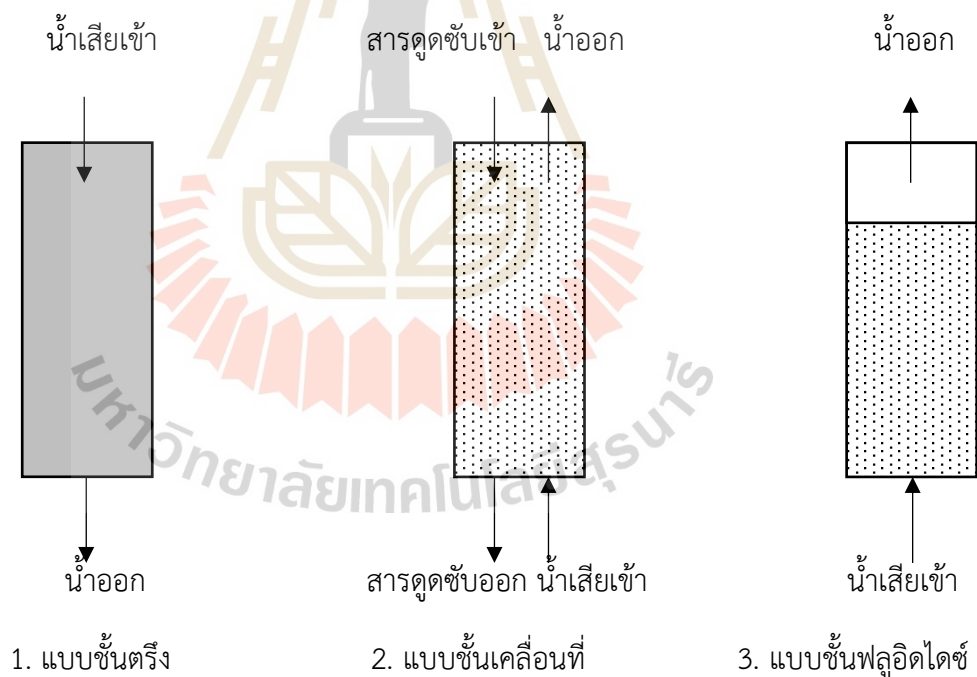


ตารางที่ 2.7 หมู่ฟังก์ชันในการกำจัดโลหะหนักจากการตัดแปรรูปโครงสร้างทางเคมีของเส้นใย

วัสดุ	เทคนิค	initiator	หมู่ฟังก์ชัน	โลหะหนัก	Capacity (mg/g)	อ้างอิง
ไนลอน	Graft copolymerization	Acrylic acid	เอมีน เอไมด์	Pb(II) Cr(IV)	51.81 49.75	Racho et al. (2017)
โพลีเอสเทอร์	Graft copolymerization	Benzoyl Peroxide (Bz2O2)	Amidoxime	Co(II) Ni(II) Cu(II) Cd(II) Pb(II)	1.029 5.775 2.175 1.725 7.126	Coskun et al. (2009)
โพลีเอสเทอร์	Graft copolymerization	Poly-acrylic acid	เอมีน เอไมด์	Ni(II) Cu(II)	156.25 181.81	Wang et al. (2012)
Polyacrylo nitrile fiber	Radiation graft copolymerization	รังสีไมโครเวฟ	คาร์บอกซิล อะมิโน เอมีน	Cu(II) Hg (II)	119.39 275.76	Deng et al. (2015)
ไคโตซาน	Graft copolymerization	Polyethylenimine	อะมิโน	Cr(VI) Cu(II) Co(II)	138.96 69.27 68.31	Deng et al. (2021)
เซลลูโลสจากกล้วย	Graft copolymerization	Ceric ammonium nitrate	คาร์บอกซิล	Pb(II)	153.46	Rani et al. (2019)
เซลลูโลส	Graft copolymerization	Acrylic acid (AA)	คาร์บอกซิล	Pb(II) Cd(II)	351.9 95.2	W.S. Wan Ngah et al. (2008)

2.9 การดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง

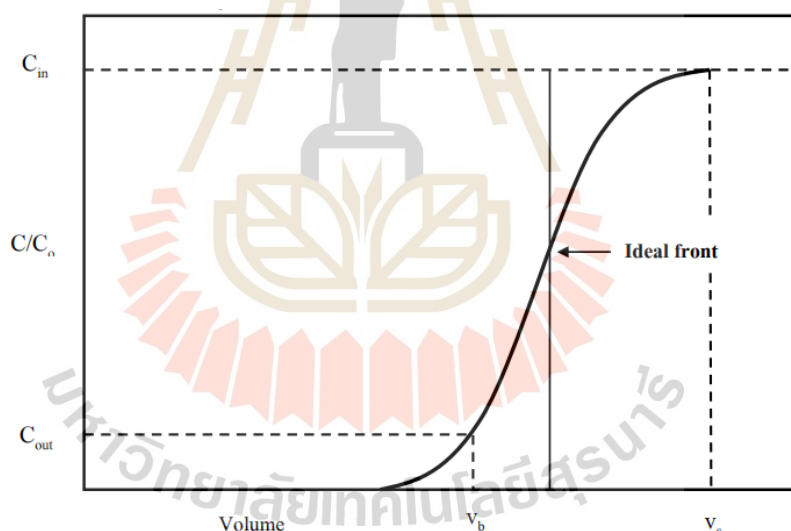
กระบวนการดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง เป็นการศึกษาการดูดซับโดยให้ตัวถูกดูดซับไหลผ่านวัสดุดูดซับตลอดเวลา หรือเรียกว่าแบบคอลัมน์ (column method) โดยนำวัสดุดูดซับบรรจุลงในคอลัมน์ แล้วผ่านสารละลายของตัวถูกดูดซับลงไป นิยมใช้กันมากกว่าระบบแบบกะ และใช้กับปริมาณน้ำมาก ๆ ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับแบบนี้ ได้แก่ ความสูงของตัวดูดซับ ความเข้มข้นเริ่มต้น และอัตราการไหลของตัวถูกดูดซับ โดยนิยมนำผลการศึกษา เช่น ความสามารถในการดูดซับ และระยะเวลาการใช้งานของวัสดุดูดซับ ไปใช้ในการออกแบบเพื่อใช้งานจริง เนื่องจากการทดลองในลักษณะการใช้งานจริงที่มีการปล่อยน้ำไหลผ่านชั้นวัสดุดูดซับอย่างต่อเนื่อง โดยที่การดูดซับในตอนบนของคอลัมน์ จะมีปริมาณมากกว่าในตอนล่าง และประสิทธิภาพการดูดซับแบบต่อเนื่องจะดีกว่าแบบกะ ด้วยเหตุที่ว่าสารละลายของตัวถูกดูดซับจะสัมผัสกับวัสดุได้นานกว่า ซึ่งกระบวนการดูดซับแบบไหลต่อเนื่องสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท คือ 1. แบบชั้นตรึง (Fixed Bed) 2. แบบชั้นเคลื่อนที่ (Moving Bed) และ 3. แบบชั้นฟลูอิดไดซ์ (Fluidized Bed) ดังแสดงในรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ระบบการดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง

เส้นโค้งการดูดซับแบบต่อเนื่อง (Breakthrough Curve) เป็นการเขียนความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับที่เวลาใด ๆ ต่อความเข้มข้นเริ่มต้นกับเวลาที่ใช้ในการดูดซับ โดยส่วน

ใหญ่เขียนได้กราฟคล้าย รูปตัวเอส (S) เส้นโค้งการดูดซับแบบต่อเนื่องนำมาใช้อธิบายพฤติกรรม การดูดซับแบบต่อเนื่องของตัวถูกดูดซับบนผิวตัวดูดซับ เมื่อผ่านสารละลาย (ตัวถูกดูดซับ) ลงไปในคอลัมน์ และพิจารณาหน้าคลื่นของวัสดุดูดซับ เมื่อสัมผัสกับตัวถูกดูดซับ การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับบนผิววัสดุดูดซับตามความลึกของฐาน (Bed depth) ของชั้นแรก วัสดุดูดซับจะถูกดูดซับอย่างรวดเร็วจนถึงสมดุล ส่วนที่สองเป็นการดูดซับแบบไดนามิก เรียกว่า ช่วงการขนถ่ายมวล (Mass transfer zone) หลังจากส่วนนี้ ตัวถูกดูดซับมาถึงส่วนล่างสุด ความเข้มข้นส่วนนี้เรียกว่า ความเข้มข้นที่ Breakthrough ซึ่งสามารถสร้าง Breakthrough curve ได้ โดยพล็อตกราฟระหว่างความเข้มข้นที่ออกมา (Effluent concentration) กับเวลา ดังรูปที่ 2.2 มีวิธีการทดลองโดยให้ตัวถูกดูดซับก่อนผ่านคอลัมน์ และตัวถูกดูดซับที่ออกจากคอลัมน์มีความเข้มข้นเท่ากัน ($C_{in} = C_{out}$) ตามปกติ Breakthrough curve จะได้รูปร่างตัวเอสที่เรียบ (Smooth S-shape) เมื่อทำการทดลองกับวัสดุดูดซับชนิดเดียวกัน แต่ถ้าตัวถูกดูดซับหลายๆชนิดผสมกัน การดูดซับจะเกิดการแข่งขัน ทำให้รูปร่างของ Breakthrough curve บิดเบี้ยว หรือเปลี่ยนไป

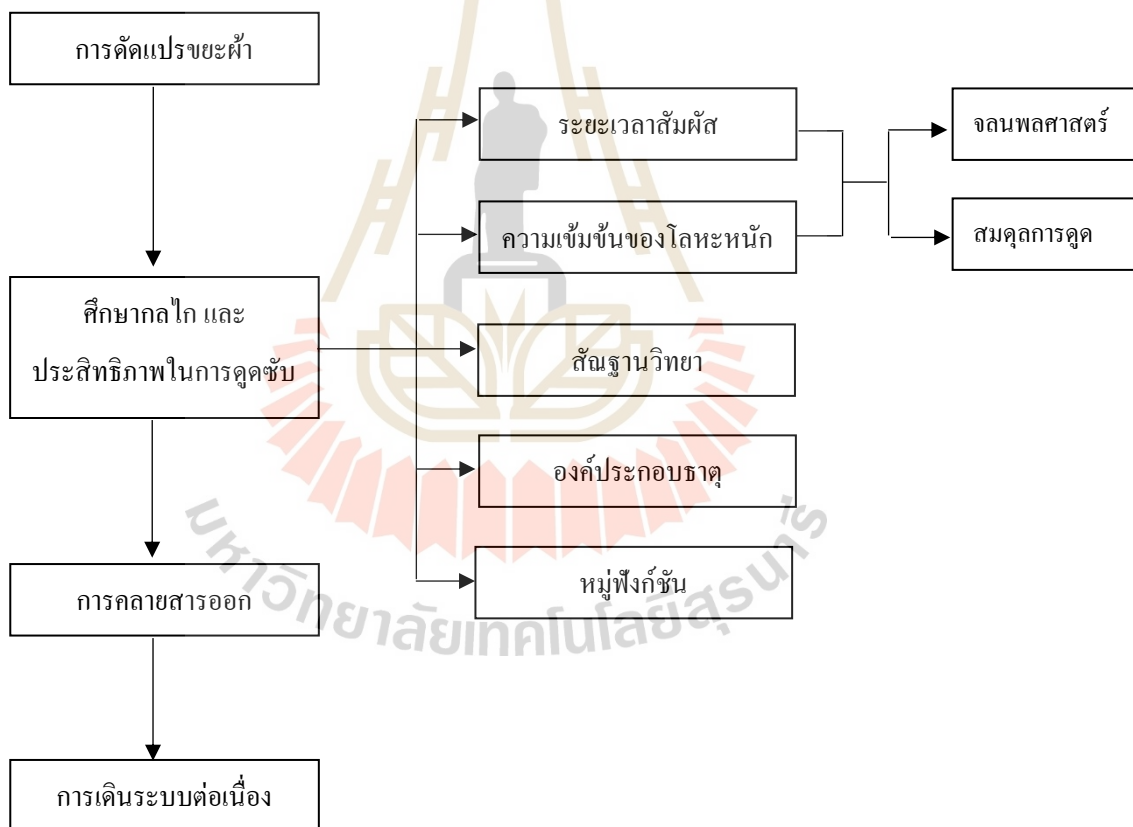


รูปที่ 2.2 แสดงการหา Breakthrough capacity

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

การศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง โดยนำขยะผ้ามาทำการตัดแปรพันธะทางเคมี เพื่อใช้เป็นวัสดุดูดซับโลหะหนัก โดยมีขั้นตอนการศึกษา ประกอบด้วย 4 ขั้นตอนหลัก คือ การตัดแปร ขยะผ้า, การศึกษากลไก และประสิทธิภาพในการดูดซับ, การคลายสารออก และ การเดินระบบ ต่อเนื่อง โดยมีรายละเอียดดังแสดงในรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการศึกษา

3.1 ขยะผ้า

3.1.1 แหล่งกำเนิด

ขยะผ้าที่นำมาใช้ในการศึกษาครั้งนี้ เป็นขยะผ้าจากอุตสาหกรรมสิ่งทอ ประเภทชุดชั้นใน จากโรงงานแห่งหนึ่งในจังหวัดสุรินทร์ ซึ่งเป็นขยะผ้าที่มีลักษณะเป็นเส้นยาว และเป็นเส้นใยชนิดผ้าโพลี เอสเตอร์ ดังรูป 3.2



รูปที่ 3.2 ขยะผ้าก่อนตัดแปรรูป

3.1.2 การเตรียมผ้าก่อนตัดแปรรูป

การเตรียมผ้าก่อนตัดแปรรูปพันธะโดยการตัดผ้ายาวประมาณ 5 เซนติเมตร และนำผ้าไปแช่ในสารละลายเอทานอลทิ้งไว้ 30 นาที หลังจากนั้นล้างด้วยน้ำกลั่น 2 รอบ และนำไปอบแห้งที่อุณหภูมิ 40 องศาเซลเซียส จนกระทั่งแห้ง เก็บไว้ในโถอบความชื้น (Ko et al., 2011) เพื่อเป็นการกำจัดสิ่งสกปรกที่เกาะติดอยู่บนผิวผ้า และเพื่อให้ผ้ามีความพร้อมในการตัดแปรรูปพันธะทางเคมีในขั้นตอนต่อไป

3.2 การตัดแปรร่วม

การตัดแปรร่วมฟังก์ชันอะมิโนเข้าสู่โครงสร้างของผ้าทำโดยวิธีการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล ด้วยกระบวนการกราฟต์โคพอลิเมอร์ไธเซชันก่อนการต่อหมู่ฟังก์ชันอะมิโน ตามการศึกษาของ Coskun et al. (2009) และ Wang et al. (2012) โดยมีขั้นตอนการตัดแปรร่วม 2 ขั้นตอนหลัก ดังนี้

3.2.1 การกราฟต์กรดอะคริลิก

การกราฟต์กรดอะคริลิกเป็นขั้นตอนการทำให้เกิดหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลบนสายโซ่โพลีเมอร์ของผ้า เพื่อใช้เป็นตำแหน่งในการเปลี่ยนให้เป็นหมู่ฟังก์ชันอะมิโนในขั้นตอนต่อไป โดยเลือกใช้ กรดอะคริลิกเป็นมอนอเมอร์ (Monomer) และเบนโซอิลเปอร์ออกไซด์ (Benzoyl peroxide) เป็น สารริเริ่มปฏิกิริยา (Initiator) (Coskun et al. 2009, Wang et al. 2012) ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการ กราฟต์กรดอะคริลิกบนผ้าในเครื่องเขย่าเพื่อให้เกิดการกวนผสมด้วยความเร็วรอบ 120 รอบต่อนาที เป็นเวลา 8 ชั่วโมง และควบคุมอุณหภูมิที่ 80 องศาเซลเซียส (Racho et al. 2017) โดยมีขั้นตอนดัง รูปที่ 3.3 และสามารถคำนวณร้อยละของน้ำหนักเส้นใยที่เพิ่มขึ้นหลังการกราฟต์โคพอลิเมอร์ ซึ่ง เรียกว่า “Grafting percentage” หรือ “%GP” ได้ดังสมการที่ 3.1

$$\%GP = \frac{W_2 - W_1}{W_1} \times 100 \quad (3.1)$$

โดยที่ W_1 และ W_2 คือ น้ำหนักของผ้าก่อน และหลังการกราฟต์ ตามลำดับ

3.2.2 การสร้างหมู่ฟังก์ชันอะมิโน

หลังจากขั้นตอนการกราฟต์กรดอะคริลิกบนโครงสร้างของเส้นใยประดิษฐ์แล้ว เส้น ใยที่ผ่านปฏิกิริยากราฟต์โคพอลิเมอร์ในสภาวะที่เหมาะสมจะถูกนำมาเชื่อมต่อหมู่ฟังก์ชันอะมิโนโดย การแช่เส้นใยที่กราฟต์กรดอะคริลิกแล้วในสารละลายเอทิลีนไดเอมีน ที่มีความเข้มข้น 10% ซึ่งมี วิธีการตามการศึกษาของ Coskun et al. (2009) และ Wang et al. (2012) โดยมีขั้นตอนดัง รูปที่ 3.4



รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการกราฟต์กรดอะคริลิก



รูปที่ 3.4 ขั้นตอนการสร้างขั้วฟังกซ์ชันอะมีโน

3.3 น้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาทำการสังเคราะห์น้ำเสียโดยใช้ Pb(II) เป็นตัวแทนของโลหะประจุบวก ในน้ำเสีย และ Cr(VI) เป็นตัวแทนของโลหะประจุลบ โดยมีวิธีสังเคราะห์ในแต่ละขั้นตอน ดังนี้

3.3.1 ชุดการทดลองแบบกะ

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ในชุดการทดลองแบบกะใช้วิธีการเตรียมสารละลายมาตรฐานเฉพาะธาตุ (Single element) เตรียมน้ำเสีย 2 ประเภท ได้แก่ น้ำเสียสังเคราะห์ของธาตุตะกั่ว และโครเมียม

- วิธีการเตรียมสารละลายมาตรฐานตะกั่ว ชั่งตะกั่วคลอไรด์ ($PbCl_2$) หนัก 1.828 กรัม ละลายในกรดไนตริก (HNO_3) เข้มข้น 0.01 โมลาร์ และปรับปริมาตรด้วยกรดไนตริกดังกล่าวให้ได้ 1,000 มิลลิลิตร จะได้สารละลายมาตรฐานตะกั่วที่มีความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

- วิธีการเตรียมสารละลายมาตรฐานโครเมียม ชั่งโพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) จำนวน 1.794 กรัม ละลายในน้ำกลั่น แล้วถ่ายใส่ขวดปรับปริมาตรขนาด 1,000 มิลลิลิตร แล้วปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่น จะได้สารละลายมาตรฐานโครเมียมที่มีความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.3.2 ชุดการทดลองแบบไหลต่อเนื่อง

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ในชุดการทดลองแบบไหลต่อเนื่องใช้วิธีการเตรียมสารละลายมาตรฐานหลายธาตุ (Multiple element) ซึ่งได้แก่ น้ำเสียสังเคราะห์ของธาตุตะกั่ว และโครเมียม มีวิธีการเตรียม คือ ชั่งตะกั่วคลอไรด์ ($PbCl_2$) หนัก 3.656 กรัม ละลายในกรดไนตริก (HNO_3) เข้มข้น 0.01 โมลาร์ และปรับปริมาตรด้วยกรดไนตริกดังกล่าวให้ได้ 500 มิลลิลิตร ผสมกับ โพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) จำนวน 3.588 กรัม ละลายในน้ำกลั่น และปรับปริมาตรให้ได้ 500 มิลลิลิตร จะได้สารละลายมาตรฐานตะกั่ว และโครเมียมปริมาตร 1 ลิตรที่มีความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.4 การศึกษากลไก และประสิทธิภาพของวัสดุดูดซับ

การศึกษานี้เป็นการศึกษากลไก และประสิทธิภาพของวัสดุดูดซับ โดยนำผ้าตัดแปรที่ใช้ในอุตสาหกรรมสิ่งทอมาทำการตัดแปรพันธะทางเคมี เพื่อใช้เป็นวัสดุดูดซับโลหะหนัก ทำการศึกษาโดยการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส และความเข้มข้นของโลหะหนัก รวมถึงศึกษาสมดุลการดูดซับ จลนพลศาสตร์ สัณฐานวิทยา และหมู่ฟังก์ชันของผ้าตัดแปร โดยมีรายละเอียดดังนี้

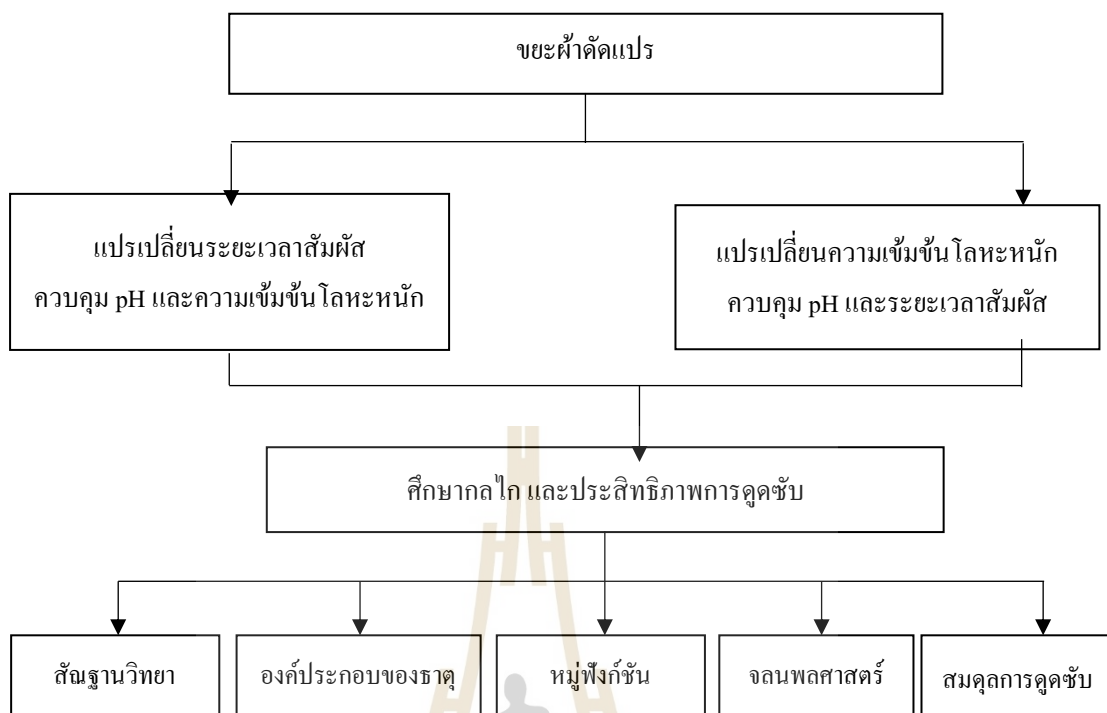
3.4.1 การแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส

การศึกษาผลกระทบของระยะเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพ และความสามารถในการดูดซับโลหะหนักของผ้าดัดแปร โดยแปรเปลี่ยนระยะเวลาดูดซับในการทดลอง เพื่อหาระยะเวลาที่เหมาะสมในการดูดซับ โดยใช้ผ้าดัดแปร 2 กรัม ใส่ในขวดรูปชมพู่ที่มีสารละลาย Pb(II) และ Cr(VI) ปริมาตร 100 mL เขย่าขวดรูปชมพู่ในระยะเวลาต่างๆ ดังแสดงในตารางที่ 3.1 สำหรับชุดการทดลองที่ 1 จากนั้นนำไปกรองแยกเส้นใย และสารละลายด้วยกระดาษกรอง Whatman GF/C และนำตัวอย่างไปวิเคราะห์หาปริมาณ Pb(II) ด้วยเครื่อง FAAS ยี่ห้อ Perkin Elmer รุ่น PinAAcle 900F ต่อไป ทำทั้งหมด 3 ซ้ำ และทำซ้ำเช่นเดียวกันสำหรับการดูดซับในสารละลาย Cr(VI) โดยมีขั้นตอนการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 3.4

ตารางที่ 3.1 การศึกษาผลกระทบต่อประสิทธิภาพ และความสามารถในการดูดซับโลหะหนักของผ้าดัดแปรโดยการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส และความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนัก

ชุดการทดลอง	ระยะเวลาสัมผัส (นาที)	ความเข้มข้นเริ่มต้น (mg/L)	pH	ความเร็วยวรอบ (รอบ/นาที)
1	10, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 150, 180, 210, 240	250	Pb(II) = 5 Cr(VI) = 3	120
2	180	10, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400		

โดยค่าพีเอชของสารละลาย Pb(II) และ Cr(VI) ที่ใช้ในการศึกษาอ้างอิงจากการศึกษาของ Coskun et al. (2009) เนื่องด้วยค่าพีเอชเริ่มต้นของสารละลายมีผลต่อรูปของโลหะหนัก และหมู่ฟังก์ชันในพื้นผิวของเส้นใยสังเคราะห์ อีกทั้งเพื่อควบคุมการเกิดการตกตะกอนทางเคมี (Precipitation) ในปฏิกิริยาด้วย



รูปที่ 3.5 ขั้นตอนการศึกษาการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัส และความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนัก

3.4.2 การแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของโลหะหนัก

การศึกษากลกระทบบของความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนักต่อประสิทธิภาพ และความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก และเพื่อศึกษาสมดุลการดูดซับ (Adsorption Isotherm) ของ Pb(II) และ Cr(VI) ด้วยเส้นใยตัดแปร โดยการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนัก พิจารณาช่วงความเข้มข้นดังการศึกษาของ Wang et al. (2012) และ Deng and Bai (2004) โดยใช้ผ้าตัดแปร 2 กรัม ใส่ในขวดรูปชมพู่ที่มีสารละลาย Pb(II) และ Cr(VI) ที่ความเข้มข้นเริ่มต้นต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 3.1 สำหรับชุดการทดลองที่ 2 ปริมาตร 100 mL เขย่าขวดรูปชมพู่เป็นเวลา 180 นาที จากนั้นนำไปกรองแยกเส้นใย และสารละลายด้วยกระดาษกรอง Whatman GF/C และนำตัวอย่างไปวิเคราะห์หาปริมาณ Pb(II) ด้วยเครื่อง FAAS ต่อไป ทำทั้งหมด 3 ซ้ำ และทำซ้ำเช่นเดียวกันสำหรับการดูดซับในสารละลาย Cr(VI) มีขั้นตอนการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 3.5

3.4.3 สมดุลการดูดซับ

การศึกษามดุลการดูดซับ (Adsorption isotherm) เป็นข้อมูลเชิงเคมีฟิสิกส์พื้นฐาน สำหรับการประมาณความสามารถในการใช้งานของระบบหน่วยปฏิบัติการกระบวนการดูดซับ โดยแบบจำลองสมดุลการดูดซับสามารถอธิบายถึงพฤติกรรมของการดูดซับ และคำนวณประสิทธิภาพการดูดซับของเส้นใยตัดแปร ในการศึกษานี้ทำการทดสอบสมดุลการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) ด้วย

แบบจำลอง 2 แบบ ได้แก่ แบบจำลองของแลงเมียร์ (Langmuir Model) และแบบจำลองของฟรุนดลิช (Freundlich Model) นำข้อมูลที่ได้จากการทดสอบการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของโลหะหนักมาวิเคราะห์สมการดูดซับด้วยสมการของแลงเมียร์ และฟรุนดลิช โดยเขียนกราฟที่มีความสัมพันธ์ระหว่าง C_e/q_e กับ C_e สำหรับแบบจำลองของแลงเมียร์ ดังสมการ 3.2 และกราฟที่มีความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln q_e$ กับ $\ln C_e$ สำหรับแบบจำลองของฟรุนดลิช ดังสมการ 3.3 เพื่อเปรียบเทียบความเหมาะสมของข้อมูล และหาค่าคงที่ของอัตราเร็วปฏิกิริยา โดยพิจารณาหาสมการที่เหมาะสมจากค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เฉลี่ย (Coefficient of determination; R^2) ในการบ่งบอกว่าสมการใดที่สามารถใช้ทำนายผลการทดลองได้ดีกว่า

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{Q_0} + \frac{1}{Q_0 k_L} \quad (3.2)$$

$$\ln q_e = \ln k_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (3.3)$$

โดยที่	C_e	=	ความเข้มข้นโลหะหนักที่จุดสมดุล (mg/L)
	q_e	=	ความสามารถในการดูดซับโลหะหนักที่จุดสมดุล (mg/g)
	q_0	=	ความสามารถในการดูดซับโลหะหนักสูงสุด (mg/g)
	k_L	=	ค่าคงที่ของไอโซเทอมแลงเมียร์ (L/mg)
	k_f	=	ค่าคงที่ของฟรุนดลิชไอโซเทอรัม (mg/g)
	n	=	adsorption intensity

3.4.4 จลนพลศาสตร์

การศึกษาแบบจำลองจลนพลศาสตร์ของการดูดซับ (Kinetic modeling) หรือการศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาการดูดซับ เพื่อให้เข้าใจถึงกลไกการดูดซับตะกั่ว และโครเมียมของเส้นใยดัดแปร ซึ่งเป็นการถ่ายโอนมวลระหว่างสารที่ถูกดูดซับ และวัสดุดูดซับ ทำการศึกษาแบบจำลองจลนพลศาสตร์ 2 แบบ คือ แบบจำลองปฏิกิริยาอันดับหนึ่งเทียม (Pseudo first order model) และแบบจำลองปฏิกิริยาอันดับสองเทียม (Pseudo second order model) โดยแบบจำลองทั้ง 2 แบบ ตั้งบนสมมติฐานว่ากระบวนการดูดซับ และการคายเป็นปฏิกิริยาเคมีเทียม (Pseudo chemical reaction) และอัตราการดูดซับขึ้นกับตำแหน่งในการเกิดปฏิกิริยาของวัสดุในการดูดซับที่ยังไม่ถูกครอบครอง นำข้อมูลที่ได้จากการทดลองการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสจาก 10 นาที จนถึงระยะเวลาเข้าสู่สมดุล มาวิเคราะห์ด้วยสมการการดูดซับตามแบบจลนพลศาสตร์อันดับ

หนึ่งเทียมน และอันดับสองเทียมน ดังสมการ 3.4 และ 3.5 โดยเขียนกราฟที่มีความสัมพันธ์ระหว่าง $\log(q_e - q_t)$ กับ t สำหรับสมการปฏิกิริยาอันดับหนึ่งเทียมน และกราฟที่มีความสัมพันธ์ระหว่าง t/q_t กับ t สำหรับสมการปฏิกิริยาอันดับสองเทียมน เพื่อเปรียบเทียบความเหมาะสมของข้อมูล และหาค่าคงที่ของอัตราเร็วปฏิกิริยา โดยพิจารณาหาสมการที่เหมาะสมจากค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เฉลี่ย (Coefficient of determination; R^2) ในการบ่งบอกว่าสมการใดที่สามารถใช้ทำนายผลการทดลองได้ดีกว่า

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (3.4)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3.5)$$

โดยที่	q_e	=	ความสามารถในการดูดซับที่สภาวะสมดุล (mg/g)
	q_t	=	ความสามารถในการดูดซับที่เวลาหนึ่ง ๆ (mg/g)
	k_1	=	ค่าคงที่อัตราเร็วของปฏิกิริยาอันดับที่ 1 (t^{-1})
	k_2	=	ค่าคงที่อัตราเร็วของปฏิกิริยาอันดับที่ 2 (mg/mg.min)
	t	=	ระยะเวลาที่ใช้ดูดซับ (min)

3.4.5 สัณฐานวิทยา

การศึกษาสัณฐานวิทยาของเส้นใย เพื่อวิเคราะห์ความเปลี่ยนแปลงไปของลักษณะพื้นผิวของเส้นใยก่อน และหลังการดัดแปรพันธะ โดยใช้ Scanning Electron Microscope (SEM) ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-6010LV ใช้ตัวอย่างขนาด $0.5 \times 0.5 \text{ cm}^2$ ซึ่งจะนำตัวอย่างไปเคลือบทองคำก่อนทำการตรวจวิเคราะห์ด้วยเครื่อง SEM โดยตัวอย่างที่ใช้ในการวิเคราะห์ คือ ขยะผ้า และขยะผ้าดัดแปร ดังตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.2 ตัวอย่างที่ใช้ในวิเคราะห์เพื่อศึกษากลไก และประสิทธิภาพการดูดซับ

เทคนิคที่ใช้ในการศึกษา	ตัวอย่าง
Scanning Electron Microscope (SEM)	<ul style="list-style-type: none"> - ขยะผ้า - ขยะผ้าตัดแปรร - ขยะผ้าตัดแปรรหลังการดูดซับ
X-ray Diffractometer (XRD)	<ul style="list-style-type: none"> - ขยะผ้าตัดแปรร - ขยะผ้าตัดแปรรหลังการดูดซับ
Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR)	<ul style="list-style-type: none"> - ขยะผ้า - ขยะผ้าตัดแปรร

3.4.6 องค์ประกอบของธาตุ

ศึกษาการเกิดธาตุต่าง ๆ บนผ้าก่อน และหลังการตัดแปรรพันธะ โดยใช้เครื่อง X-ray Diffractometer (XRD) ยี่ห้อ Bruker รุ่น D8 advance ซึ่งใช้เทคนิคเลี้ยวเบนรังสีเอ็กซ์เมื่อผ่านชั้นต่าง ๆ ของอะตอมหรือโมเลกุลภายในสาร แล้วทำการวัดการเลี้ยวเบนรังสีเอ็กซ์ที่มุมต่าง ๆ ข้อมูลที่ตรวจวัดได้เมื่อผ่านการแปรผลแล้ว ทำให้สามารถพิสูจน์เอกลักษณ์ (Identification) โครงสร้างผลึกของสารนั้น ๆ ได้ โดยใช้ตัวอย่างขนาด $0.5 \times 0.5 \text{ cm}^2$ ในการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRD โดยตัวอย่างที่ใช้ในการวิเคราะห์ คือ ขยะผ้า ขยะผ้าตัดแปรร ขยะผ้าตัดแปรรหลังการดูดซับ ขยะผ้าตัดแปรรหลังการคลายสารออก น้ำเสียสังเคราะห์ก่อน และหลังการดูดซับ และน้ำเสียสังเคราะห์ก่อน และหลังการคลายสารออก ดังตารางที่ 3.2

3.4.7 หมู่ฟังก์ชัน

การศึกษาวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของเส้นใยก่อน และหลังการตัดแปรรพันธะ เพื่อแสดงถึงหมู่ฟังก์ชันที่เกิดขึ้น หรือเปลี่ยนแปลงไปในโครงสร้างโมเลกุลของเส้นใย ทำการศึกษาโดยใช้เครื่อง Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) ยี่ห้อ Perkin Elmer รุ่น Spectrum GX ซึ่งเป็นเครื่องมือที่ใช้เทคนิคการนำแสงอินฟราเรดในการหาสูตรโครงสร้างโมเลกุลที่รวดเร็ว และมีความเที่ยงตรงสูง เมื่อโมเลกุลของสารดูดกลืนรังสีอินฟราเรดเข้าไปจะทำให้พันธะในโมเลกุลเกิดการสั่นและการหมุน ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของโมเลกุล การที่โมเลกุลจะดูดกลืนรังสีอินฟราเรดได้นั้นความถี่ของรังสีอินฟราเรดต้องเท่ากับความถี่การสั่นของโมเลกุลของสารนั้น ๆ ซึ่งสารแต่ละชนิดจะมีค่าความถี่ของการสั่นที่จำเพาะและแตกต่างกันไปทำให้สามารถนำเทคนิคนี้มาใช้ในการวิเคราะห์โครงสร้างและชนิดของสารได้ การแสดงผลที่ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิคนี้แสดงเป็นกราฟ

ความสัมพันธ์ระหว่าง Wave number กับ Transmittance โดยพิจารณาในช่วงความยาวคลื่น 4000 - 400 cm^{-1} เตรียมตัวอย่างด้วยการตัดเส้นใยยาวประมาณ 1 มิลลิเมตร และทำให้แห้งโดยนำไปอบที่ อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส

3.5 การคลายสารออก (Desorption)

การศึกษาการคลายสารออกด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ความเข้มข้น 1 M สำหรับเส้นใยดูดซับ Cr(VI) และกรดไฮโดรคลอริก (HCl) ความเข้มข้น 1 M สำหรับเส้นใยดูดซับ Pb(II) ในชุดการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการฟื้นฟูสภาพของวัสดุดูดซับเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ โดยนำผ้าตัดแปรที่ผ่านการดูดซับไอออนของโลหะหนักแล้ว ใส่ในขวดรูปชมพู่ที่มี สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ หรือกรดไฮโดรคลอริก 50 มิลลิลิตร เขย่าที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส ความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 ชั่วโมง (Yang et al. 2014, Hamza et al. 2013, Mohammad et al. 2012) โดยควบคุม pH เท่ากับ 3 และ 5 สำหรับการคลายสารออกของ ตัวดูดซับโลหะหนัก Cr(VI) และ Pb(II) ตามลำดับ จากนั้นวัดปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักที่ คลายออกอยู่ในตัวทำละลายด้วยเครื่อง FAAS

การพิจารณาความสามารถในการคลายสารออก สามารถพิจารณาได้จากปริมาณโลหะหนักที่ ถูกดูดซับอยู่บนผ้าตัดแปรก่อนทำการทดลอง และความเข้มข้นสุดท้ายของโลหะหนักที่อยู่ในตัวทำละลายกรดไฮโดรคลอริก หรือสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ ดังสมการที่ 3.6

$$\text{ความสามารถในการคลายสารออก} = \frac{\text{ปริมาณโลหะหนักในตัวทำละลาย}}{\text{ปริมาณโลหะหนักที่ถูกดูดซับบนผ้าตัดแปร}} \times 100 \quad (3.6)$$

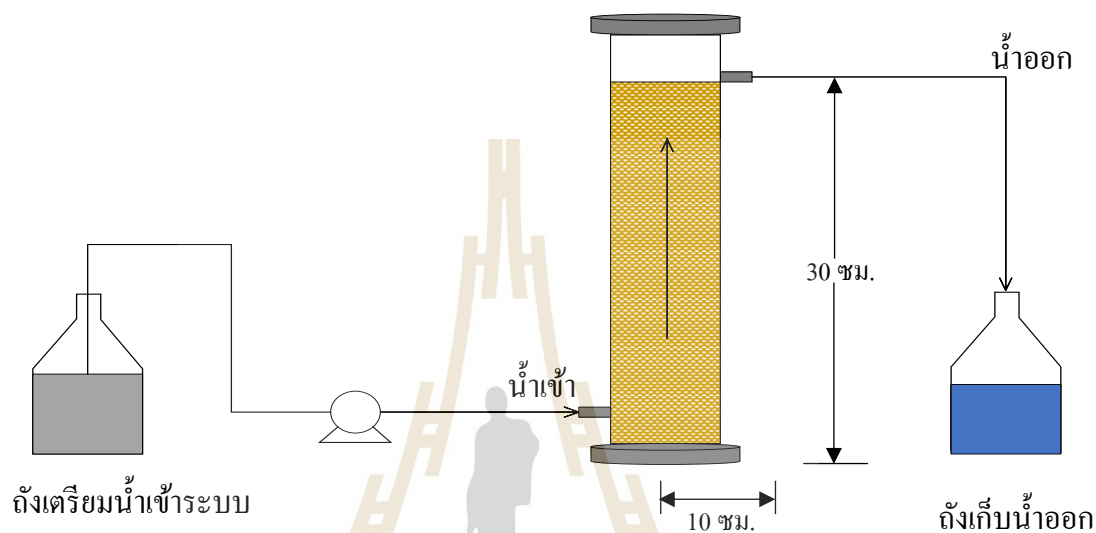
3.6 การเดินระบบต่อเนื่อง

เป็นการศึกษาการดูดซับโลหะหนักภายใต้สภาวะการไหลแบบต่อเนื่องด้วยชุดกรองแบบชั้นบรรจุ (Packed bed filter) ในการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อประยุกต์ใช้งานในการออกแบบในอนาคต โดยทำการศึกษาการออกแบบชุดการทดลอง และทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ โดยมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

3.6.1 ชุดการทดลอง

รูปแบบถังดูดซับที่ใช้ในการศึกษาเป็นแบบ Upflow packed bed filter เป็น กระบอกอะคริลิกใส ประกอบด้วยกระบอกชั้นนอกสำหรับรองรับน้ำเข้าก่อนไหลเข้าสู่กระบอกบรรจุ ขยะผ้าตัดแปร และกระบอกบรรจุขยะผ้าอยู่ภายใน มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 10 เซนติเมตร และชั้น ความสูงของเส้นใย 30 เซนติเมตร โดยใยแก้วหนา 2 เซนติเมตรวางไว้ด้านล่างของคอลัมน์เพื่อป้องกัน

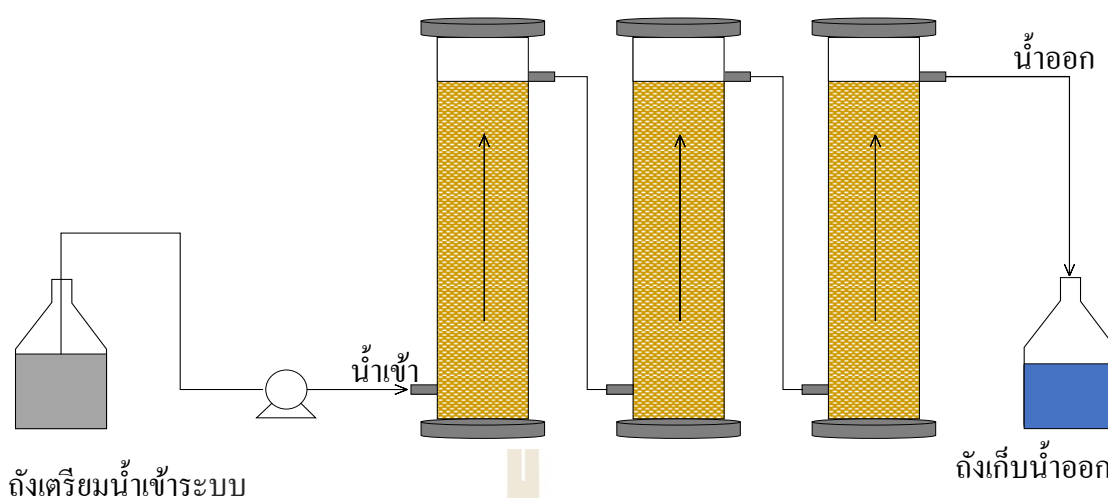
ไม่ให้เกิดการชะเข้าตัวดูดซับซึ่ม และเกิดการอุดตัน และจะวางใยแก้วไว้ที่ด้านบนของคอลัมน์ เช่นเดียวกัน เพื่อเพิ่มโอกาสการสัมผัสกันระหว่างสารละลายกับพื้นผิวตัวดูดซับ และเพื่อรักษาอัตราการไหลให้คงที่ (Hasfalina et al., 2017) โดยที่น้ำจะไหลผ่านขยะผ้าตัดแปรที่เป็นวัสดุดูดซับจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนโดยใช้เครื่องสูบน้ำ (Racho et al. 2017)



รูปที่ 3.6 ชุดทดลองเดินระบบดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง

3.6.2 การเดินระบบ

ในการศึกษาี้ แบ่งการทดลองออกเป็น 3 คอลัมน์ ประกอบด้วยคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ประเภทตะกั่ว (Pb(II)), โครเมียม (Cr(VI)) และตะกั่วกับโครเมียม (Pb(II)+Cr(VI)) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักของธาตุที่เป็นประจุบวก และประจุลบที่มีอยู่ในน้ำเสียอุตสาหกรรม ดังรูป 3.7



รูปที่ 3.7 ชุดทดลองเดินระบบดูดซับแบบไหลต่อเนื่องต่ออนุกรม

โดยมีความเข้มข้นเริ่มต้นของน้ำเสียสังเคราะห์โลหะ Pb(II) เท่ากับ 10 mg/L และน้ำเสียสังเคราะห์โลหะ Cr(IV) เท่ากับ 2 mg/L ซึ่งพิจารณาค่าความเข้มข้นของโลหะหนักจากองค์ประกอบของน้ำเสียจริงในอุตสาหกรรมต่างๆ ที่มีการปนเปื้อนโลหะหนัก ดังตาราง 2.2 และควบคุม pH เท่ากับ 5 (Racho et al. 2020) และกำหนดอัตราการไหล และชั้นความสูงของขยะผ้าตัดแปร ดังตาราง 3.3

ตารางที่ 3.3 อัตราการไหล และชั้นความสูงของขยะผ้าตัดแปรในระบบดูดซับแบบไหลต่อเนื่อง

Reactor	โลหะหนัก	pH	Flow rate (mL/min)	Bed depth (cm)	อ้างอิง
1	Pb(II) 10 mg/L	5	9	30	Hasfalina et al. (2017)
2	Cr(VI) 2mg/L				
3	Pb(II) 10 mg/L + Cr(VI) 2 mg/L				

3.7 วิธีวิเคราะห์

การเดินระบบต่อเนื่อง มีพารามิเตอร์ที่ศึกษาทั้งหมด ดังนี้ ความเข้มข้นของโลหะหนัก, สัณฐานวิทยา, องค์ประกอบของธาตุ และหมู่ฟังก์ชัน ซึ่งมีวิธีการ และเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ ดังตาราง 3.2

ตารางที่ 3.4 วิธีวิเคราะห์ และเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์/เครื่องมือ
ความเข้มข้นของโลหะหนัก	FAAS
สัณฐานวิทยา	Scanning Electron Microscope (SEM)
องค์ประกอบของธาตุ	X-ray Diffractometer (XRD)
หมู่ฟังก์ชัน	Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR)

บทที่ 4

ผลการศึกษา

4.1 สัณฐานวิทยาของขยะผ้าเริ่มต้น

4.1.1 การศึกษาโครงสร้างเริ่มต้น

ผ้าที่ใช้ในการศึกษามีลักษณะทางกายภาพทั่วไปดังแสดงในรูปที่ 4.1 (ก) เป็นเศษผ้าเหลือใช้จากอุตสาหกรรม เป็นเส้นใยโพลีเอสเตอร์ เศษผ้าเป็นผ้าสี ถูกนำมาตัดเป็นชิ้นเล็ก ๆ ประมาณ 5 เซนติเมตร และทำความสะอาดผ้าด้วยสารละลายเอทานอล (Ko et al., 2011) เป็นการเตรียมผ้าเพื่อนำไปตัดแปรโครงสร้างทางเคมี

การศึกษาโครงสร้างสัณฐานวิทยาของเส้นใยก่อนและหลังตัดแปรด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope, SEM) เป็นการเปรียบเทียบลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาที่เปลี่ยนแปลงไปของเส้นใยก่อนและหลังการตัดแปร เพื่อยืนยันว่าโครงสร้างของเส้นใยได้เกิดการเปลี่ยนแปลงไปหลังจากการตัดแปรพันธะทางเคมี และการดูดซับจะเกิดขึ้นที่พื้นผิวของเส้นใย



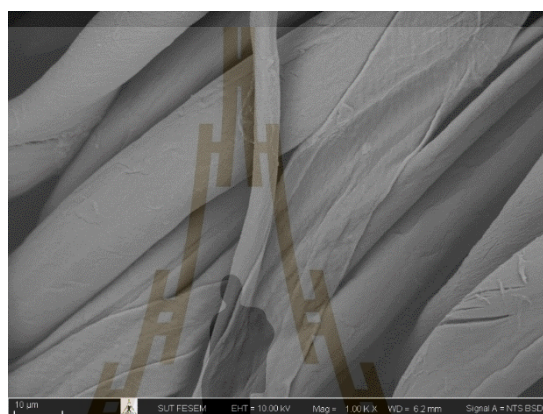
(ก)



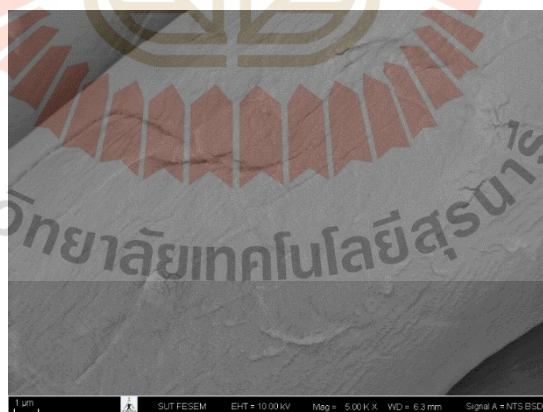
(ข)

รูปที่ 4.1 (ก) ขยะผ้าก่อนตัดแปรร และ (ข) ขยะผ้าหลังการตัดแปรร

จากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าก่อนตัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope, SEM) ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.2 โดยพิจารณาที่กำลังขยาย 1000 เท่า และ 5000 เท่า พบว่า เส้นใยมีเส้นผ่านศูนย์กลาง 32 ไมโครเมตร มีพื้นผิวค่อนข้างเรียบ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Abdolahifard et al. (2011) พบว่าโครงสร้างพื้นฐานของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ก่อนทำการตัดแปรมีลักษณะพื้นผิวที่ค่อนข้างเรียบ มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 30-33 ไมโครเมตร



(ก)



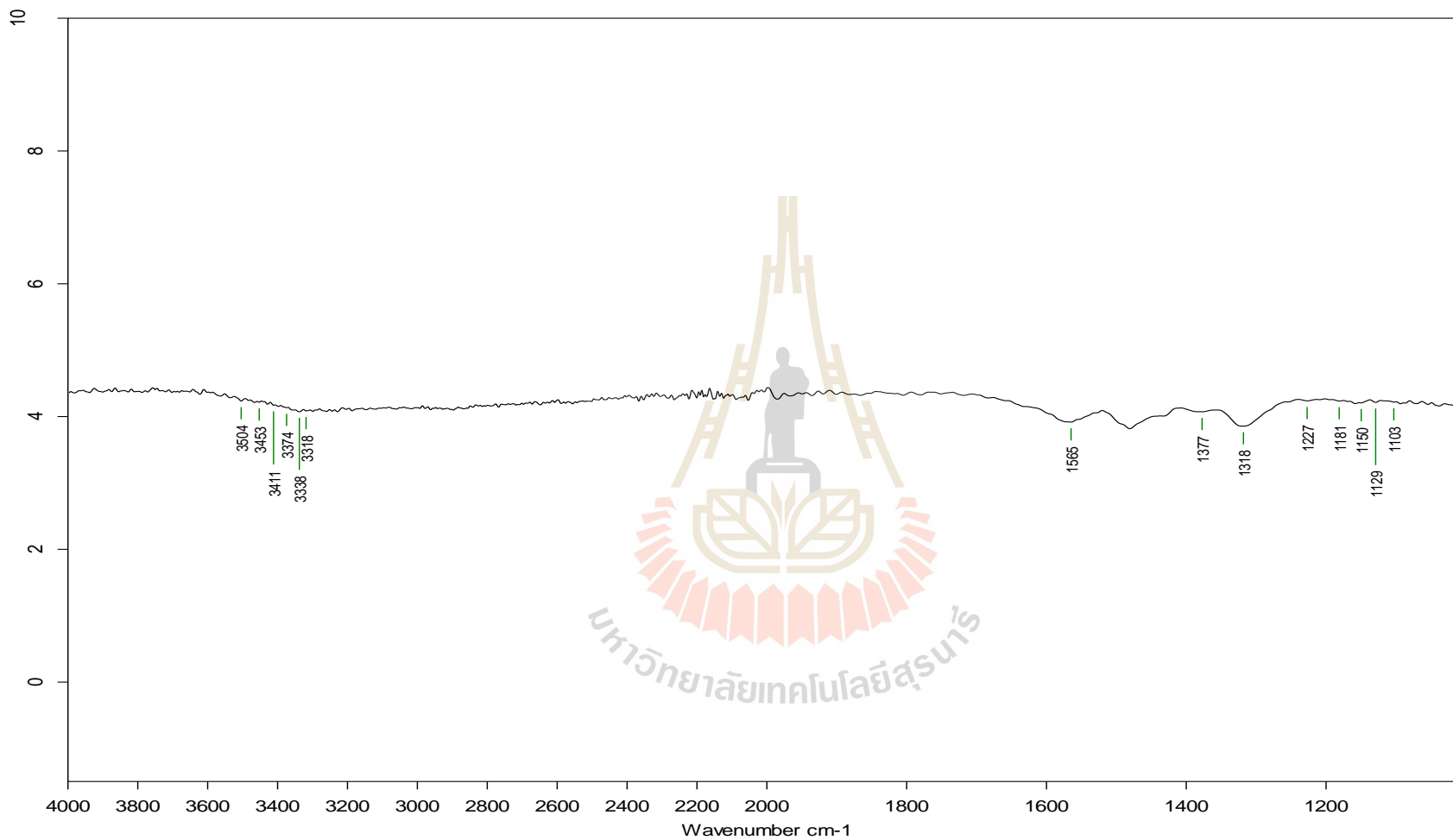
(ข)

รูปที่ 4.2 โครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าก่อนตัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วย SEM กำลังขยาย (ก) 1000 เท่า และ (ข) 5000 เท่า

4.1.2 การศึกษาหมู่ฟังก์ชันเริ่มต้น

การศึกษาหมู่ฟังก์ชันของขยะผ้าก่อนการตัดแปรรูปผ้า ทำการศึกษาด้วยเครื่อง Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) ยี่ห้อ Perkin Elmer รุ่น Spectrum GX ซึ่งแสดงเป็นกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง Wave number กับ Transmittance ที่ช่วงความยาวคลื่น $4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$ ทำการเตรียมตัวอย่างด้วยการตัดเส้นใยยาวประมาณ 1 มิลลิเมตร และนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส ก่อนเข้าเครื่องวิเคราะห์ FT-IR จากผลการวิเคราะห์ พบจุดสูงสุด (Peak) ของสเปกตรัมที่ $1,150$ $1,318$ $1,377$ และ $1,565 \text{ cm}^{-1}$ ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะอัลเคน (Alkane) และที่ $3,338$ $3,411$ $3,453$ และ $3,504 \text{ cm}^{-1}$ ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะ C=O หรือหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล สามารถยืนยันได้ว่าเส้นใยก่อนการตัดแปรรูปมีหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลเป็นองค์ประกอบของโครงสร้าง ดังแสดงผลในรูปที่ 4.3 ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Makhoul et al. (2007) พบว่า โครงสร้างของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ก่อนการตัดแปรรูปมีหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลอยู่ในสายโซ่โมเลกุล จากการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันด้วย FT-IR พบจุดสูงสุดที่สเปกตรัม $1,263$ และ $1,377$ ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะอัลเคน และที่สเปกตรัม $1,730$ และ $3,338 \text{ cm}^{-1}$ ซึ่งเป็นสเปกตรัมของพันธะหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Abdolahifard et al. (2011) พบว่า เส้นใยโพลีเอสเตอร์ก่อนการตัดแปรรูปโครงสร้างทางเคมีด้วยการกราฟต์กรดอะคริลิกด้วยปฏิกิริยากราฟต์ โคพอลิเมอร์มีหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลเป็นองค์ประกอบ โดยพบจุดสูงสุดของสเปกตรัมที่ $1,730$ $2,107$ $2,394$ และ $3,411 \text{ cm}^{-1}$





รูปที่ 4.3 ผลการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของเส้นใยก่อนตัดแปรด้วย FT-IR

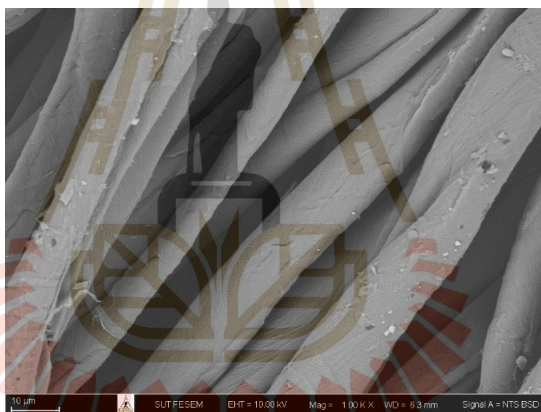
4.2 สัณฐานวิทยาของขยะผ้าหลังการตัดแปร

4.2.1 การศึกษาโครงสร้างหลังการตัดแปร

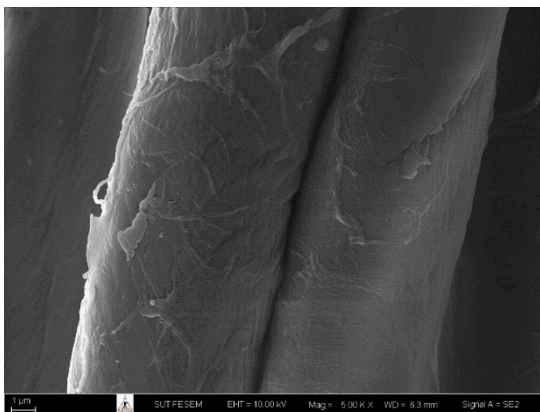
เมื่อนำขยะผ้าที่ทำความสะอาดด้วยสารละลายเอทานอลแล้วไปตัดแปรโครงสร้างทางเคมี จะได้ผ้าที่มีลักษณะทางกายภาพทั่วไป ดังแสดงในรูปที่ 4.1 (ข)

ผลการศึกษาของ Abdolahifard et al. (2011) พบว่าโครงสร้างพื้นฐานของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ที่ผ่านกระบวนการตัดแปรแล้ว จะมีพื้นผิวที่ขรุขระขึ้น และมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพิ่มขึ้น เป็นผลมาจากอุณหภูมิที่เพิ่มสูงขึ้นระหว่างการเกิดปฏิกิริยาโคโพลิเมอไรเซชันจากการกราฟต์กรดอะคริลิก ทำให้พื้นผิวของเส้นใยเกิดการสึกกร่อนจากอุณหภูมิที่เพิ่มสูงขึ้น โดยพลังงานกระตุ้นระหว่างการตัดแปรมีค่าอยู่ที่ 9.9 กิโลแคลอรี/โมล โดยการเติมสายโซ่กรดอะคริลิก (Acrylic acid), AA) เป็นขั้นตอนการเพิ่มตำแหน่งของหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลให้กับเส้นใย และเอทิลีนไดเอมีนเพื่อทำให้เกิดการต่อหมู่ฟังก์ชันเอมีดและเอมีนที่ตำแหน่งหมู่คาร์บอกซิลในสายโซ่ที่ทำการต่อกิ่ง ส่งผลให้เส้นใยมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง และมีพื้นผิวที่ขรุขระเพิ่มขึ้น และจะส่งผลทำให้ Graft yield สูงยิ่งขึ้นด้วย สอดคล้องกับการศึกษาของ Wang et al. (2012) ที่ทำการเปรียบเทียบภาพถ่ายโครงสร้างสัณฐานวิทยาของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ด้วย SEM ระหว่างเส้นใยก่อนการตัดแปร และหลังการตัดแปรด้วยกำลังขยาย 1000 เท่า พบว่าเส้นใยโพลีเอสเตอร์ที่ผ่านการตัดแปรหมู่ฟังก์ชันด้วยการกราฟต์กรดอะคริลิก และสร้างหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วยสารละลายเอทิลีนไดเอมีนจะมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพิ่มขึ้นหลังการตัดแปรจากขนาด 33 ไมโครเมตร เพิ่มเป็น 36 ไมโครเมตร มีพื้นผิวขรุขระมากขึ้น ไม่มีลักษณะเป็นรูปทรง และไม่ปรากฏเวสเซลที่เป็นรูปทรงอยู่เลย เนื่องจากการเพิ่มหมู่ฟังก์ชันบนโครงสร้างพอลิเมอร์ของเส้นใย นอกจากนี้ยังพบว่าพื้นผิวของเส้นใยที่ไม่ผ่านการตัดแปรมีพื้นที่ผิวที่เรียกว่าเส้นใยที่ผ่านการตัดแปร ซึ่งแสดงให้เห็นถึงหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และอะมิโนที่เกิดขึ้นบนพื้นผิวของเส้นใยหลังผ่านการตัดแปร การถ่ายภาพด้วย SEM สามารถยืนยันได้ว่า เส้นใยตัดแปรเกิดการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และอะมิโนขึ้นตามลำดับ และหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของเส้นใยตัดแปรดังกล่าวสามารถทำให้เกิดกระบวนการดูดซับโลหะหนักที่พื้นผิวของเส้นใยได้ เช่นเดียวกับการศึกษาของ Coskun and Soykan (2009) พบว่า เส้นใยก่อนการตัดแปรมีพื้นผิวที่ค่อนข้างเรียบและมีลักษณะการเรียงตัวที่สม่ำเสมอ (Uniform) ส่วนเส้นใยหลังการตัดแปร พื้นผิวเส้นใยค่อนข้างขรุขระ และขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของเส้นใยมีขนาดเพิ่มขึ้น ซึ่งอาจเกิดจากปฏิกิริยาบนพื้นผิวและในโครงสร้างของเส้นใยเนื่องจากการตัดแปรทางเคมี และมีแนวโน้มว่าเส้นใยตัดแปรดังกล่าวสามารถทำให้เกิดกระบวนการดูดซับโลหะหนักที่พื้นผิวของเส้นใยได้

จากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าตัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (SEM) ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.4 โดยพิจารณาที่กำลังขยาย 1000 เท่า และ 5000 เท่า พบว่า เส้นใยมีขนาดศูนย์กลางเพิ่มขึ้นจาก 32 ไมโครเมตรเป็น 37 ไมโครเมตรหลังการตัดแปรทั้งจากการกราฟต์กรดอะคริลิก และการสร้างหมู่ฟังก์ชันอะมิโน โดยลักษณะพื้นผิวของเส้นใยมีความขรุขระเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับเส้นใยก่อนการตัดแปร ดังนั้น จากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของเส้นใยโพลีเอสเตอร์โดยการถ่ายภาพด้วย SEM จึงสามารถยืนยันได้ว่า เส้นใยตัดแปรเกิดการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และอะมิโนขึ้น ตามลำดับ ซึ่งลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของเส้นใยที่เปลี่ยนแปลงไป ถือเป็นปัจจัยหนึ่งที่สามารถบ่งบอกได้ถึง การสร้างหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของเส้นใยตัดแปรได้เช่นกัน (Wang et al., 2012) และหากมีหมู่ฟังก์ชันเกิดขึ้นในโครงสร้างของเส้นใยตัดแปรมาก โอกาส และความสามารถในการดูดซับโลหะหนักบนเส้นใยตัดแปรก็จะมากตามไปด้วย (Bediako et al., 2017)



(ก)



(ข)

รูปที่ 4.4 โครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าหลังตัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วย SEM กำลังขยาย (ก) 1000 เท่า และ (ข) 5000 เท่า

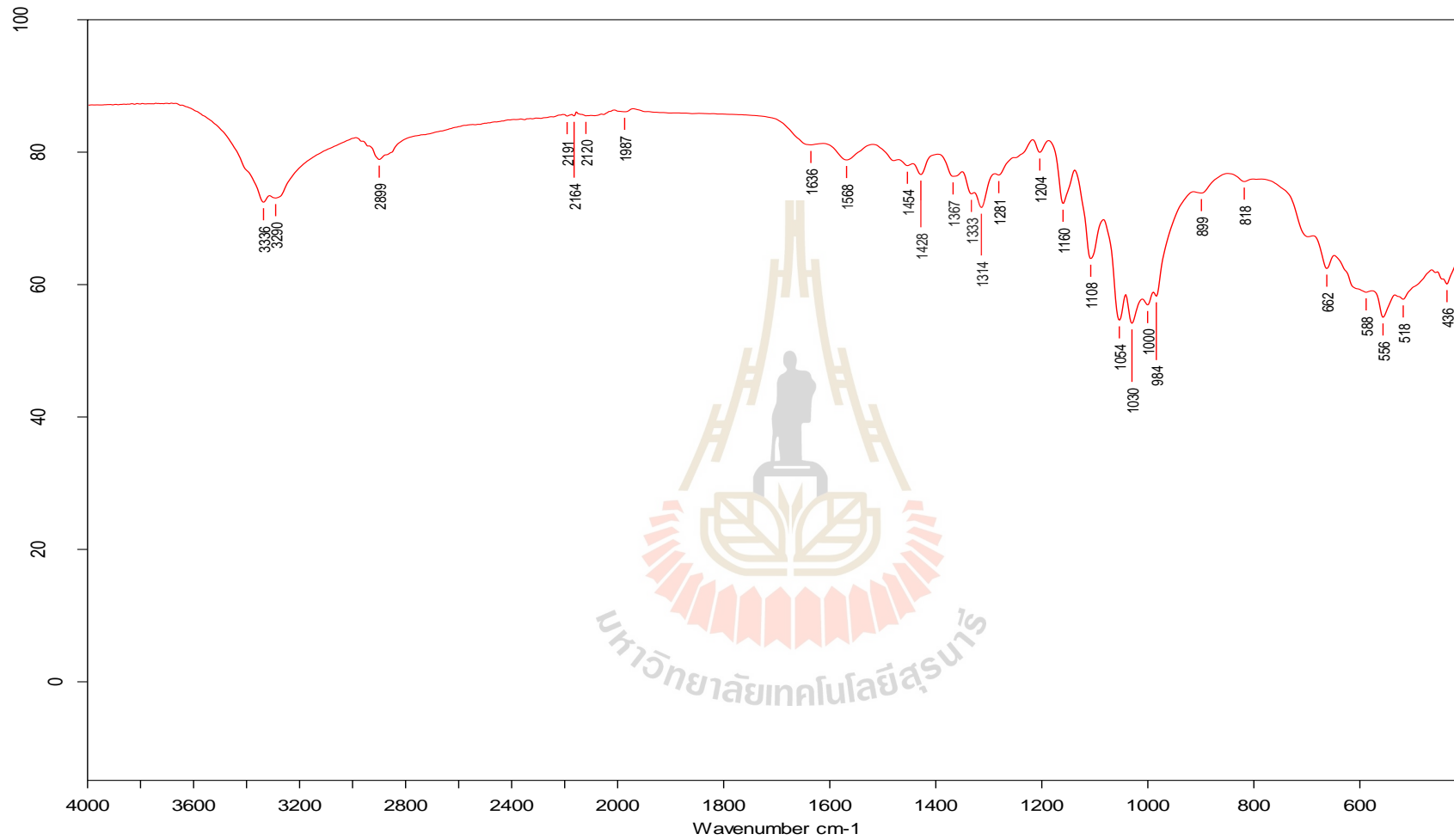
4.2.2 การศึกษาหมู่ฟังก์ชันหลังการตัดแปร

หมู่ฟังก์ชันที่เกิดขึ้นในโครงสร้างของเส้นใยตัดแปรจะสามารถบ่งบอกถึงชนิด หรือ ลักษณะของหมู่ฟังก์ชันที่เกิดขึ้นในโครงสร้างได้ และแสดงถึงการเกิดกลไกการดูดซับระหว่างโลหะหนักกับเส้นใยตัดแปรได้ (Niu et al., 2013) ในการศึกษาทำการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของขยะผ้าหลังการตัดแปรพันธะ เพื่อแสดงถึงหมู่ฟังก์ชันที่เกิดขึ้น หรือเปลี่ยนแปลงไปในโครงสร้างโมเลกุลของเส้นใย ทำการศึกษาโดยใช้เครื่อง FTIR โดยพิจารณาที่ช่วงความยาวคลื่น $4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$ จากผลการวิเคราะห์ พบสเปกตรัมใหม่ที่ $1,636$ และ $1,987 \text{ cm}^{-1}$ คือพันธะ $\text{C}=\text{O}$ ของหมู่ฟังก์ชันเอไมด์ และพบสเปกตรัม $1,428$ และ $1,568 \text{ cm}^{-1}$ คือ พันธะ N-H ของหมู่ฟังก์ชันเอมีน ดังแสดงผลในรูปที่ 4.6

จากผลการศึกษาของ Makhoul et al. (2007) พบว่า โครงสร้างของเส้นใยโพลีเอสเตอร์หลังผ่านกระบวนการกราฟต์กรดอะคริลิกแล้ว พบสเปกตรัมใหม่ที่ $1,540$ $1,637$ และ $1,730 \text{ cm}^{-1}$ คือพันธะ $\text{C}=\text{O}$ ของหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล สามารถกล่าวได้ว่า กระบวนการกราฟต์กรดอะคริลิกช่วยให้เกิดหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิลขึ้นบนโครงสร้างหลักของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ และเมื่อนำเส้นใยที่ผ่านการกราฟต์กรดอะคริลิกไปเชื่อมต่อหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วยสารละลายเอทิลีนไดเอมีน ผลการศึกษาหมู่ฟังก์ชัน พบว่า สเปกตรัมของหมู่คาร์บอกซิลที่ $1,730 \text{ cm}^{-1}$ หายไป แต่จะพบสเปกตรัม $1,636$ และ $1,640 \text{ cm}^{-1}$ คือหมู่ฟังก์ชันเอไมด์ และพบสเปกตรัม $1,545$ และ $1,568 \text{ cm}^{-1}$ คือ พันธะ N-H ของหมู่ฟังก์ชันเอมีน แสดงให้เห็นการเกิดการเชื่อมต่อโมเลกุลของเอทิลีนไดเอมีนที่ตำแหน่งหมู่

ฟังก์ชันคาร์บอกซิลบนโครงสร้างของเส้นใยที่ผ่านการกราฟต์กรดอะคริลิก และแสดงถึงการเพิ่มขึ้นของหมู่ฟังก์ชันอะมิโนในโครงสร้างของเส้นใย





รูปที่ 4.5 ผลการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของเส้นใยหลังดัดแปรด้วย FTIR

4.3 ผลการศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI)

4.3.1 ระยะเวลาสัมผัสต่อความสามารถในการกำจัด Pb(II) และ Cr(VI)

การศึกษาแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสของการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) ที่ 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 150, 180 และ 210 นาที โดยใช้สารละลาย Pb(II) และ Cr(VI) เข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีพีเอช 5 และ 3 ตามลำดับ ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.1 และ 4.2 และรูปที่ 4.6 และ 4.7 พบว่าที่ระยะเวลา 180 นาที ประสิทธิภาพการกำจัด Pb(II) และ Cr(VI) ด้วยเศษผ้าตัดแปรทั้ง 2 ชนิดจะเริ่มคงที่ ประมาณร้อยละ 76 ถึง 83 เนื่องจากการดูดซับเริ่มเข้าสู่สมดุล (Yigitoğlu and Arslan 2009; Arslan 2010) ดังนั้น จากการศึกษาแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสในการดูดซับในช่วงระยะเวลาเริ่มต้น 10 ถึง 180 นาที ประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เนื่องจากไอออนของโลหะหนักสามารถแพร่ไปยังตำแหน่งที่ว่างไว้ต่อการดูดซับเพิ่มขึ้นจนกระทั่งเมื่อระยะเวลามากกว่า 180 นาที ประสิทธิภาพการกำจัดมีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงไม่มากนัก จึงสรุปได้ว่าระยะเวลาที่เข้าสู่สมดุลการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) ด้วยเศษผ้าตัดแปรอยู่ที่ 180 นาที

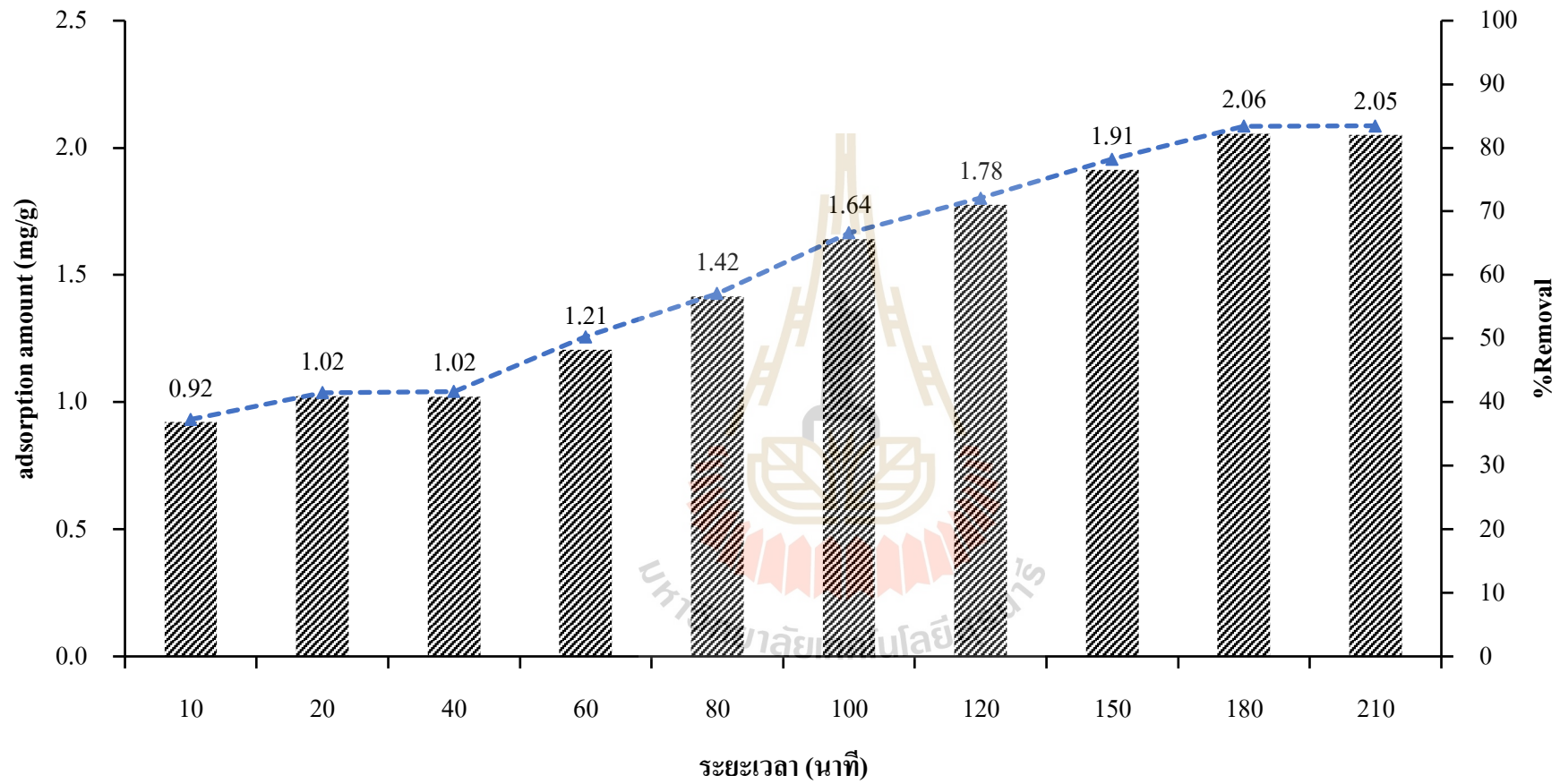
ตารางที่ 4.1 ผลการดูดซับตะกั่ว ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L และ pH 5

เวลา (นาที)	%removal	Capacity (mg/g)
10	37.28	0.92
20	41.49	1.02
40	41.66	1.02
60	50.29	1.21
80	57.09	1.42
100	66.63	1.64
120	72.09	1.78
150	78.21	1.91
180	83.40	2.06
210	83.46	2.05

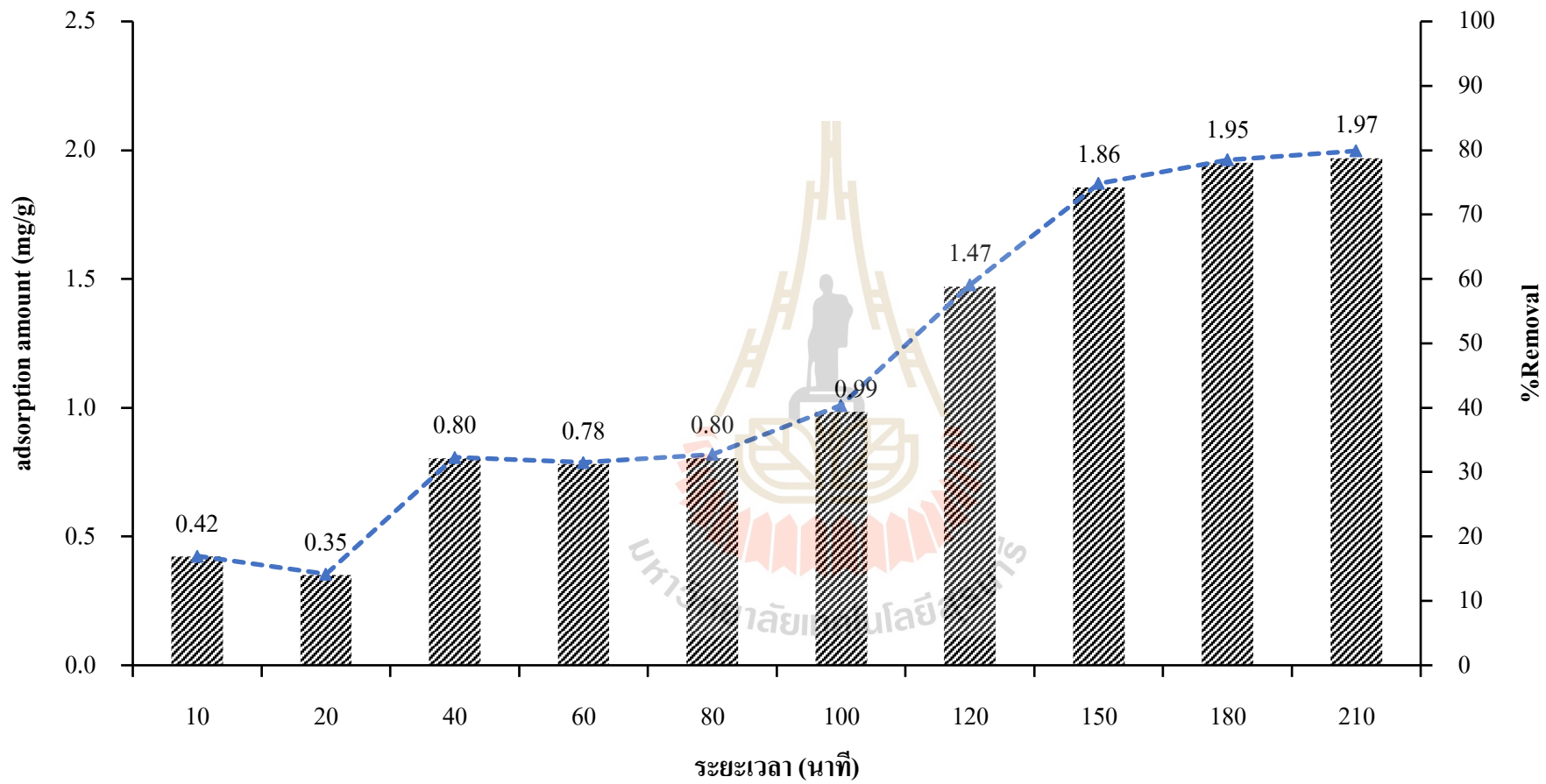
ตารางที่ 4.2 ผลการดูดซับโครเมียม ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L และ pH 3

เวลา (นาที)	%removal	Capacity (mg/g)
10	29.35	0.71
20	27.45	0.68
40	34.10	0.84
60	38.55	0.95
80	42.84	1.07
100	49.33	1.21
120	56.11	1.38
150	70.86	1.75
180	76.30	1.86
210	75.74	1.85





รูปที่ 4.6 ผลการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสในการกำจัด Pb(II)



รูปที่ 4.7 ผลการแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสในการกำจัด Cr(VI)

4.3.2 แบบจำลองจลนพลศาสตร์การดูดซับโลหะหนัก

พิจารณาแบบจำลองจลนพลศาสตร์การดูดซับโลหะหนักด้วยเส้นใยตัดแปรด้วย 2 แบบจำลอง ประกอบด้วย พบว่า Pseudo-first-order model และ Pseudo-second-order model ตามสมการ (4.1) และ (4.2) ตามลำดับ ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.8 และ 4.9

Pseudo-first-order model;

$$\log (q_e - q_t) = \log q_e - (k_1/2.303)t \quad (4.1)$$

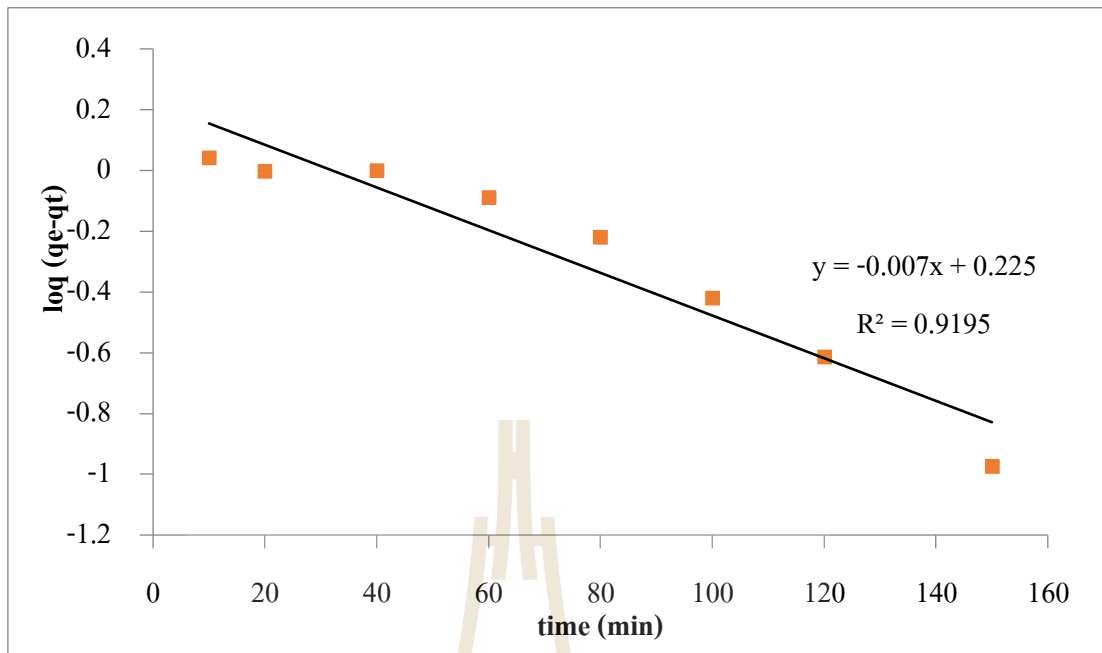
โดยที่ q_e = ความสามารถในการดูดซับที่ระยะเวลาสมดุล (meq/g)
 q_t = ความสามารถในการดูดซับที่ระยะเวลาต่างๆ (meq/g)
 k_1 = ค่าคงที่ของอัตราเร็วของปฏิกิริยาอันดับที่ 1 (min^{-1})
 t = ระยะเวลาในการดูดซับ (min)

Pseudo-second-order model;

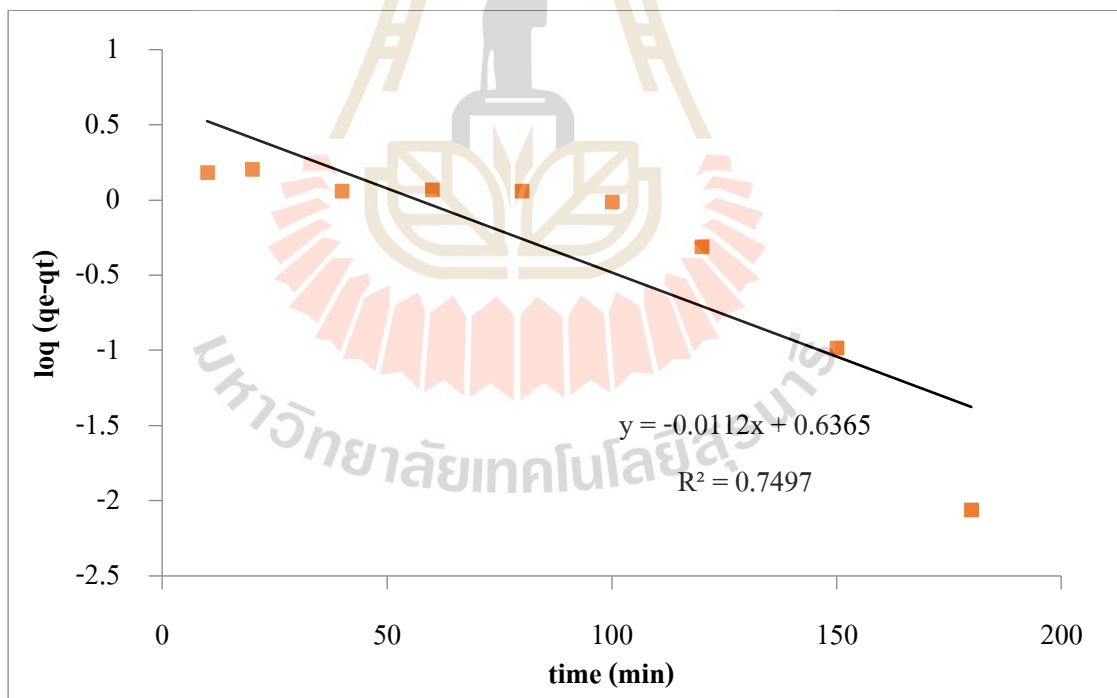
$$t/q_t = t/q_e + 1/(k_2 q_e^2) \quad (4.2)$$

โดยที่ k_2 = ค่าคงที่ของอัตราเร็วของปฏิกิริยาอันดับที่ 2 ($\text{g}/\text{meq}\cdot\text{min}$)

เมื่อพิจารณาจากค่า R^2 ของ Pseudo-first-order model และ Pseudo-second-order model พบว่า R^2 ของกราฟแบบจำลอง Pseudo-second-order ของการดูดซับ Pb (II) และ Cr (VI) มีค่าใกล้เคียง 1 มากกว่า R^2 ของกราฟแบบจำลอง First-second-order ดังนั้น จลนพลศาสตร์ของการดูดซับโลหะหนักสอดคล้องกับ Pseudo-second-order model มากที่สุด แสดงให้เห็นว่า กระบวนการดูดซับที่เกิดขึ้นเป็นการดูดซับทางเคมี ของการสร้างพันธะระหว่างหมู่ฟังก์ชันอะมิโนกับ ไอออนของโลหะหนัก ซึ่งเป็นขั้นตอนที่กำหนดอัตราเร็วในการดูดซับมากกว่าการดูดซับทางกายภาพที่เกิดจากการแพร่ของไอออนโลหะหนักไปยังพื้นที่ผิวของวัสดุดูดซับ ความสามารถในการดูดซับ Pb (II) ของเศษผ้าจากการคำนวณได้เท่ากับ 2.40 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ ส่วนความสามารถในการดูดซับ Cr (VI) ของเศษผ้าจากการคำนวณได้เท่ากับ 3.13 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ และอัตราเร็วในการดูดซับช่วงเริ่มต้นคำนวณจากสมการ $h=k_2 q_e^2$ พบว่ามีอัตราเร็วในการดูดซับ Cr (VI) ในช่วงเริ่มต้นเร็วกว่า Pb (II) ดังแสดงในตารางที่ 4.3

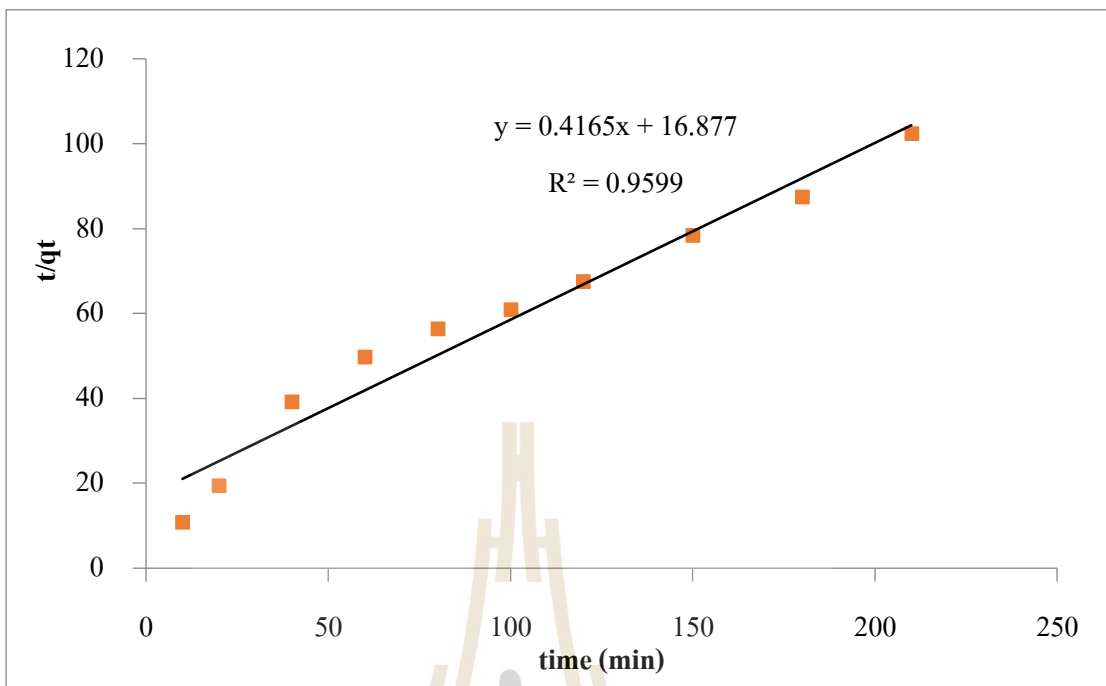


(ก) Pb (II)

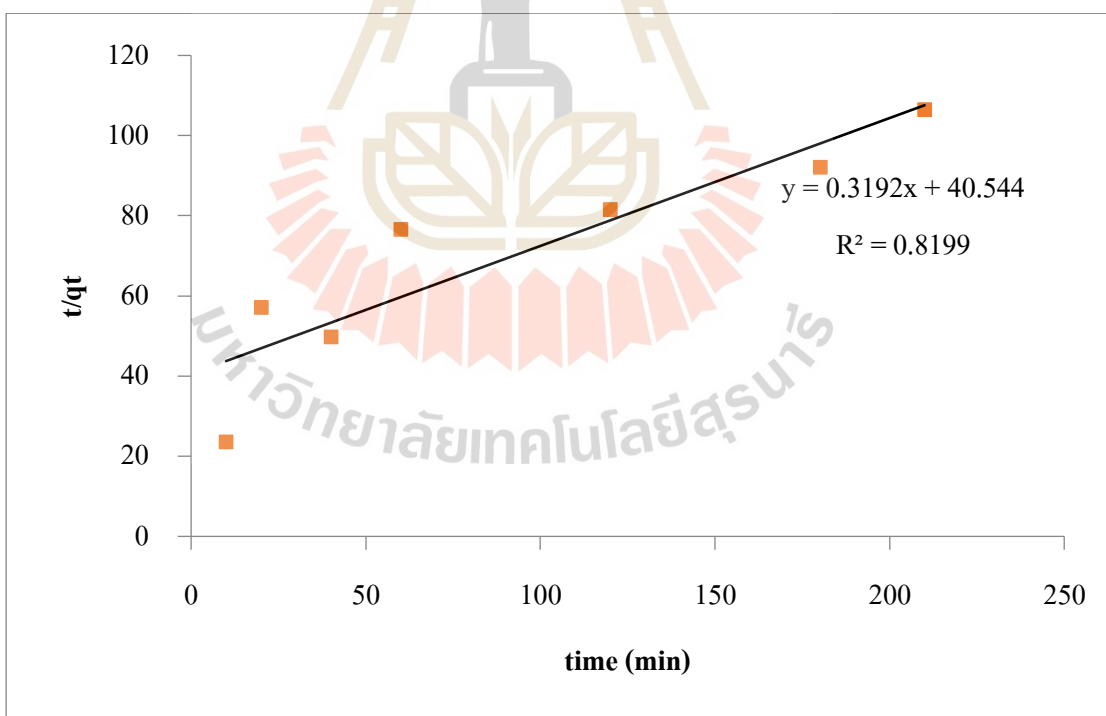


(ข) Cr (VI)

รูปที่ 4.8 แบบจำลอง Pseudo-first-order



(ก) Pb (II)



(ข) Cr (VI)

รูปที่ 4.9 แบบจำลอง Pseudo-second-order

ตารางที่ 4.3 ค่าคงที่จลนพลศาสตร์การดูดซับ

โลหะหนัก	Pseudo-first-order model		Pseudo-second-order model	
Pb (II)	q _e (meq/g)	1.68	q _e (meq/g)	2.40
	k ₁ (min ⁻¹)	0.161	k ₂ (g/meq.min)	0.01
	R ²	0.9195	h (meq/g.min)	0.06
			R ²	0.9599
Cr (VI)	q _e (meq/g)	1.80	q _e (meq/g)	3.13
	k ₁ (min ⁻¹)	0.014	k ₂ (g/meq.min)	0.01
	R ²	0.7671	h (meq/g.min)	0.12
			R ²	0.8199

4.3.3 ความเข้มข้นโลหะหนักเริ่มต้นต่อความสามารถในการกำจัด Pb (II) และ Cr (VI)

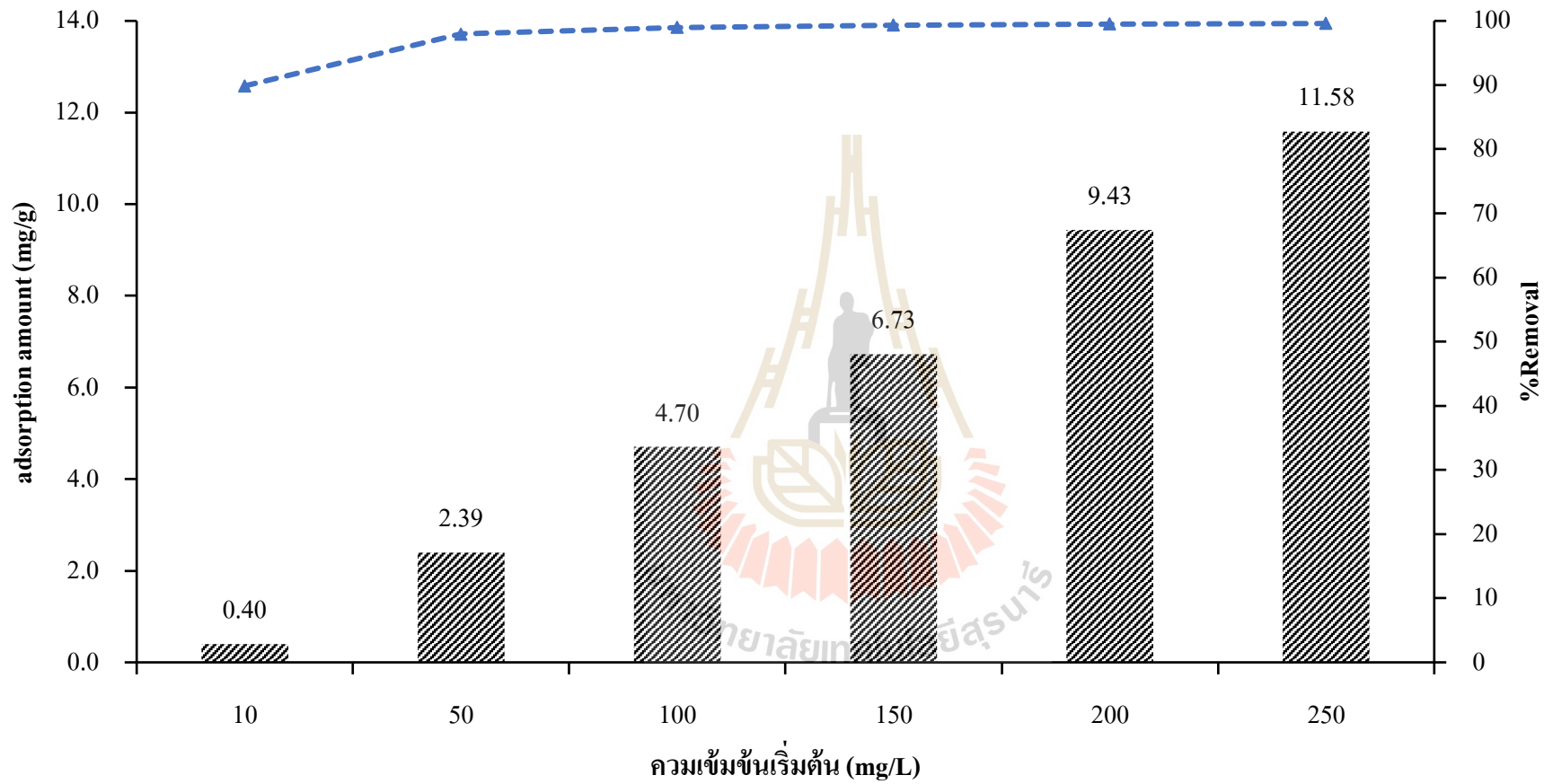
การศึกษาเพื่อหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นโลหะหนักเริ่มต้นกับความสามารถในการกำจัด Pb(II) และCr(VI) ด้วยเศษผ้าตัดแปร ใช้ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลาย Pb(II) และCr(VI) เป็น 10, 50, 100, 150, 200 และ 250 มิลลิกรัมต่อลิตร มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาค่าสมการดูดซับตามแบบจำลองแลงเมียร์ (Langmuir model) และฟรอนด์ลิช (Freundlich model) โดยควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 5 และ 3 สำหรับ Pb(II) และ Cr(VI) ตามลำดับ และระยะเวลาสัมผัส 180 นาที ผลการศึกษาแสดงในตารางที่ 4.4 และ 4.5 และในรูปที่ 4.10 และ 4.11 พบว่าที่ความเข้มข้นโลหะหนัก 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักของเศษผ้าตัดแปรมากกว่าร้อยละ 97 และที่ความเข้มข้นตั้งแต่ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักอยู่ที่ร้อยละ 99 ถือได้ว่าที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นจุดที่การดูดซับโลหะหนักของเศษผ้าตัดแปรเข้าสู่สถานะสมดุล (Yigitoglu and Arslan et al., 2009) มีประสิทธิภาพสูงสุดความสามารถสูงสุดในการกำจัด Pb(II) และ Cr(VI) ด้วยขยะผ้าตัดแปร เท่ากับ 11.81 และ 1.63 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ

ตารางที่ 4.4 ผลการดูดซับตะกั่ว ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นต่าง ๆ pH 5 และระยะเวลาสัมผัส 180 นาที

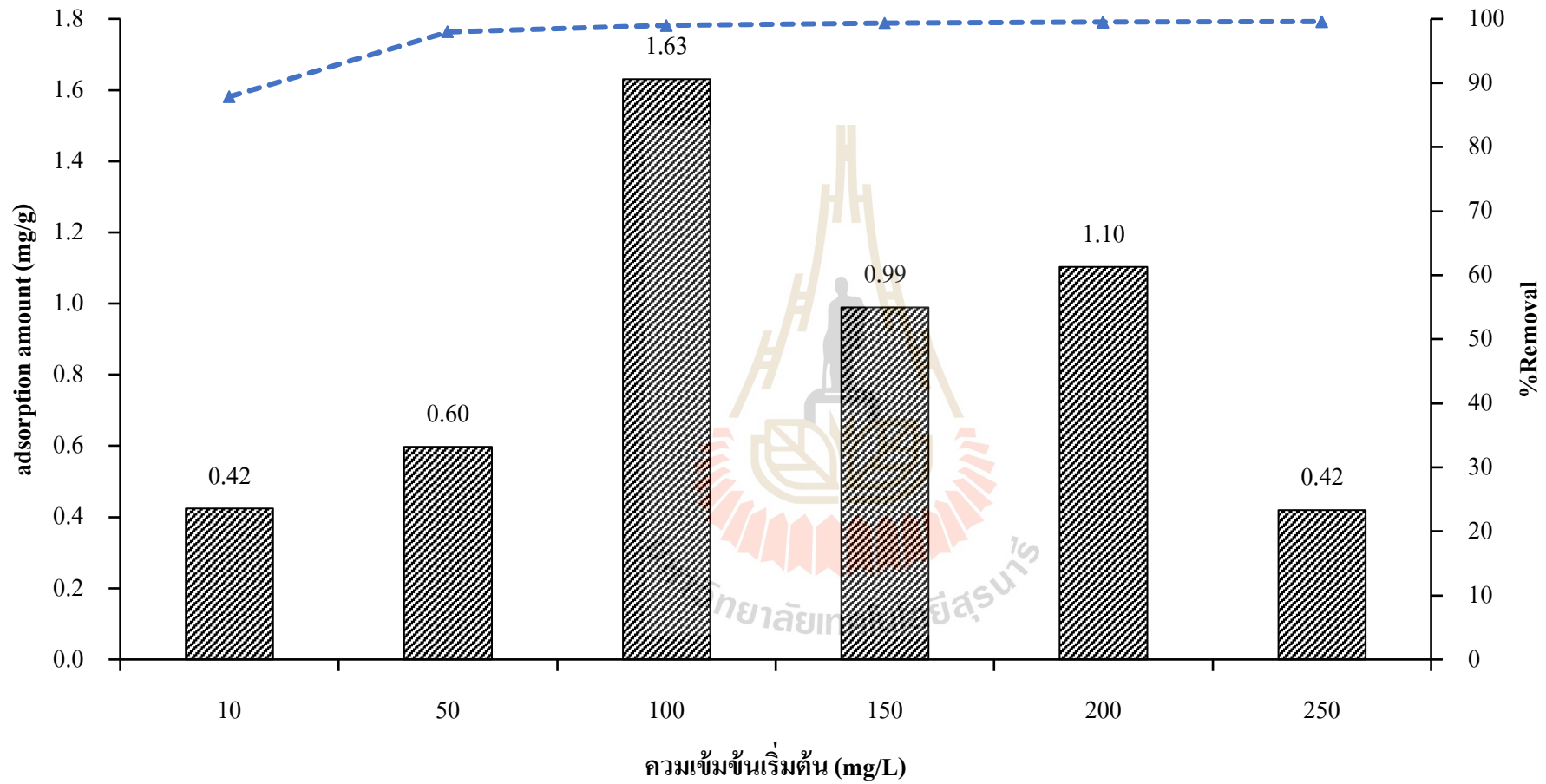
C_0	%removal	Capacity (mg/g)
10	89.82	0.40
50	97.97	2.34
100	99.00	4.46
150	99.32	7.36
200	99.49	9.77
250	99.59	11.81

ตารางที่ 4.5 ผลการดูดซับโครเมียม ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นต่าง ๆ pH 3 และระยะเวลาสัมผัส 180 นาที

C_0	%removal	Capacity (mg/g)
10	89.87	0.42
50	97.98	0.60
100	98.97	1.63
150	99.32	0.99
200	99.49	1.10
250	99.59	0.42



รูปที่ 4.10 ผลการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นในการกำจัด Pb (II)



รูปที่ 4.11 ผลการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นในการกำจัด Cr (VI)

4.3.4 ไอโซเทอมการดูดซับ

ในการศึกษานี้ทำการทดสอบสมการดูดซับด้วยแบบจำลองของแลงเมียร์ (Langmuir model) และแบบจำลองของฟรอนด์ลิช (Freundlich model) แบบจำลองของแลงเมียร์ ตั้งอยู่บนสมมติฐานคือโมเลกุลของสารถูกดูดซับ จะเกิดการดูดซับบนผิวในตำแหน่งที่แน่นอนของวัสดุดูดซับ แต่ละโมเลกุลของวัสดุดูดซับเกิดการดูดซับบนผิวแบบชั้นเดียว (Monolayer adsorption) ที่มีความสม่ำเสมอ (Homogeneous) และโมเลกุลของวัสดุดูดซับไม่สามารถเกิดข้ามพื้นผิวหรือไม่สามารถเกิดขึ้นกับโมเลกุลที่อยู่ติดกันได้ (Racho and Phalathip, 2017) แบบจำลองแลงเมียร์สามารถเขียนในรูปสมการเส้นตรงได้ดังนี้

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}K_L} + \frac{C_e}{q_{\max}} \quad (4.3)$$

เมื่อ	q_e	คือ	ปริมาณสารที่ถูกดูดซับ (mg) ต่อปริมาณของวัสดุดูดซับ (g) ที่ภาวะสมดุล หรือเรียกว่า หรือค่าการดูดซับที่สมดุล
	q_{\max}	คือ	ปริมาณสารที่ถูกดูดซับมากที่สุด (mg/g) ที่ถูกดูดซับเพื่อสร้างแผ่นชั้นเดียว
	K_L	คือ	ค่าคงที่ทางพลังงานของการดูดซับ หรือค่าคงที่ของแลงเมียร์ (L/mg)
	C_e	คือ	ความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับที่สมดุล (mg/L)

แบบจำลองของฟรอนด์ลิช สร้างจากสมมติฐานของการดูดซับที่ว่าพื้นผิวของวัสดุดูดซับไม่เป็นเนื้อเดียวกัน (heterogenous) มีลักษณะขรุขระ พลังงานในการสร้างพันธะของแต่ละบริเวณเกิดพันธะของวัสดุดูดซับต่อสารถูกดูดซับไม่เท่ากันและเป็นไปอย่างกระจายตัว และระดับการดูดซับเป็นไปอย่างไม่จำกัด (Racho and Phalathip, 2017) การดูดซับเกิดแบบหลายชั้น (multilayer) เขียนในรูปสมการเส้นตรงได้ดังนี้

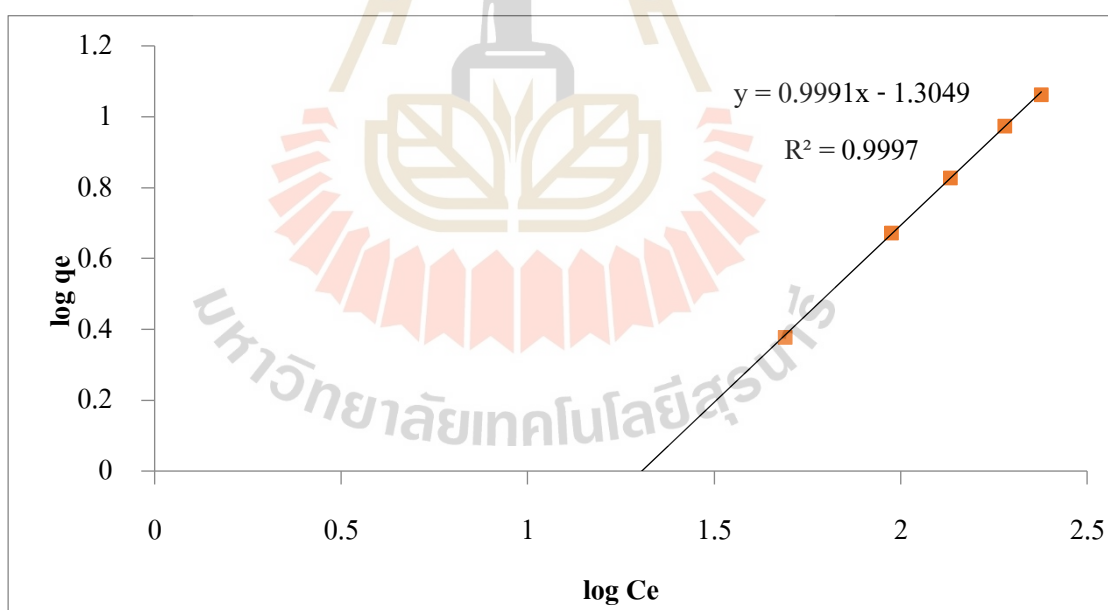
$$\log q_e = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_F \quad (4.4)$$

เมื่อ	q_e	คือ	ปริมาณสารที่ถูกดูดซับ (mg) ต่อปริมาณของตัวดูดซับ (g) ที่ภาวะสมดุล
	K_F	คือ	ค่าคงที่ของฟรอนด์ลิช (mg/g)
	C_e	คือ	ความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับที่สมดุล (mg/L)
	n	คือ	ค่าคงที่ของฟรอนด์ลิชที่อธิบายถึงความเข้มข้นของการดูดซับ

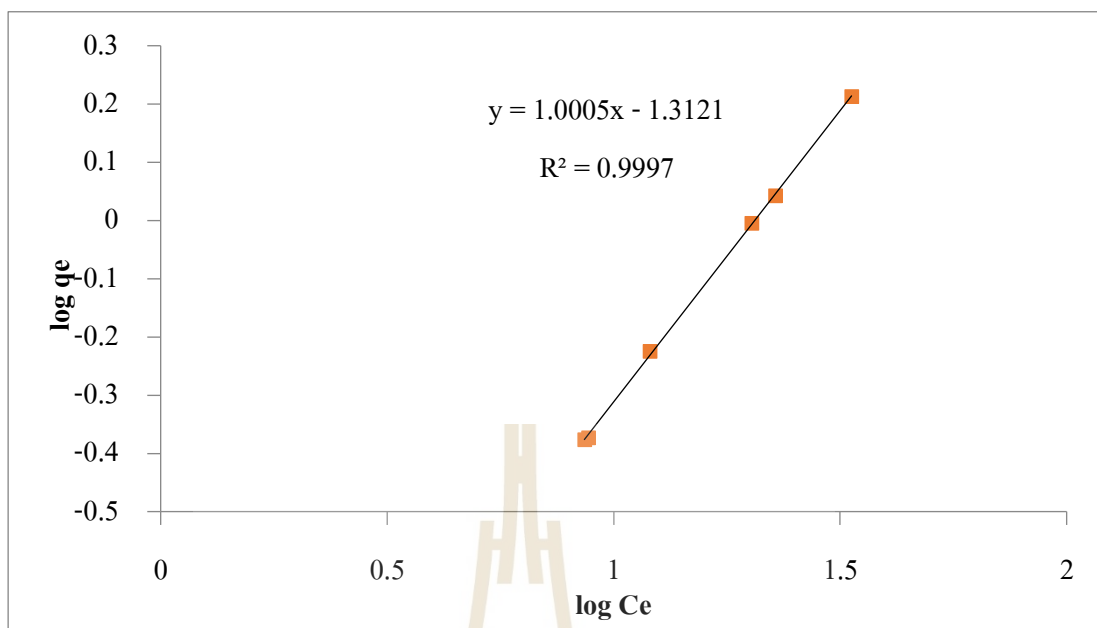
ผลการศึกษาแสดงดังตารางที่ 4.6 และรูปที่ 4.12 พิจารณาความเหมาะสมของแบบจำลอง สมดุลการดูดซับด้วยค่า R^2 โดยค่า R^2 ของแบบจำลองฟรุนดิชมีค่า 0.9999 และ 0.9997 สำหรับ Pb (II) และ Cr (VI) ตามลำดับ ซึ่งใกล้เคียง 1 มากกว่า R^2 ของแบบจำลองของแลงเมียร์ ที่มีค่าน้อยกว่า 0.1 แสดงให้เห็นว่าการดูดซับ Pb (II) และ Cr (VI) ด้วยเศษผ้าตัดแปรมีสสมดุลการดูดซับตามแบบจำลองของฟรุนดิช พื้นที่ผิวของการดูดซับไม่เป็นเนื้อเดียวกัน และเกิดการดูดซับได้หลายชั้น เนื่องจากการถักทอของผ้าทำให้เกิดช่องว่างของเส้นใยที่ซับซ้อน ทำให้เกิดรูพรุนพื้นที่ผิวในการดูดซับ จึงกระจายเข้าไป

ตารางที่ 4.6 พารามิเตอร์ของสมดุลการดูดซับตามแบบจำลองของฟรุนดิช

โลหะหนัก	Freundlich		
	Kf (mg/g)*(L/g)	N	R^2
Pb (II)	0.05	1	0.9997
Cr (VI)	0.05	1	0.9997



(ก) Pb (II)



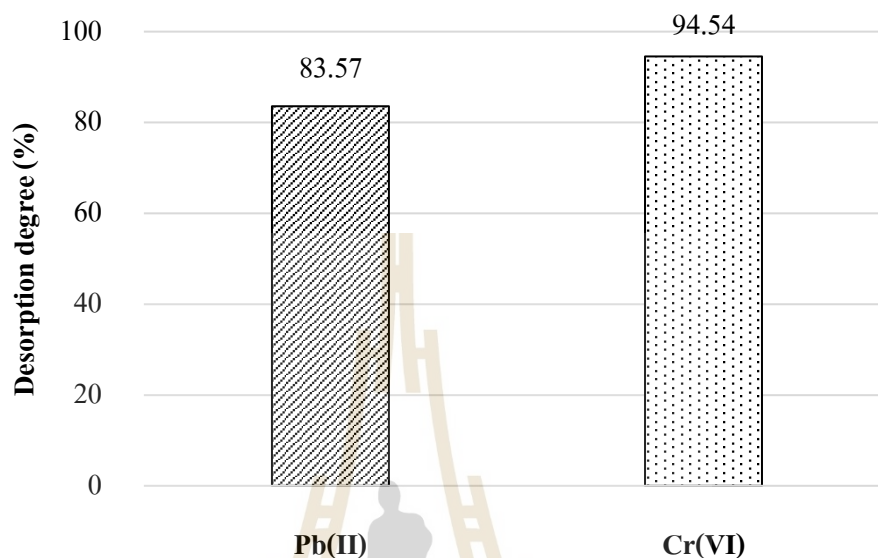
(ข) Cr (VI)

รูปที่ 4.12 แบบจำลองสมดุลการดูดซับของฟรอนดิช

4.3.5 การคลายสารออก

ในการศึกษานี้ทำการทดสอบคลายสารออกด้วยกรดไฮโดรคลอริก (HCl) ความเข้มข้น 1 M ในชุดการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการฟื้นฟูสภาพของวัสดุดูดซับเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ โดยนำผ้าตัดแปรที่ผ่านการดูดซับไอออนของโลหะหนักแล้ว ใส่ในขวดรูปชมพู่ที่มีกรดไฮโดรคลอริก 50 มิลลิลิตร เขย่าที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส ความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 1 ชั่วโมง (Yang et al. 2014, Hamza et al. 2012) โดยควบคุม pH เท่ากับ 3 และ 5 สำหรับการคลายสารออกของตัวดูดซับโลหะหนัก Cr(VI) และ Pb(II) ตามลำดับ จากนั้นวัดปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักที่คลายออกอยู่ในตัวทำละลายด้วยเครื่อง FAAS และพิจารณาความสามารถในการคลายสารออก สามารถพิจารณาได้จากปริมาณโลหะหนักที่ถูกดูดซับอยู่บนผ้าตัดแปรก่อนทำการทดลอง และความเข้มข้นสุดท้ายของโลหะหนักที่อยู่ในตัวทำละลายกรดไฮโดรคลอริก ดังสมการที่ 4.5

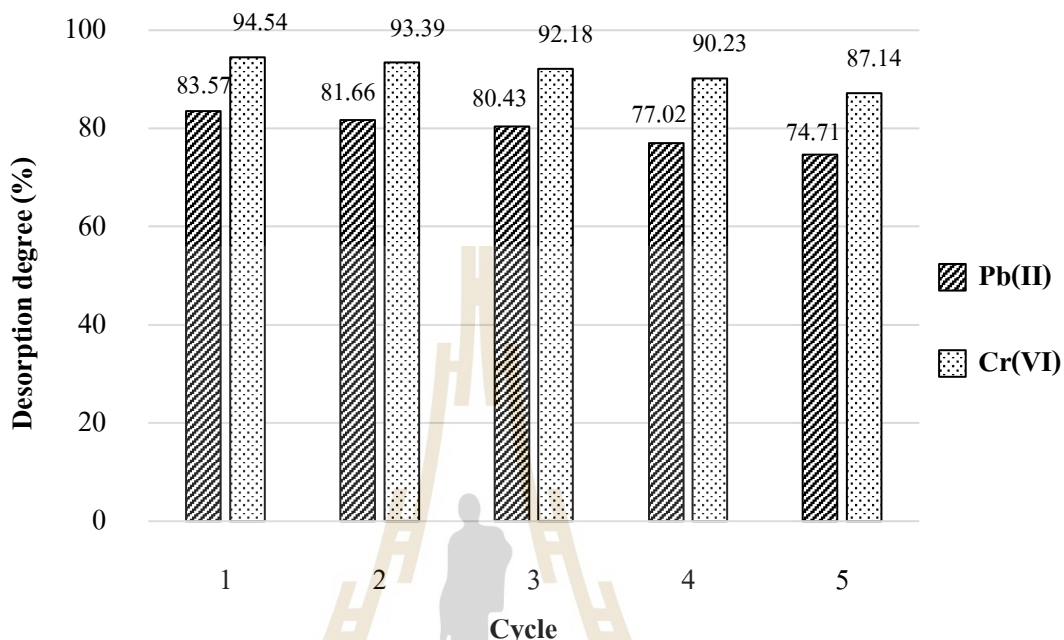
$$\text{ความสามารถในการคลายสารออก} = \frac{\text{ปริมาณโลหะหนักในตัวทำละลาย}}{\text{ปริมาณโลหะหนักที่ถูกดูดซับบนผ้าัดแปร}} \times 100 \quad (4.5)$$



รูปที่ 4.13 ประสิทธิภาพในการคลายสารออกของโลหะหนัก Pb(II) and Cr(VI)

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพในการคลายสารออก (Desorption degree) ของโลหะหนัก ดังรูปที่ 4.12 พบว่า เส้นใยดัดแปรที่ดูดซับ Pb(II) มีประสิทธิภาพการคลายสารออกเท่ากับ 83.57% และเส้นใยดัดแปรที่ดูดซับ Cr(VI) ที่มีประสิทธิภาพเท่ากับ 94.54% ทำให้เศษผ้าดัดแปรที่นำไปดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) มีความเป็นไปได้ในการฟื้นฟูสภาพ (Regeneration) วัสดุดูดซับเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่ (Reusable) และจากการศึกษาโดยทดสอบการคลายสารออกของเส้นใยที่ดูดซับโลหะหนักซ้ำ จำนวน 5 รอบ เพื่อศึกษาจำนวนรอบ (Cycle) ที่มีความเป็นไปได้ในการนำเส้นใยมาฟื้นฟูสภาพ และนำมาใช้ซ้ำ พบว่าเส้นใยดัดแปรที่มีประสิทธิภาพการคลายสารออกลดลงในทุก ๆ รอบ ทั้งเส้นใยที่ดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) ดังรูปที่ 4.14 โดยเส้นใยดัดแปรที่ดูดซับ Pb(II) มีประสิทธิภาพในการคลายสารออกในรอบที่ 1 ถึง 5 เท่ากับ 83.57%, 81.66%, 80.43%, 77.12% และ 74.71% ตามลำดับ ส่วนเส้นใยดัดแปรที่ดูดซับ Cr(VI) มีประสิทธิภาพการคลายสารออกในรอบที่ 1 ถึง 5 เท่ากับ 94.54%, 93.39%, 92.18%, 90.23% และ 87.14% ตามลำดับ อาจกล่าวได้ว่าทั้งเส้นใยดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) มีความเหมาะสมในการฟื้นฟูสภาพและนำกลับมาใช้ใหม่ได้ถึง 5 รอบ เนื่องจากประสิทธิภาพการคลายสารออกของเส้นใยดัดแปรดูดซับ Pb(II) ลดลงเพียง 8.86% และยังคงประสิทธิภาพอยู่ถึง

74.71% ส่วนเส้นใยดัดแปรดูดซับ Cr(IV) มีประสิทธิภาพการคายสารออกลดลงเพียง 7.40% และยังคงประสิทธิภาพสูงถึง 87.14% หลังจากการคายสารเป็นจำนวน 5 รอบ



รูปที่ 4.14 ประสิทธิภาพในการคายสารออกของโลหะหนัก Pb(II) and Cr(VI) ที่รอบต่าง ๆ

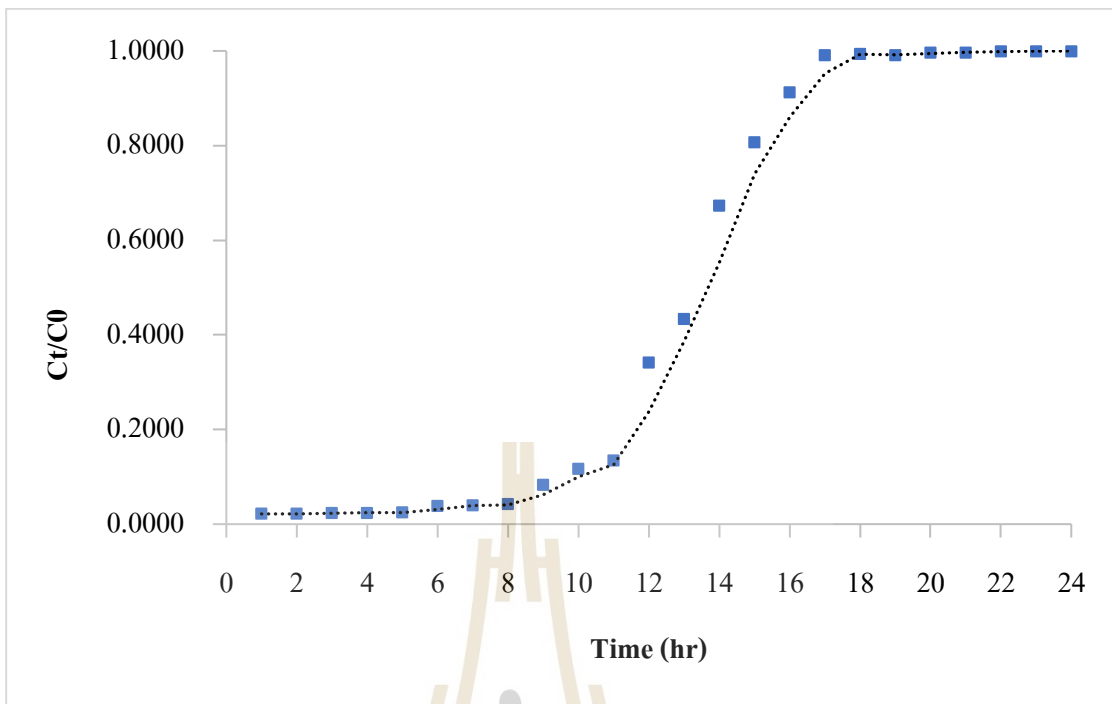
ด้การศึกษาของ Coskun and Soykan (2006) ศึกษาการคายสารออกของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ที่ดัดแปรด้วยวิธีกราฟต์โคพอลิเมอร์เซชันด้วยอะคริลาไมด์ (Acrylamide) หรือเส้นใย PET-g-AAm หลังผ่านการดูดซับโลหะหนัก Pb(II) ในสารละลาย จากนั้นทดสอบการคายสารออกในกรดไฮโดรคลอริก (HCl) ความเข้มข้น 1 M เป็นจำนวน 5 รอบ พบว่า ความสามารถในการคายสารของเส้นใยดัดแปรลดลงเพียง 2.5% จากประสิทธิภาพ 93.35% ในรอบที่ 1 และอยู่ที่ 91.10% หลังจากการคายสารเป็นจำนวน 5 รอบ แสดงให้เห็นว่าเส้นใย PET-g-AAm เป็นตัวดูดซับที่น่ากลับมาใช้ใหม่ได้ดีสำหรับการกำจัด Pb(II) ออกจากสารละลาย และจากผลการศึกษาของ Mohammad et al. (2017) ศึกษาการคายสารออกของเส้นใยโพลีเอสเตอร์ดัดแปร หรือ Polyester/Polyethylene terephthalate (PET) เพื่อใช้เป็นตัวดูดซับ Cr(VI) ในสารละลาย จากนั้นทดสอบการคายสารออกในสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ความเข้มข้น 1 M ปริมาตร 100 มิลลิตร และเขย่าเป็นเวลา 2 ชั่วโมง โดยทำซ้ำเป็นจำนวน 5 รอบ พบว่า ความสามารถในการคายสารของตัวดูดซับลดลงเล็กน้อยในแต่ละรอบ และยังคงประสิทธิภาพไว้ที่ 93.7% หลังจากการคายสารเป็นจำนวน 5 รอบ

4.4 ผลการศึกษาการดูดซับโลหะหนักแบบไหลต่อเนื่อง

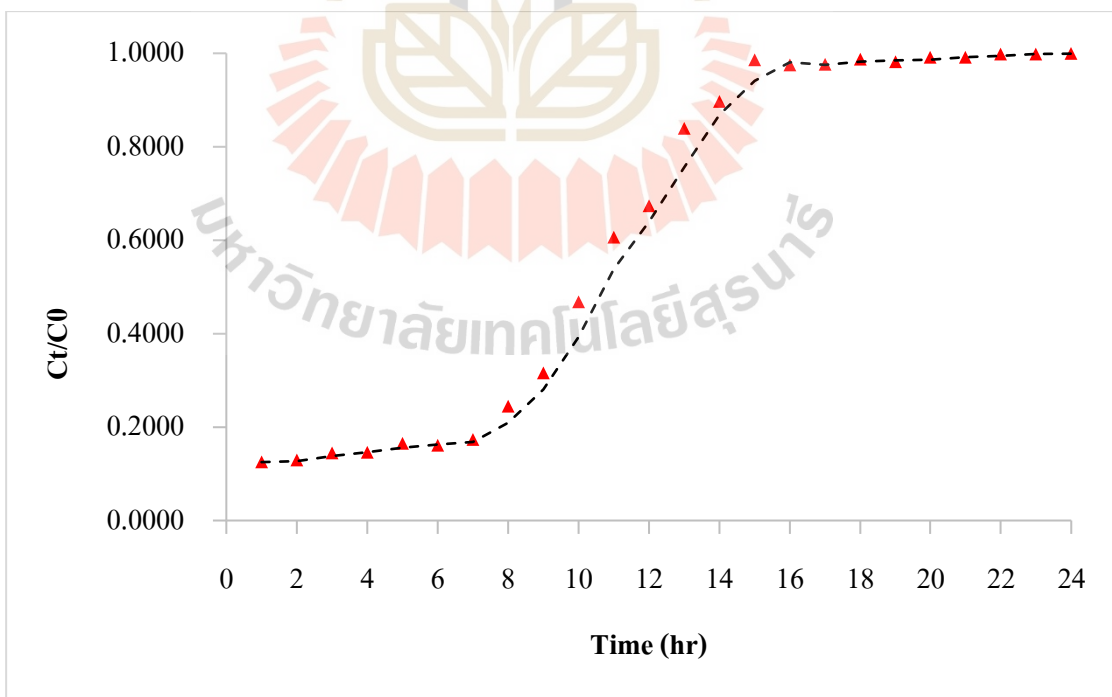
4.4.1 ประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักในระบบไหลต่อเนื่อง

การศึกษาประสิทธิภาพในการดูดซับ Pb(II) และ Cr(IV) ที่เป็นตัวแทนของโลหะหนักประจุบวก และประจุลบที่มีอยู่ในน้ำเสียอุตสาหกรรมในระบบไหลต่อเนื่อง ประกอบด้วยคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ประเภทตะกั่ว (Pb(II)), โครเมียม (Cr(VI)) และตะกั่วกับโครเมียม (Pb(II)+Cr(VI)) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนัก โดยมีความเข้มข้นเริ่มต้นของน้ำเสียสังเคราะห์โลหะ Pb(II) เท่ากับ 10 mg/L และน้ำเสียสังเคราะห์โลหะ Cr(IV) เท่ากับ 2 mg/L ที่ pH เท่ากับ 5 อัตราการไหลเท่ากับ 9 มิลลิลิตรต่อนาที และชั้นความสูงของขยะผ้าตัดแปร 30 เซนติเมตร

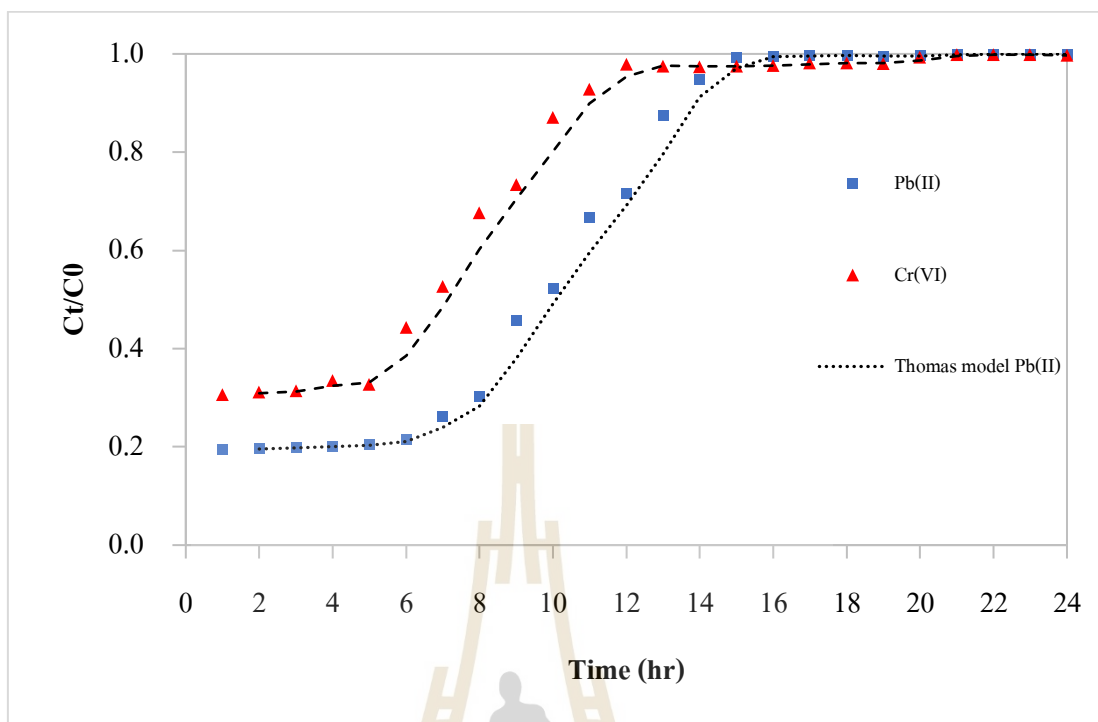
ผลการศึกษาดังแสดงในรูปที่ 4.15 แสดงพฤติกรรมกรรมการดูดซับในรูปของ Breakthrough curve พบว่า ในคอลัมน์น้ำเสีย Pb(II) มีประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักสูงสุดที่ 97.83% เมื่อระยะเวลาผ่านไป 8 ชั่วโมง ตัวดูดซับยังคงประสิทธิภาพอยู่ที่ 95.77% จากนั้นประสิทธิภาพจะเริ่มลดลงอย่างรวดเร็วตั้งแต่ชั่วโมงที่ 9 เป็นต้นไป เนื่องจากการดูดซับเริ่มหมดประสิทธิภาพ (Breakthrough time) และประสิทธิภาพการดูดซับเหลือเพียง 0.83% ในชั่วโมงที่ 17 เนื่องจากเข้าสู่เวลาสมดุลการดูดซับ (Exhaustion time) ส่วนคอลัมน์น้ำเสีย Cr(IV) มีประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักสูงสุดที่ 87.50% และเมื่อระยะเวลาผ่านไป 7 ชั่วโมง ตัวดูดซับยังคงประสิทธิภาพอยู่ที่ 82.67% จากนั้นประสิทธิภาพจะเริ่มลดลงอย่างรวดเร็วเหลือเพียง 1.33% ในชั่วโมงที่ 15 และในคอลัมน์น้ำเสีย Pb(II)+Cr(VI) มีประสิทธิภาพการกำจัด Pb(II) และ Cr(VI) เท่ากับ 80.50 และ 69.33% ตามลำดับ สำหรับการกำจัด Pb(II) ในคอลัมน์นี้ เมื่อระยะเวลาผ่านไป 6 ชั่วโมง ตัวดูดซับยังคงประสิทธิภาพอยู่ที่ 78.33% และประสิทธิภาพการดูดซับเหลือเพียง 0.63% ในชั่วโมงที่ 15 ส่วนการกำจัด Cr(IV) ในคอลัมน์นี้ เมื่อระยะเวลาผ่านไป 5 ชั่วโมง ตัวดูดซับยังคงประสิทธิภาพอยู่ที่ 67.33% จากนั้นประสิทธิภาพการดูดซับเหลือเพียง 2.17% ในชั่วโมงที่ 12



(ก) Breakthrough curve คอลัมน์น้ำเสีย Pb(II) 10 mg/L



(ข) Breakthrough curve คอลัมน์น้ำเสีย Cr(IV) 2 mg/L

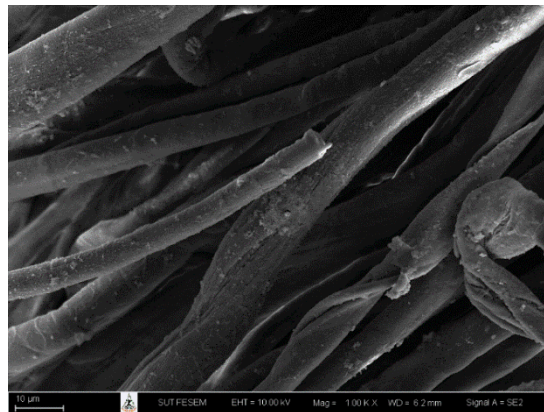


(ค) Breakthrough curve คอลัมน์น้ำเสีย Pb(II) 10 mg/L และ Cr(IV) 2 mg/L

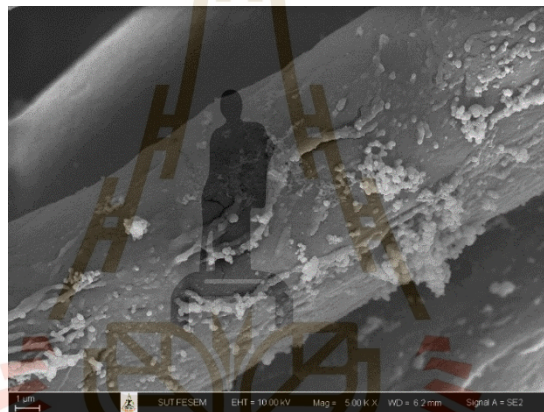
รูปที่ 4.15 กราฟเบรคทูร์ (Breakthrough curve) ของการดูดซับโลหะหนักในระบบไหลต่อเนื่อง

4.4.2 การศึกษาโครงสร้างหลังการดูดซับ

จากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าตัดแปรหลังการดูดซับโลหะหนัก ภายใต้สภาวะการไหลแบบต่อเนื่องในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II), คอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Cr(IV) และคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II)+Cr(IV) โดยการถ่ายภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (SEM) ผลการศึกษาแสดงดังรูปที่ 4.16 โดยพิจารณาที่กำลังขยาย 1000 เท่า และ 5000 เท่า พบว่า เส้นใยตัดแปรมีขนาดศูนย์กลางเพิ่มขึ้นจาก 37 ไมโครเมตรเป็น 39-41 ไมโครเมตร ลักษณะพื้นผิวของเส้นใยมีความขรุขระเพิ่มขึ้น และมีขนาดใหญ่มากขึ้นเมื่อเทียบกับเส้นใยตัดแปรก่อนดูดซับแสดงดังรูปที่ 4.4 เนื่องจากอะตอมของโลหะหนักถูกดูดซับติดที่พื้นผิวของเส้นใย ดังนั้นจากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของเส้นใยหลังการดูดซับโดยการถ่ายภาพด้วย SEM จึงสามารถยืนยันได้ว่า เส้นใยตัดแปรมีความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก และทำให้เกิดกระบวนการดูดซับโลหะหนักที่พื้นผิวของเส้นใยได้ (Wang et al., 2012)



(ก)



(ข)



(ค)



(ง)

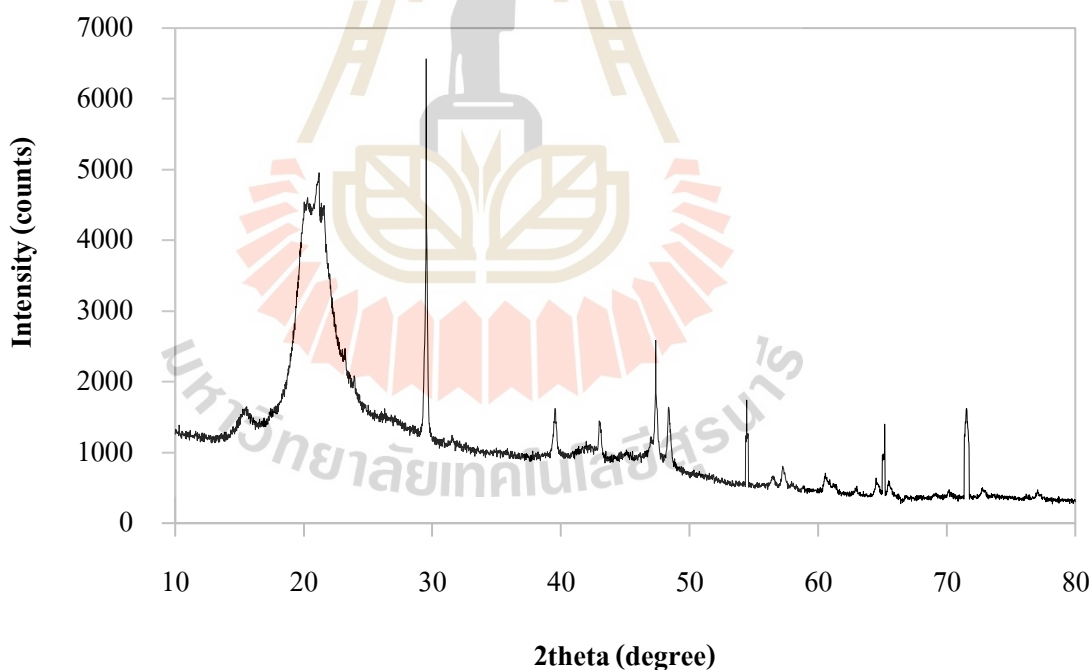


(จ)

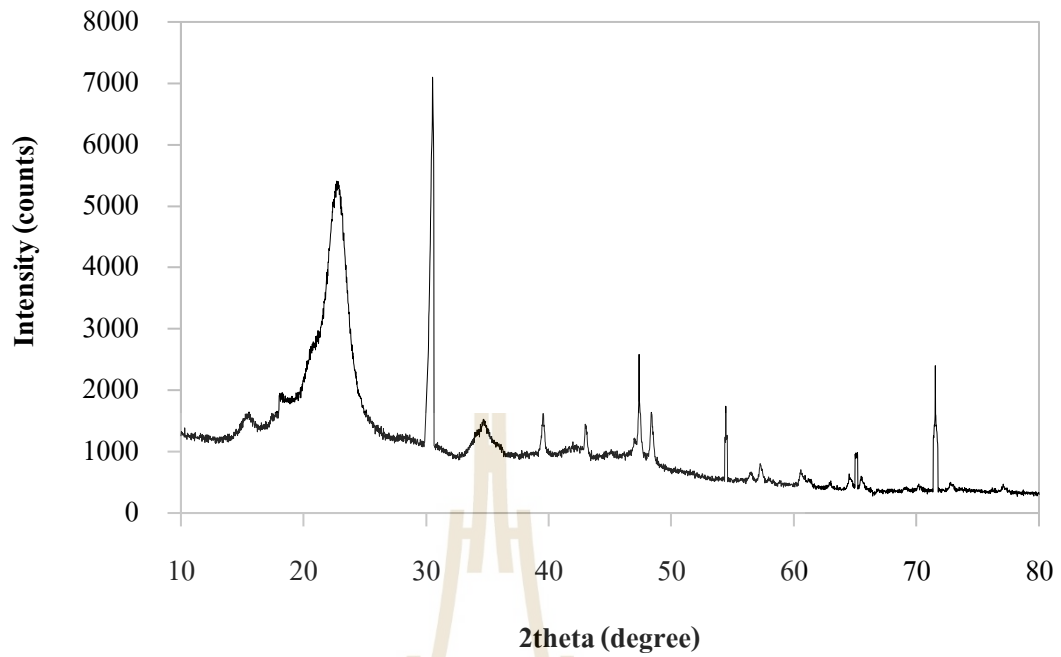
รูปที่ 4.16 โครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าตัดแปรหลังการดูดซับภายใต้สภาวะการไหลแบบต่อเนื่องในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II) ที่กำลังขยาย (ก) 1000 เท่า และ (ข) 5000 เท่า; Cr(VI) ที่กำลังขยาย (ค) 1000 เท่า และ (ง) 5000 เท่า; Pb(II)+Cr(VI) ที่กำลังขยาย (จ) 1000 เท่า และ (ฉ) 5000 เท่า

4.4.3 การศึกษาองค์ประกอบของธาตุหลังการดูดซับ

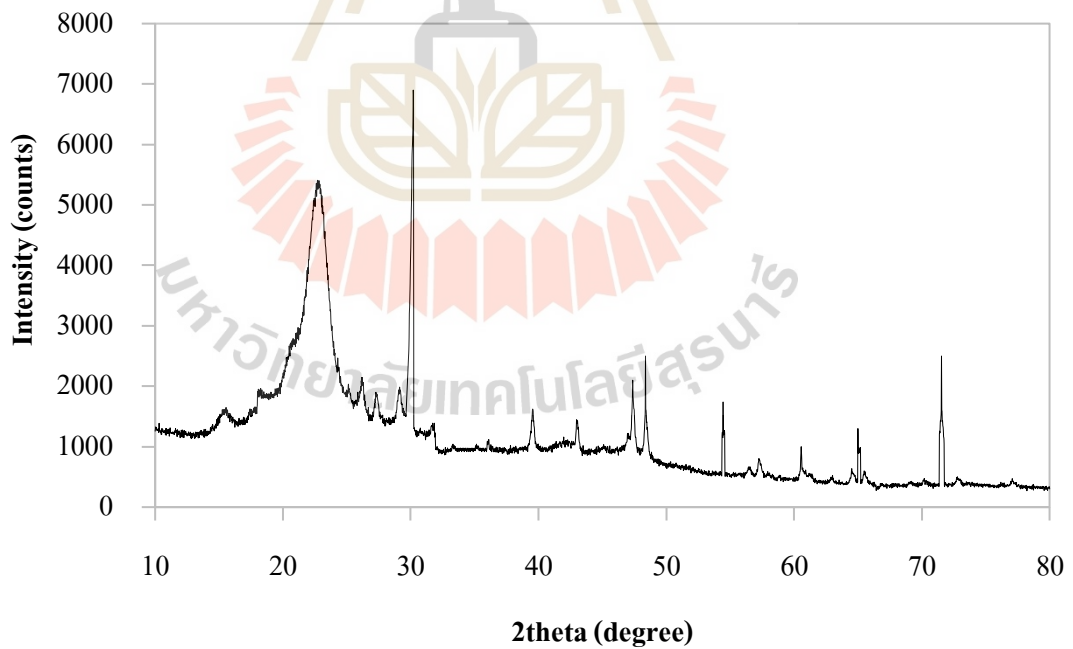
จากการวิเคราะห์องค์ประกอบของธาตุที่อยู่ในโครงสร้างขยะผ้าตัดแปรหลังการดูดซับโลหะหนัก ภายใต้สภาวะการไหลแบบต่อเนื่องด้วย เครื่อง X-ray Diffractometer (XRD) ยี่ห้อ Bruker รุ่น D8 advance ในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II), น้ำเสียสังเคราะห์ Cr(IV) และน้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II)+Cr(IV) แสดงดังรูปที่ 4.17 พบว่า ตัวอย่างเส้นใยหลังการดูดซับ Pb(II) มีโครงสร้างผลึกของ $PbCl_2$ แสดงที่ตำแหน่งหลัก 2θ ที่ 34.2 องศา บ่งบอกว่าเกิดการดูดซับตะกั่วขึ้นบนพื้นผิวของเส้นใยประดิษฐ์ตัดแปรจริง เนื่องจากน้ำเสียสังเคราะห์ หรือสารละลายมาตรฐานตะกั่วที่ใช้ในการดูดซับเตรียมจากสารตะกั่วคลอไรด์ ($PbCl_2$) ส่วนเส้นใยหลังการดูดซับ Cr(IV) มีโครงสร้างผลึกของ Cr_2O_7 แสดงที่ตำแหน่งหลัก 2θ ที่ 27.4 องศา บ่งบอกว่าเกิดการดูดซับโครเมียมขึ้นบนพื้นผิวของเส้นใยประดิษฐ์ตัดแปรน้ำเสียสังเคราะห์ หรือสารละลายมาตรฐานโครเมียมที่เตรียมจากสารโพแทสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) และเส้นใยหลังการดูดซับ Pb(II)+Cr(VI) มีทั้งโครงสร้างผลึกของ $PbCl_2$ และ Cr_2O_7 แสดงที่ตำแหน่งหลัก 2θ ที่ 34.2 องศา และ 27.4 องศา ตามลำดับ



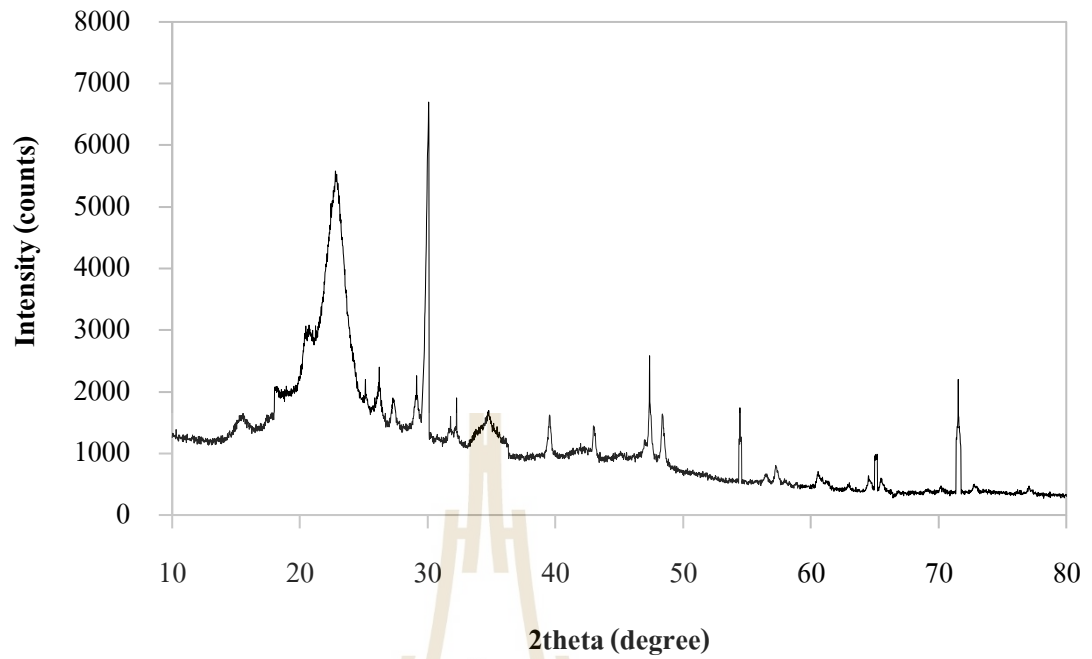
(ก) เส้นใยตัดแปรก่อนดูดซับ



(ข) เส้นใยดัดแปรหลังการดูดซับในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II)



(ค) เส้นใยดัดแปรหลังการดูดซับในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Cr(IV)



(ง) เส้นใยดัดแปรหลังการดูดซับในคอลัมน์น้ำเสียสังเคราะห์ Pb(II)+Cr(IV)

รูปที่ 4.17 การศึกษาองค์ประกอบของธาตุในโครงสร้างของเส้นใยด้วย XRD Analysis

บทที่ 5

สรุปผลการศึกษา และข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการศึกษา

งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพ และกลไกในการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าจากอุตสาหกรรมชุดชั้นใน ซึ่งเป็นผ้าประเภทโพลีเอสเตอร์ นำมาดัดแปรพันธะเคมีด้วยวิธีการกราฟต์ด้วยกรดอะคริลิกเพื่อสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และทำการเปลี่ยนเป็นหมู่ฟังก์ชันอะมิโนด้วยสารละลายเอทิลีนไดเอมีน เพื่อเพิ่มความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก โดยการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าดัดแปร นอกจากจะทำการทดลองแบบกะ เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ และกลไกการดูดซับทางเคมี ซึ่งรวมถึงการศึกษาสมดุลการดูดซับ ความสามารถจนผลศาสตร์ สัณฐานวิทยา หมู่ฟังก์ชัน และองค์ประกอบของธาตุในโครงสร้างของขยะผ้าดัดแปรแล้ว ยังศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักด้วยขยะผ้าดัดแปรแบบการไหลต่อเนื่องในถังปฏิกรณ์แบบชั้นบรรจุอีกด้วย

5.1.1 จากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของเส้นใยประดิษฐ์ก่อนดัดแปรโดยการถ่ายภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (Scanning Electron Microscope, SEM) พบว่า เส้นใยมีพื้นผิวค่อนข้างเรียบ และมีเส้นผ่านศูนย์กลาง 32 ไมโครเมตร ส่วนเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรมีพื้นผิวขรุขระขึ้น และมีขนาดศูนย์กลางเพิ่มขึ้นเป็น 37 ไมโครเมตรหลังการดัดแปรทั้งจากการกราฟต์กรดอะคริลิก และการสร้างหมู่ฟังก์ชันอะมิโน และจากการวิเคราะห์หมู่ฟังก์ชันของเส้นใยด้วย Fourier transform infrared (FTIR) พบว่าหมู่ฟังก์ชันในโครงสร้างเส้นใยประดิษฐ์ก่อนดัดแปรประกอบไปด้วยหมู่ฟังก์ชัน Alkane และหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล ส่วนในโครงสร้างเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรประกอบไปด้วยหมู่ฟังก์ชันเอมีน-เอไมด์ สามารถยืนยันได้ว่าเส้นใยดัดแปรเกิดการสร้างหมู่ฟังก์ชันคาร์บอกซิล และอะมิโนขึ้น ตามลำดับ และหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของเส้นใยดัดแปรดังกล่าวสามารถทำให้เกิดกระบวนการดูดซับโลหะหนักที่พื้นผิวของเส้นใยได้

5.1.2 การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) โดยแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสในการดูดซับ และความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนัก พบว่าระยะเวลาที่เข้าสู่สมดุลการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) ด้วยเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรอยู่ที่ 180 นาที และที่ความเข้มข้นตั้งแต่ 100 มิลลิกรัมต่อลิตรมีประสิทธิภาพการกำจัดโลหะหนักอยู่ที่ร้อยละ 99 ถือได้ว่าที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นจุดที่การดูดซับโลหะหนักของเศษผ้าดัดแปรเข้าสู่สภาวะสมดุล และมีประสิทธิภาพสูงสุด โดยมีความสามารถสูงสุดในการกำจัด Pb(II) และ Cr(VI) เท่ากับ 11.81 และ 1.63

มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ นอกจากนี้ การศึกษาจลนพลศาสตร์ของการดูดซับโลหะหนักสอดคล้องกับ Pseudo-second-order model มากที่สุด แสดงให้เห็นว่ากระบวนการดูดซับที่เกิดขึ้นเป็นการดูดซับทางเคมีของการสร้างพันธะระหว่างหมู่ฟังก์ชันอะมิโนกับไอออนของโลหะหนัก มีความสามารถในการดูดซับ Pb(II) และ Cr(VI) เท่ากับ 2.40 และ 3.13 มิลลิกรัมต่อกรัม ตามลำดับ และอัตราเร็วในการดูดซับช่วงเริ่มต้น พบว่ามีอัตราเร็วในการดูดซับ Cr(VI) ในช่วงเริ่มต้นเร็วกว่า Pb(II) ส่วนการพิจารณาความเหมาะสมของแบบจำลองสมดุลการดูดซับด้วยค่า R^2 พบว่าแบบจำลองฟรุนดลิชมีใกล้เคียง 1 มากกว่า R^2 ของแบบจำลองของแลงเมียร์ แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ผิวของการดูดซับไม่เป็นเนื้อเดียวกัน และเกิดการดูดซับได้หลายชั้น เนื่องจากการถักทอของผ้าทำให้เกิดช่องว่างของเส้นใยที่ซับซ้อน ทำให้เกิดรูพรุนพื้นที่ผิวในการดูดซับจึงกระจายเข้าไป

5.1.3 จากผลการศึกษาประสิทธิภาพในการคลายสารออก (Desorption degree) ของโลหะหนัก พบว่าเส้นใยดัดแปรที่ดูดซับ Pb(II) มีประสิทธิภาพการคลายสารออกเท่ากับ 83.57% และเส้นใยดัดแปรที่ดูดซับ Cr(VI) ที่มีประสิทธิภาพเท่ากับ 94.54% และจากการทดสอบการคลายสารออกซ้ำเป็นจำนวน 5 รอบ เพื่อศึกษาจำนวนรอบ (Cycle) ที่มีความเป็นไปได้ในการนำเส้นใยมาฟื้นฟูสภาพและนำมาใช้ซ้ำ พบว่าประสิทธิภาพการคลายสารออกของเส้นใยดัดแปรดูดซับ Pb(II) ลดลงเพียง 8.86% และยังคงประสิทธิภาพอยู่ถึง 74.71% ส่วนเส้นใยดัดแปรดูดซับ Cr(VI) มีประสิทธิภาพการคลายสารออกลดลงเพียง 7.40% และยังคงประสิทธิภาพสูงถึง 87.14% หลังจากการคลายสารเป็นจำนวน 5 รอบ ซึ่งประสิทธิภาพในการคลายสารออกที่ยังคงสูงนี้แสดงถึงความเป็นไปได้ในการนำตัวดูดซับกลับมาใช้ใหม่ได้ และเป็นหนึ่งในคุณสมบัติที่สำคัญของวัสดุดูดซับ เนื่องจากทำให้ประหยัดต้นทุนในการดูดซับ และมีประโยชน์สำหรับการใช้งานจริง

5.1.4 การศึกษาการดูดซับโลหะหนักแบบไหลต่อเนื่อง พิจารณาจากการศึกษาด้วย Breakthrough curve พบว่าเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรมีระยะเวลาที่การดูดซับเริ่มหมดประสิทธิภาพ (Breakthrough time) อยู่ในช่วง 9 ชั่วโมงแรกของการดูดซับสำหรับคอลัมน์น้ำเสีย Pb(II), 7 ชั่วโมงแรกสำหรับคอลัมน์น้ำเสีย Cr(VI) และสำหรับคอลัมน์น้ำเสีย Pb(II)+Cr(VI) อยู่ในช่วง 7 และ 5 ชั่วโมงแรกของการดูดซับโลหะ Pb(II) และ Cr(VI) ตามลำดับ หลังจากนั้นการดูดซับเริ่มลดลงจนกระทั่งหมดประสิทธิภาพในการดูดซับ หรือเรียกว่า เวลาสมดุลการดูดซับ (Exhaustion time) ซึ่งเกิดที่เวลา 17 ชั่วโมงของการดูดซับสำหรับคอลัมน์น้ำเสีย Pb(II), 15 ชั่วโมงของการดูดซับสำหรับคอลัมน์น้ำเสีย Cr(VI) และสำหรับคอลัมน์น้ำเสีย Pb(II)+Cr(VI) อยู่ที่ 14 และ 11 ชั่วโมงของการดูดซับโลหะ Pb(II) และ Cr(VI) ตามลำดับ และจากการวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างสัณฐานวิทยาของขยะผ้าดัดแปรหลังการดูดซับโลหะหนักโดยการถ่ายภาพด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน (SEM) พบว่า เส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรมีขนาดศูนย์กลางเพิ่มขึ้นจาก 37 ไมโครเมตรเป็น 39-41 ไมโครเมตร พื้นที่ผิวของเส้นใยมีความขรุขระเพิ่มขึ้น เนื่องจากอะตอมของโลหะหนักถูกดูดซับติดที่พื้นที่ผิวของเส้นใย และจากการวิเคราะห์

องค์ประกอบของธาตุที่อยู่ในโครงสร้างเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรหลังการดูดซับโลหะหนักด้วย XRD พบผลึกของ $PbCl_2$ และ $K_2Cr_2O_7$ ในโครงสร้างของเส้นใย จึงสามารถยืนยันได้ว่า เส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรมีความสามารถในการดูดซับโลหะหนัก และทำให้เกิดกระบวนการดูดซับโลหะหนักที่พื้นผิวของเส้นใยได้

5.1.5 การกำจัดโลหะหนักด้วยเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรในการศึกษานี้มีแนวโน้มเกิดจากกระบวนการดูดซับทางเคมี (Chemical Adsorption) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Wang et al., 2012 พบว่า การดูดซับเกิดขึ้นจากพันธะเคมีระหว่างเส้นใยดัดแปรและโลหะหนัก โดยที่ชั้นของโมเลกุลโลหะหนักบนพื้นผิวหน้าเส้นใยดัดแปรมีเพียงชั้นเดียว (Monolayer) และไม่มีแนวโน้มของการเกิดการตกตะกอนทางเคมี (Precipitation) และปฏิกิริยารีดักชัน (Reduction Reaction) เนื่องจาก Pb(II) จะสามารถตกตะกอนได้ก็ต่อเมื่อสารละลายมีพีเอชมากกว่า 6 ซึ่งอยู่ในรูป $Pb(OH)_2(s)$ และที่ค่าพีเอชต่าง ๆ Cr(VI) จะอยู่ในรูป $HCrO_4$, $Cr_2O_7^{2-}$, $HCrO_4^-$ และ CrO_4^{2-} ซึ่งไม่สามารถตกตะกอนได้ การที่โลหะหนักประเภทโครเมียมจะตกตะกอนได้ ต้องอยู่ในรูปของโครเมียมประจุบวก 3 หรือสารประกอบ $Cr(OH)_3(s)$ โดยสารละลายต้องมีพีเอชมากกว่า 6 และเนื่องด้วยสารละลายที่ใช้ในการศึกษานี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ จากสารละลายโลหะหนักจึงทำให้ไม่มี Reducing agent ใด ๆ ที่ก่อให้เกิดปฏิกิริยารีดักชันอีกด้วย (Sawyer, C.N. et al., 2003)

5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 เส้นใยประดิษฐ์ที่ใช้ในการศึกษาเป็นเส้นใยพอลิเอทิลีน ซึ่งยังขาดมุมมองการพิจารณาทางด้านเศรษฐศาสตร์ ลดความคุ้มค่าในการทำงาน

5.2.2 ควรมีการศึกษาการดูดซับโลหะหนักด้วยเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรในน้ำเสียจริง ซึ่งมีการปนเปื้อนของโลหะหนักหลากหลายชนิด เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการดูดซับของเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปร และนำไปสู่การใช้งานจริงในภาคอุตสาหกรรมต่อไป

5.2.3 การทดสอบความเข้มข้นของโลหะหนักด้วย Atomic Absorption Spectrometer (AAS) มีข้อพึงระวังคือ อาจมีเศษชิ้นส่วนเล็ก ๆ ของเส้นใยประดิษฐ์ดัดแปรหลุดปะปนในสารละลาย จึงควรมีการกรองสารละลายก่อนทดสอบ เพื่อป้องกันการอุดตันของเครื่อง AAS ซึ่งในด้านความแข็งแรงของวัสดุดูดซับควรศึกษาต่อไป

รายการอ้างอิง

- Abdel-Ghani, Nour & El-Chaghab, Ghadir & Zahran, Enas. (2015). Cost Effective Adsorption of Aluminium and Iron from Synthetic and Real Wastewater by Rice Hull Activated Carbon (RHAC). *American Journal of Analytical Chemistry*. 06. 71-83.10.4236/ajac.2015.61007.
- Abdolahifard, Mahnaz & Bahrami, Hajir & mohammad ali malek, Reza. (2011). Surface Modification of PET Fabric by Graft Copolymerization with Acrylic Acid and Its Antibacterial Properties. *ISRN organic chemistry*. 2011. 265415. 10.5402/2011/265415.
- Arias-Barreir, C. R., Nishizaki, H., Okubo, K., Aoyama, I., and Mori, I. C. (2010). Ecotoxicological characterization of tannery wastewater in Dhaka, Bangladesh. *Journal of Environmental Biology* 31, 471-475
- Arslan, M. (2010). Preparation and use of amine-functionalized glycidyl methacrylate-poly(ethylene terephthalate) fibers for removal of chromium(VI) from aqueous solution. *Fibers and Polymers* 11(3), 325-330
- Azizi, Avidah & Torabian, Ali & Moniri, Elham & Hassani, Amir & Panahi, Homayon. (2016). Adsorption performance of modified graphene oxide nanoparticles for the removal of toluene, ethylbenzene, and xylenes from aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*. 57. 1-16. 10.1080/19443994.2016.1193769.
- Balpurvins KA, Burns RC, Lawrance GA, Stuart AD. 1995. The Use of the Solubility Domain Approach for the Modeling of the Hydroxide Precipitation of Lead from Wastewater, 50th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings. Ann Arbor Press, Inc., p. 237-245.
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry* 4(4), 361-377.
- Bediako, J. K., et al. (2017). "Preparation, characterization and lead adsorption study of tripolyphosphate-modified waste Lyocell fibers." *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5(1): 412-421.

- Beh, C. L., Chuah, T. G., Nourouzi, M. N., & Choong, T. (2012). Removal of Heavy Metals from Steel Making Waste Water by Using Electric Arc Furnace Slag. *E-Journal of Chemistry*, 9, 128275. doi:10.1155/2012/128275
- Ben Rebah, Faouzi & Siddeeg, Saif Eldin. (2017). Cactus an eco-friendly material for wastewater treatment: A review. *Journal of Materials and Environmental Sciences*. 8. 1770-1782.
- Bernat, Xavier & Piacentini, Emma & Bazzarelli, Fabio & Bengoa, Christophe & Fabregat, Azael & Drioli, Enrico & Font, Josep & Giorno, Lidietta. (2010). Ferrous Ion Effects on the Stability and Properties of Oil-in-Water Emulsions Formulated by Membrane Emulsification. *Industrial & Engineering Chemistry Research - IND ENG CHEM RES*. 49. 10.1021/ie901491k.
- Bhattacharya, A., and Misra, B. N. (2004). Grafting: a versatile means to modify polymers: Techniques, factors and applications. *Progress in Polymer Science* 29(8), 767-814.
- Bhattacharya, A., Rawlins, J. W., & Ray, P. (Eds.). (2008). *Polymer grafting and crosslinking*. John Wiley & Sons.
- Burakov, A. E., Galunin, E. V., Burakova, I. V., Kucherova, A. E., Agarwal, S., Tkachev, A. G., & Gupta, V. K. (2018). *Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 702–712.
- Cheng, R., Ou, S., Xiang, B., Li, Y., and Liao, Q. (2009). Adsorption behavior of hexavalent chromium on synthesized ethylenediamine modified starch. *Journal of Polymer Research* 16(6), 703.
- Christensen GJ. The all-ceramic restoration dilemma: where are we? *J Am Dent Assoc* 2011; 142(6): 668-671.
- Coşkun, R., and Soykan, C. (2009). Preparation of amidoximated polyester fiber and competitive adsorption of some heavy metal ions from aqueous solution onto this fiber. *Journal of Applied Polymer Science* 112(3), 1798-1807.
- Coşkun R, Soykan C. Lead(II) adsorption from aqueous solution by poly(ethylene terephthalate)-g-acrylamide fibers. *J Polym Res*. 2006; 13:1–8.

- Crini, G. (2005). Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. *Progress in Polymer Science* 30(1), 38-70
- Deng, S., and Bai, R. (2004). Removal of trivalent and hexavalent chromium with aminated polyacrylonitrile fibers: performance and mechanisms. **Water Research** 38(9), 2424-2432.
- Deng, S., Zhang, G., Wang, X., Zheng, T., and Wang, P. (2015). Preparation and performance of polyacrylonitrile fiber functionalized with iminodiacetic acid under microwave irradiation for adsorption of Cu(II) and Hg(II). *Chemical Engineering Journal* 276, 349-357.
- Deng, X., Wang, L., Xiu, Q. *et al.* Adsorption performance and physicochemical mechanism of MnO₂-polyethylenimine-tannic acid composites for the removal of Cu(II) and Cr(VI) from aqueous solution. *Front. Chem. Sci. Eng.* **15**, 538–551 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11705-020-1958-1>
- Dong, A., et al. (2010). "A novel method for amino starch preparation and its adsorption for Cu(II) and Cr(VI)." *J Hazard Mater* **181**(1-3): 448-454.
- Eberl, A., Heumann, S., Brückner, T., Araujo, R., Cavaco-Paulo, A., Kaufmann, F., et al. (2009). Enzymatic surface hydrolysis of poly (ethylene terephthalate) and bis (benzoyloxyethyl) terephthalate by lipase and cutinase in the presence of surface active molecules. *J. Biotechnol.* 143, 207–212. doi: 10.1016/j.jbiotec.2009.07.008
- Eric M. Vrijenhoek, John J. Waypa, Arsenic removal from drinking water by a "loose" nanofiltration membrane, *Desalination*, Volume 130, Issue 3, 2000, Pages 265-277, ISSN 0011-9164, [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)00091-6](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)00091-6).
- F. Gode and E. pehlivan, "A Comparative Study of Two Chelating Ion-Exchange Resins for the Removal of Chromium (III) from Aqueous Solution," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 100, No. 1-3, 2003, pp. 231-243. doi:10.1016/S0304-3894(03)00110-9
- Fu, F. and Q. Wang (2011). "Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review." *J Environ Manage* 92(3): 407-418.

- Giri, Balendu & Goswami, Mandavi & Singh, R S & Biomed, Giri & Sci, J & Res, Tech. (2017). Review on Application of Agro-Waste Biomass Biochar for Adsorption and Bioremediation Dye. Biomedical Journal of Scientific & Technical Research. 1. 10.26717/BJSTR.2017.01.000585.
- Gomes, A., Matsuo T., Koichi G., and Junji O., Development and effect of alkali treatment on tensile properties of curaua fiber green composites. Applied Science and Manufacturing, 2007. 2007(38): p. 1811-1820. 17.
- Goriparthi, B.K., Suman K.S., and Mohan R.N., Effect of fiber surface treatments on mechanical and abrasive wear performance of polylactide/jute composites. Applied Science and Manufacturing 2012. 2012(43): p. 1800-1808.
- Guo, Yanbiao & Feng, Hong & Chen, Chong & Jia, C.-J & Xiong, Fan & Lu, Ying. (2013). Heavy Metal Concentrations in Soil and Agricultural Products Near an Industrial District. Polish Journal of Environmental Studies. 22. 1357-1362.
- Halimoon, N., and Yin, R. G. S. (2010). Removal of Heavy Metals from Textile Wastewater using Zeolite. Environment Asia 3, 124-130.
- Hasan, Abdulraheim & Elsaeed, Shima & Kamal, Reem & Abdel-Raouf, Manar El-Sayed. (2016). Low Cost Biosorbents Based On Modified Starch Iron Oxide Nanocomposites For Selective Removal Of Some Heavy Metals From Aqueous Solutions:. Advanced Materials Letters. 7. 402-409. 10.5185/amlett.2016.6061.
- Hasfalina, C. M., et al. (2012). "Adsorption of Copper (II) From Aqueous Medium In Fixed-Bed Column By Kenaf Fibres." APCBEE Procedia 3: 255-263.
- Hayati, Bagher & Maleki, Afshin & Najafi, Farhood & Daraei, Hiua & Gharibi, Fardin & McKay, Gordon. (2017). Adsorption of Pb²⁺, Ni²⁺, Cu²⁺, Co²⁺ metal ions from aqueous solution by PPI/SiO₂ as new high-performance adsorbent: Preparation, characterization, isotherm, kinetic, thermodynamic studies. Journal of Molecular Liquids. 237. 10.1016/j.molliq.2017.04.117.
- Hua, Jinming. (2015). Synthesis and characterization of bentonite based inorgano-organocomposites and their performances for removing arsenic from water. Applied Clay Science. 114. 10.1016/j.clay.2015.06.005.

- Huang, Yang & Li, Shunxing & Chen, Jianhua & Zhang, Xueliang & Chen, Yiping. (2014). Adsorption of Pb(II) on mesoporous activated carbons fabricated from water hyacinth using H₃PO₄ activation: Adsorption capacity, kinetic and isotherm studies. *Applied Surface Science*. 293. 160–168. 10.1016/j.apsusc.2013.12.123.
- Jolly, Y.N., Hossain, A., Sattar, A. and Islam, A. (2012). “Impact of Heavy Metals on the Water and Soil Environment of a Paint Industry”, *Journal of Bangladesh Chemical Society*, 25(2): 159-165
- Jun Yin, Baolin Deng, Polymer-matrix nanocomposite membranes for water treatment, *Journal of Membrane Science*, Volume 479, 2015, Pages 256-275, ISSN 0376-7388, <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.11.019>.
- Kabir, M.H., Wang H.H., and Lau K.T., Cardona Chemical treatments on plantbased natural fibre reinforced polymer composites. *Composites Part B: Engineering* 2012. 2012(43): p. 2883-2892.
- Kamarudin, S., Rahman, Z.A., Rani, M.S., Mohammad, M., Mohammed, N., & Yaakob, Z. (2021). Acrylic acid-grafted polyaniline fibers for nickel ion removal from water: synthesis, characterization and adsorption kinetics. *Polymer Bulletin*, 79, 1699 - 1711.
- Karim, Md. Abdul. (2017). ASSESSMENT OF HEAVY METAL CONTAMINATION IN SURFACE SEDIMENT OF THE TUNGGUK RIVER SURROUNDING THE INDUSTRIAL COMPLEX OF GEBENG CITY. *Bioresearch Communications*. 3. 362-371.
- Kesalkar, V.P., Khedikar, I.P., & Sudame, A.M. (2012). Physico-chemical characteristics of wastewater from Paper Industry.
- Ko, Y. G., Chun, Y. J., Kim, C. H., and Choi, U. S. (2011). Removal of Cu(II) and Cr(VI) ions from aqueous solution using chelating fiber packed column: Equilibrium and kinetic studies. *Journal of Hazardous Materials* 194, 92-99.
- Kongsricharoern, N. and Polprasert, C. (1995), "Electrochemical Precipitation of Chromium (Cr⁶⁺) from an Electroplating Wastewater", *Water Science and Technology*, Vol. 31, No. 9, pp. 109 -11
- Kyzas, G.Z., & Matis, K.A. (2015). Nanoadsorbents for pollutants removal: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 203, 159-168.

- I.A.A. Hamza, B.S. Martincigh, J.C. Ngila, V.O. Nyamori, Adsorption studies of aqueous Pb(II) onto a sugarcane bagasse/ multi-walled carbon nanotube composite, *Phys. Chem. Earth*, 66 (2013) 157-166.
- Lasheen, M. R., Ammar, N. S., and Ibrahim, H. S. (2012). Adsorption/desorption of Cd(II), Cu(II) and Pb(II) using chemically modified orange peel: Equilibrium and kinetic studies. *Solid State Sciences* 14(2), 202-210.
- Lertchai Charentanyarak, Heavy metals removal by chemical coagulation and precipitation, *Water Science and Technology*, Volume 39, Issues 10–11, 1999, Pages 135-138, ISSN 0273-1223, [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00304-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00304-2).
- Li, M. Y.; Zhu, X. Q.; Zhu, F. H.; Ren, G.; Cao, G.; Song, L. (2011) Application of Modified Zeolite for Ammonium Removal from Drinking Water. *Desalination*, 271, 295-300.
- Lung CY, Matinlinna JP. Aspects of silane coupling agents and surface conditioning in dentistry: an overview. *Dent Mater* 2012; 28(5): 467-477
- Makhlouf, C., Marais, S., and Roudesli, S. (2007). Graft copolymerization of acrylic acid onto polyamide fibers. *Applied Surface Science*, 253(12), 5521-5528.
- Malakootian, Mohammad & Mortazavi, Mohammad & Ahmadi, Abdolkarim. (2016). Heavy metals bioaccumulation in fish of southern Iran and risk assessment of fish consumption. *Environmental Health Engineering and Management*. 3. 61-68. 10.15171/EHEM.2016.02.
- Ming Hua, Shujuan Zhang, Bingcai Pan, Weiming Zhang, Lu Lv, Quanxing Zhang, Heavy metal removal from water/wastewater by nanosized metal oxides: A review, *Journal of Hazardous Materials*, Volumes 211–212, 2012, Pages 317-331, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.016>.
- Mirbagheri, S. A., & Hosseini, S. N. (2005). Pilot plant investigation on petrochemical wastewater treatment for the removal of copper and chromium with the objective of reuse. *Desalination*, 171(1), 85–93. doi:10.1016/j.desal.2004.03.022

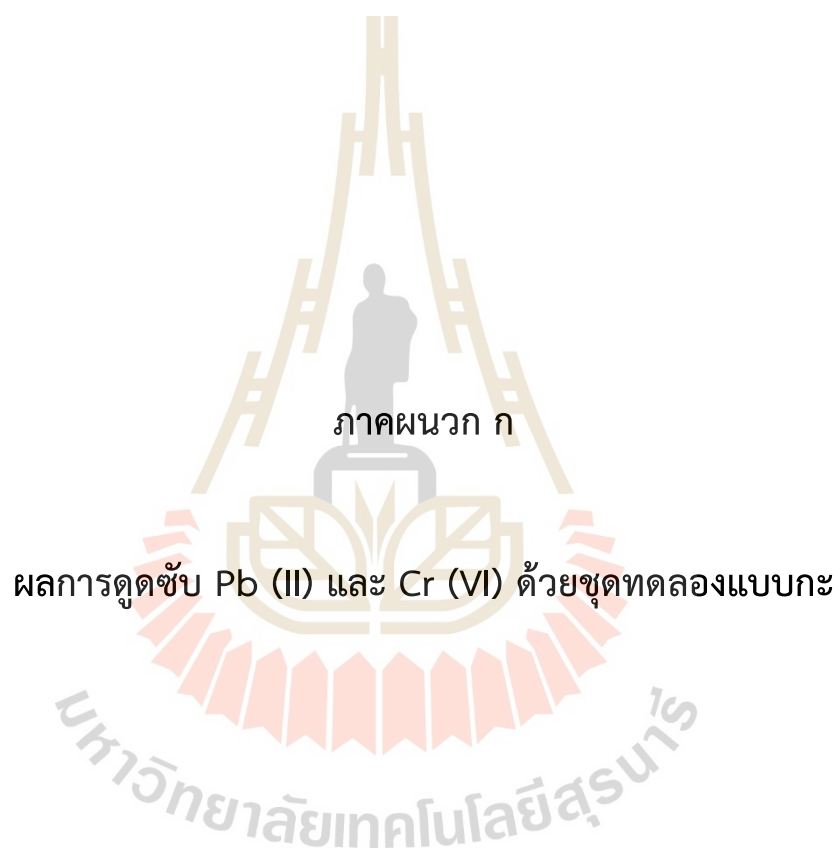
- Mishra, Trilochan & Mahato, Dipak. (2016). A comparative study on enhanced arsenic(V) & (III) removal by iron oxide and manganese oxide pillared clays from ground water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 4. 10.1016/j.jece. 2016. 01.022.
- Mohammad Khorram, Ahmad Mousavi, Nasir Mehranbod, Chromium removal using adsorptive membranes composed of electrospun plasma-treated functionalized polyethylene terephthalate (PET) with chitosan, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volume 5, Issue 3, 2017, Pages 2366-2377, ISSN 2213-3437, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.010>.
- Mohan, D., & Pittman, C. U. (2007). *Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review. Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2),
- Mohanty A. K., Misra M., Drzal L. T.: Surface modifications of natural fibers and performance of the resulting biocomposites. *Composite Interfaces*, 8, 313–343 (2001).
- Muneer, Bushra & Iqbal, M & R, Shakoori & Shakoori, Abdul. (2013). Tolerance and Biosorption of Mercury by Microbial Consortia: Potential Use in Bioremediation of Wastewater. *Pakistan journal of zoology*. 45. 247-254.
- Nagai T, Kawamoto Y. Effect of hydrofluoric acid etching on bond strength of composite luting agent to lithium disilicate ceramic material. *Int Chin J Dent* 2004; 4: 100-106
- Ngah, W. & Megat Hanafiah, Megat Ahmad Kamal. (2008). Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review. *Bioresource technology*. 99. 3935-48. 10.1016/j.biortech.2007.06.011.
- Ning, L., et al. (2011). "Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China." *Procedia Environmental Sciences* **10**: 914-917.
- O'Connell, D. W., Birkinshaw, C., and O'Dwyer, T. F. (2008). Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review. *Bioresource Technology* 99(15), 6709- 6724.
- O.V, A. and O. S.A (2014). "Determination of Heavy Metal Contents in Refined Petroleum Products." *IOSR Journal of Applied Chemistry* **7(6)**: 01-02.

- Özverdi, A., and Erdem, M., 2006. CuZ+, Cd2+ and Pb2+ adsorption from aqueous solutions by pyrite and synthetic iron sulphide. *J. Hazard. Muter.*, 137: 626-632.
- Racho, Patcharin & Phalathip, Pinitta. (2017). Modified Nylon Fibers with Amino Chelating Groups for Heavy Metal Removal. *Energy Procedia*. 118. 195-200. 10.1016/j.egypro.2017.07.02
- Racho, Patcharin & Waiwong, Weesuda, Modified textile waste for heavy metals removal, *Energy Reports*, Volume 6, Supplement 1, 2020, Pages 927-932, ISSN 2352-4847, <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.12.017>.
- Rånby, B., & Guo, F. Z. (1994). "Surface-photografting": new applications to synthetic fibers. *Polymers for Advanced Technologies*, 5(12), 829–836. doi:10.1002/pat.1994.220051210
- Rani K., Gomathi T., Vijayalakshmi K., Saranya M., Sudha P.N., Banana fiber Cellulose Nano Crystals grafted with butyl acrylate for heavy metal lead (II) removal, *International Journal of Biological Macromolecules*, Volume 131, 2019, Pages 461-472, ISSN 0141-8130, <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.03.064>.
- Riaz, Tabinda & Ahmad, Adnan & Saleemi, Sidra & Adrees, Muhammad & Jamshaid, Fahd & Hai, Abdul & Jamil, Tahir. (2016). Synthesis and Characterization of Polyurethane-Cellulose Acetate blend membrane for Chromium (VI) removal. *Carbohydrate Polymers*. 153. 10.1016/j.carbpol.2016.08.011.
- Saad A. Al-Jlil , 2010. Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater by Adsorption using Local Bentonite Clay and Roasted Date Pits in Saudi Arabia. *Trends in Applied Sciences Research*, 5: 138-145.
- Salisu, Ahmed & Salga, Muhammad Saleh. (2019). Green Preparation of Hyphaene thebaica Fiber Grafted Acrylic Acid for Adsorption of Pb(II) ions from Aqueous Solution. *Journal of the Turkish Chemical Society Section A: Chemistry*. 6. 293-302. 10.18596/jotcsa.500440.
- Sawyer, C.N., McCarty, P.L. and Parkin, G.F. (2003) *Chemistry for Environmental and Engineering Science*. 5th Edition, McGraw Hill Inc., New York, 587-590.
- Shubo Deng, Yen-Peng Ting, Characterization of PEI-modified biomass and biosorption of Cu(II), Pb(II) and Ni(II), *Water Research*, Volume 39, Issue 10, 2005, Pages 2167-2177, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.033>.

- Smiley Sharma, and Piyush Malaviya. (2014). Bioremediation of Tannery Wastewater by Chromium Resistant Fungal Isolate *Fusarium chlamyosporium* SPFS2-g. *Current World Environment* 9(3), 721-727
- Taghizadeh M, Asgharinezhad AA, Pooladi M, Barzin M, Abbaszadeh A, Tadjarodi A. A novel magnetic metal organic framework nanocomposite for extraction and preconcentration of heavy metal ions, and its optimization via experimental design methodology. *Microchim Acta*. 2013;180:1073 –84.
- Trần, Thiện Khánh & Leu, Hoang-Jyh & Chiu, Kuo-Feng & Lin, Chiu-Yue. (2017). Electrochemical Treatment of Heavy Metal-containing Wastewater with the Removal of COD and Heavy Metal Ions: Electrochemical treatment of heavy metal containing wastewater. *Journal of the Chinese Chemical Society*. 64. 10.1002/jccs.201600266.
- Toth, Kalman & Wenby, Rosalinda & Meiselman, H. (2000). Inhibition of polymer-induced red blood cell aggregation by poloxamer 188. *Biorheology*. 37. 301-12.
- Verma, V.K., Gupta, R.K., Rai, J.P.N., 2005. Biosorption of Pb and Zn from pulp and paper industry eZuent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *J. Sci. Ind. Res.* 64, 778–781.
- Wang, J., Xu, L., Cheng, C., Meng, Y., and Li, A. (2012). Preparation of new chelating fiber with waste PET as adsorbent for fast removal of Cu²⁺ and Ni²⁺ from water: Kinetic and equilibrium adsorption studies. **Chemical Engineering Journal** 193–194, 31-38.
- Xu, Dandan & Lu, Jianwei & Yan, Shan & Xiao, Ru. (2018). Aminated EVOH nanofiber membranes for Cr(VI) adsorption from aqueous solution. *RSC Advances*. 8. 742-751. 10.1039/C7RA11940B.
- Yan, Xiaolu & Liu, Miao & Zhong, Jingqiu & Guo, Jinting & Wu, Wen. (2018). How Human Activities Affect Heavy Metal Contamination of Soil and Sediment in a Long-Term Reclaimed Area of the Liaohe River Delta, North China. *Sustainability*. 10. 338. 10.3390/su10020338.

- Yan, X., Hu, Y., Chang, Y., Li, Y., Liu, M., Zhong, J. ... Wu, W. (2017). Effects of Land Reclamation on Distribution of Soil Properties and Heavy Metal Concentrations, and the Associated Environmental Pollution Assessment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(4), 1809-1823. <https://doi.org/10.15244/pjoes/68533>
- Yığıtoğlu, M., and Arslan, M. (2009). Selective removal of Cr(VI) ions from aqueous solutions including Cr(VI), Cu(II) and Cd(II) ions by 4-vinyl pyridine/2-hydroxyethylmethacrylate monomer mixture grafted poly(ethylene terephthalate) fiber. *Journal of Hazardous Materials* 166(1), 435-444.
- Yuzhong Niu, Rongjun Qu, Changmei Sun, Chunhua Wang, Hou Chen, Chunnuan Ji, Ying Zhang, Xia Shao, Fanling Bu, Adsorption of Pb(II) from aqueous solution by silica-gel supported hyperbranched polyamidoamine dendrimers, *Journal of Hazardous Materials*, Volumes 244–245, 2013, Pages 276-286, ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.042>.





ตารางที่ ก.1 การแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสต่อความสามารถในการกำจัด Pb(II) ที่ค่าความเข้มข้นเริ่มต้น 50 mg/L และ pH 5

Time (min)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)				C _{removal} (mg/L)	%Removal	Mass of Absorbent (g)	Capacity (mg/g)
		1	2	3	Avg				
10	50	31.35	31.36	31.37	31.36	18.64	37.28	2.0033	0.92
20		29.24	29.27	29.27	29.26	20.75	41.49	2.0073	1.02
40		29.17	29.15	29.19	29.17	20.83	41.66	2.0025	1.02
60		24.84	24.87	24.87	24.86	25.15	50.29	2.0078	1.21
80		21.43	21.47	21.48	21.46	28.55	57.09	2.0041	1.42
100		16.69	16.69	16.7	16.69	33.32	66.63	2.0072	1.64
120		13.95	13.95	13.98	13.96	36.05	72.09	2.0045	1.78
150		10.89	10.91	10.91	10.90	39.11	78.21	2.0086	1.91
180		8.29	8.3	8.31	8.30	41.70	83.4	2.0082	2.06
210		8.26	8.27	8.27	8.27	41.73	83.46	2.0078	2.05

ตารางที่ ก.2 การแปรเปลี่ยนระยะเวลาสัมผัสต่อความสามารถในการกำจัด Cr(IV) ที่ค่าความเข้มข้น
เริ่มต้น 50 mg/L และ pH 3

Time (min)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)				C _{removal} (mg/L)	%Removal	Mass of Absorbent (g)	Capacity (mg/g)
		1	2	3	Avg				
10	50	35.32	35.33	35.34	35.33	14.67	29.35	2.0062	0.71
20		36.29	36.28	36.28	36.28	13.72	27.45	2.0041	0.68
40		32.96	32.94	32.94	32.95	17.05	34.1	2.0094	0.84
60		30.72	30.73	30.73	30.73	19.27	38.55	2.0077	0.95
80		28.59	28.58	28.58	28.58	21.42	42.84	2.0023	1.07
100		25.33	25.34	25.34	25.34	24.66	49.33	2.0072	1.21
120		21.95	21.95	21.95	21.95	28.05	56.11	2.0075	1.38
150		14.58	14.56	14.56	14.57	35.43	70.86	2.0086	1.75
180		11.83	11.86	11.86	11.85	38.15	76.3	2.0066	1.86
210		12.14	12.13	12.13	12.13	37.87	75.74	2.0017	1.85

ตารางที่ ก.3 การแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นต่อความสามารถในการกำจัด Pb(II) ที่ pH 5 และ
ระยะเวลาสัมผัส 180 นาที

C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)				C _{removal} (mg/L)	%Removal	Mass of Absorbent (g)	Capacity (mg/g)
	1	2	3	Avg				
10	1.02	1.01	1.02	1.02	8.98	89.82	2.0098	0.4
50	1.03	1.01	1.02	1.02	48.99	97.97	2.0087	2.34
100	1.00	0.99	1.00	1.00	99.00	99.00	2.0053	4.46
150	1.02	1.03	1.02	1.02	148.98	99.32	2.0024	7.36
200	1.02	1.02	1.02	1.02	198.98	99.49	2.0033	9.77
250	1.03	1.01	1.03	1.03	248.98	99.59	2.011	11.81

ตารางที่ ก.4 การแปรเปลี่ยนความเข้มข้นเริ่มต้นต่อความสามารถในการกำจัด Cr(IV) ที่ pH 3 และ
ระยะเวลาสัมผัส 18

C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)				C _{removal} (mg/L)	%Removal	Mass of Absorbent (g)	Capacity (mg/g)
	1	2	3	Avg				
10	1.02	1.01	1.01	1.01	8.99	89.87	2.0011	0.42
50	1.03	1.02	1.02	1.01	48.99	97.98	2.0064	0.60
100	1.00	1.01	1.00	1.03	98.97	98.97	2.0004	1.63
150	1.01	1.02	1.02	1.02	148.98	99.32	2.0057	0.99
200	1.04	1.05	1.04	1.02	198.98	99.49	2.0096	1.10
250	1.00	1.01	1.00	1.03	248.98	99.59	2.0033	0.42

The logo of Sakon Nakhon Rajabhat University is a large, stylized emblem. It features a central figure of a person standing on a pedestal, surrounded by a circular base with a scalloped edge. Above the figure are several vertical lines of varying heights, resembling a stylized 'A' or a traditional architectural element. The entire logo is rendered in a light beige or gold color.

ภาคผนวก ข

ผลการดูดซับ Pb (II) และ Cr (VI) ด้วยชุดทดลองแบบไหลต่อเนื่อง

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ข.1 ประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักในระบบไหลต่อเนื่องของคอลัมน์น้ำเสียตะกั่ว (Pb^{2+})

T (hr)	C_0 (mg/l)	C_t (mg/l)				C_t/C_0	%Eff
		1	2	3	Avg		
1	10	0.22	0.21	0.22	0.22	0.0217	97.83
2		0.23	0.22	0.22	0.22	0.0223	97.77
3		0.24	0.23	0.23	0.23	0.0233	97.67
4		0.25	0.25	0.23	0.24	0.0243	97.57
5		0.25	0.25	0.25	0.25	0.0250	97.50
6		0.38	0.39	0.38	0.38	0.0383	96.17
7		0.40	0.39	0.39	0.39	0.0393	96.07
8		0.42	0.44	0.41	0.42	0.0423	95.77
9		0.83	0.83	0.84	0.83	0.0833	91.67
10		1.16	1.17	1.17	1.17	0.1167	88.33
11		1.36	1.35	1.33	1.35	0.1347	86.53
12		3.40	3.41	3.43	3.41	0.3413	65.87
13		4.32	4.33	4.36	4.34	0.4337	56.63
14		6.74	6.75	6.72	6.74	0.6737	32.63
15		8.05	8.08	8.09	8.07	0.8073	19.27
16		9.11	9.14	9.13	9.13	0.9127	8.73
17		9.93	9.91	9.91	9.92	0.9917	0.83
18		9.94	9.92	9.94	9.93	0.9933	0.67
19		9.93	9.90	9.91	9.91	0.9913	0.87
20		9.96	9.96	9.97	9.96	0.9963	0.37
21		9.95	9.98	9.98	9.97	0.9970	0.30
22		9.99	10.00	10.00	10.00	0.9997	0.03
23		10.00	9.99	10.00	10.00	0.9997	0.03
24		9.99	9.99	10.00	9.99	0.9993	0.07

ตารางที่ ข.2 ประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักในระบบไหลต่อเนื่องของคอลัมน์น้ำเสียโครเมียม (Cr^{6+})

T (hr)	C_0 (mg/l)	C_t (mg/l)				C_t/C_0	%Eff
		1	2	3	Avg		
1	2	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1250	87.50
2		0.26	0.26	0.26	0.26	0.1300	87.00
3		0.29	0.28	0.30	0.29	0.1450	85.50
4		0.30	0.29	0.29	0.29	0.1467	85.33
5		0.33	0.33	0.33	0.33	0.1650	83.50
6		0.31	0.33	0.33	0.32	0.1617	83.83
7		0.34	0.35	0.35	0.35	0.1733	82.67
8		0.49	0.48	0.50	0.49	0.2450	75.50
9		0.67	0.56	0.67	0.63	0.3167	68.33
10		0.92	0.94	0.95	0.94	0.4683	53.17
11		1.20	1.22	1.22	1.21	0.6067	39.33
12		1.35	1.34	1.35	1.35	0.6733	32.67
13		1.68	1.69	1.67	1.68	0.8400	16.00
14		1.79	1.79	1.80	1.79	0.8967	10.33
15		1.98	1.98	1.96	1.97	0.9867	1.33
16		1.95	1.95	1.95	1.95	0.9750	2.50
17		1.96	1.95	1.95	1.95	0.9767	2.33
18		1.97	1.98	1.98	1.98	0.9883	1.17
19		1.96	1.97	1.96	1.96	0.9817	1.83
20		1.98	1.98	1.99	1.98	0.9917	0.83
21		1.99	1.98	1.98	1.98	0.9917	0.83
22		2.00	1.99	2.00	2.00	0.9983	0.17
23		2.00	2.00	1.99	2.00	0.9983	0.17
24		1.99	2.00	2.01	2.00	1.0000	0.00

ตารางที่ ข.3 ประสิทธิภาพในการดูดซับโลหะหนักในระบบไหลต่อเนื่องของคอลัมน์น้ำเสียตะกั่ว และ โครเมียม ($Pb^{2+} + Cr^{6+}$)

T (hr)	Pb(II)							Cr(VI)						
	C0 (mg/L)	Ct (mg/L)				Ct/C0	%Eff	C0 (mg/L)	Ct (mg/L)				Ct/C0	%Eff
		1	2	3	Avg				1	2	3	Avg		
1	10	1.94	1.96	1.95	1.95	0.1950	80.50	2	0.61	0.62	0.61	0.61	0.3067	69.33
2		1.96	1.97	1.96	1.96	0.1963	80.37		0.62	0.61	0.64	0.62	0.3117	68.83
3		1.99	2.00	1.99	1.99	0.1993	80.07		0.63	0.62	0.63	0.63	0.3133	68.67
4		2.02	2.01	2.01	2.01	0.2013	79.87		0.67	0.67	0.67	0.67	0.3350	66.50
5		2.06	2.04	2.05	2.05	0.2050	79.50		0.65	0.65	0.66	0.65	0.3267	67.33
6		2.14	2.18	2.18	2.17	0.2167	78.33		0.87	0.89	0.90	0.89	0.4433	55.67
7		2.62	2.63	2.65	2.63	0.2633	73.67		1.06	1.05	1.05	1.05	0.5267	47.33
8		3.02	3.03	3.03	3.03	0.3027	69.73		1.35	1.35	1.36	1.35	0.6767	32.33
9		4.57	4.59	4.60	4.59	0.4587	54.13		1.47	1.46	1.47	1.47	0.7333	26.67
10		5.23	5.24	5.24	5.24	0.5237	47.63		1.73	1.75	1.74	1.74	0.8700	13.00
11		6.68	6.65	6.68	6.67	0.6670	33.30		1.86	1.86	1.85	1.86	0.9283	7.17
12		7.16	7.17	7.17	7.17	0.7167	28.33		1.95	1.96	1.96	1.96	0.9783	2.17
13		8.74	8.77	8.77	8.76	0.8760	12.40		1.94	1.96	1.95	1.95	0.9750	2.50
14		9.48	9.49	9.50	9.49	0.9490	5.10		1.95	1.95	1.94	1.95	0.9733	2.67
15		9.95	9.92	9.94	9.94	0.9937	0.63		1.96	1.96	1.93	1.95	0.9750	2.50
16		9.96	9.95	9.95	9.95	0.9953	0.47		1.95	1.96	1.95	1.95	0.9767	2.33
17		9.97	9.97	9.96	9.97	0.9967	0.33		1.96	1.96	1.97	1.96	0.9817	1.83
18		9.96	9.97	9.96	9.96	0.9963	0.37		1.95	1.98	1.96	1.96	0.9817	1.83
19		9.95	9.94	9.94	9.94	0.9943	0.57		1.95	1.96	1.97	1.96	0.9800	2.00
20		9.98	9.97	9.97	9.97	0.9973	0.27		1.98	2.00	1.98	1.99	0.9933	0.67
21		10.00	10.00	9.97	9.99	0.9990	0.10		2.00	2.01	1.98	2.00	0.9983	0.17
22		9.97	10.00	10.00	9.99	0.9990	0.10		2.00	2.00	1.99	2.00	0.9983	0.17
23		10.00	10.00	9.99	10.00	0.9997	0.03		2.00	1.98	2.01	2.00	0.9983	0.17
24		9.98	10.00	10.01	10.00	0.9997	0.03		1.99	1.98	2.01	1.99	0.9967	0.33



ภาคผนวก ค

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

รายชื่อบทความที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

Racho, P., & Waiwong, W. (2020, January 9). *Modified textile waste for heavy metals removal*. Energy Reports. Retrieved July 11, 2022, from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352484719313964>





ELSEVIER

Available online at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

Energy Reports 6 (2020) 927–932

www.elsevier.com/locate/egy

6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER 2019, 22–25 July,
University of Aveiro, Portugal

Modified textile waste for heavy metals removal

Patcharin Racho*, Weesuda Waiwong

Suranaree University of Technology, Nakhon Rachasima 30000, Thailand

Received 19 December 2019; accepted 19 December 2019

Available online 9 January 2020

Abstract

The performance of chemically modified textile waste for a heavy metal treatment is reported in this study. Two sorbents, which were prepared by a simple and concise method, were able to bind two heavy metals including Pb(II) and Cr(VI), with very high efficiencies. The binding mechanisms were studied through adsorption tests such as the influence of contact times, heavy metal concentrations as well as elution study. The overall results showed that the adsorption kinetics was very fast and attained an equilibrium within 180 min in all metals studied. The maximum single metal uptakes were 11.81 mg/g and 1.97 mg/g, for Pb(II) and Cr(VI), respectively. The sorbent could potentially be effective in treating large volumes of wastewater. © 2019 Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Peer-review under responsibility of the scientific committee of the 6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER 2019.

Keywords: Modified textile; Textile waste; Chemisorption; Graft copolymerization; Amino chelating; Ion exchange

1. Introduction

Due to the high toxicity associated with heavy metals, their continuous output by industries and their presence in our surrounding water bodies pose environmental threats that need to be addressed urgently. The most commonly found heavy metals are chromium (Cr(VI)) and lead (Pb(II)), which when present in high concentrations may be very fatal to human health and the surrounding environment as well [1]. Several methods are available for the treatment and removal of heavy metals. Currently, adsorption has become the focus of attention for the removal of heavy metal ions from water and wastewater. This focus is due to the regeneration of adsorbent, the minimization of chemical and or biological sludge, its high efficiency, the possibility of metal recovery, its flexibility and the simplicity of the design [2]. New types of adsorbents arose in recent years based on chemically modified textiles because it has a high adsorption capacity, a fast adsorption equilibrium and easy regeneration.

One adsorption technique is through the chemical modification of cellulose whose high-affinity functional groups including sulfur-bearing groups that can be introduced for metal binding. Sulfur-bearing groups in particular have higher affinities for heavy metals and low affinities for light metals. Different sulfur-bearing compounds include thiols, dithiocarbamates, dithiophosphates and xanthates. Of these, xanthates are the most well-known and are

* Corresponding author.

E-mail address: patcha@sut.ac.th (P. Racho).

<https://doi.org/10.1016/j.egy.2019.12.017>

2352-4847/© 2019 Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Peer-review under responsibility of the scientific committee of the 6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER 2019.

widely used owing to their easy preparation from inexpensive reagents, their high insolubility, and their ability to form stable xanthate metal complexes with heavy metal ions. They are predominantly used in the mining industry as flotation agents to separate hydrophobic materials from hydrophilic ones. Xanthates function similarly to the much-used hydroxide precipitation method. However, unlike precipitation, the sludge formed from xanthate metal complexes can easily settle, can be dewatered and disposed of, and have very promising removal efficiency and kinetics. Furthermore, metal hydroxide precipitates may release metals into the environment during disposal, and thus further treatments such as solidification/stabilization should be required [3].

The amount of textile waste has been increasing rapidly in recent years. The increasing world population inevitably leads to outstripping demand in consumer products such as textiles and apparel. These textile wastes give rise to many disposal problems and governance issues, and should be recycled in order to achieve sustainable development. Therefore, this study aims to investigate the effect of chemical modification of textile waste by amino bearing. Heavy metal removal was evaluated through several factors including the influence of contact time, the initial metal concentration, the adsorption kinetics, adsorption isotherms as well as the study of elution.

2. Materials and methods

2.1. Adsorbent preparation

Two sources of textile waste, household and industrial, were prepared by chemical modification processes. The two textile wastes were washed with acetone, and dried at 40 °C in a hot air oven before chemical modification. The chemical modification process was carried out with the following two steps [4]:

- The graft copolymerization of textiles by poly-acrylic acid (PAA) was carried out using free radical polymerization. Briefly, 5.000 g of pre-treated textile was soaked in 250 ml distilled water in a conical flask. Then, the redox initiator system [Benzoyl Peroxide (BPO), toluene, Tween-80] was added and the mixture which was then vigorously shaken for 5 min. The AA monomer was added and the reaction was conducted for 8 h with stirring at 363 K. The products were filtered and washed with distilled water. Then, the grafted copolymer was dried at 313 K until achieving a constant weight.
- The finally chelating textiles were prepared by the action of the above Textile-AA with 1000 mL, 10%(v/v) ethylenediamine solution. The mixture was stirred at 313 K for 8 h. Then, the chelating fibers were filtered and washed with absolute ethanol then dried at 313 K.

2.2. Batch sorption study

The adsorption capacity of the amino chelating textiles for Pb(II) and Cr(VI) ion were investigated by the batch method and a single element system. This study evaluated the influence of contact time and the initial metal concentration. Dried samples of 0.100 g of the chelating textile wastes were added in a 250 mL Erlenmeyer flask including volumes of 100 mL of the metal ion solution. The mixture was stirred at 25 °C. The flask was agitated on a shaker for 4 h. After filtration of the solution using 40 grade filter papers, the ion concentrations of the filtrates were analyzed with an atomic adsorption spectrophotometer (AAS), Perkin Elmer, Model: PinAAcle 900F [4].

2.3. Elution study of ions

The elution of metal ions was studied with HNO₃ in batch experiments. The metal ion loaded textiles were placed in an elution medium and stirred at 25 °C. The final metal ion concentration in the aqueous phase were determined with an AAS [5].

3. Results and discussion

3.1. Effect of contact time on the removal of Pb(II) and Cr(VI)

The effect of contact time on the Pb(II) and Cr(VI) adsorption were evaluated in a range of 10 – 210 min and the initial heavy metal concentration was 50 mg/L.

As shown in Fig. 1. The adsorption capacity increased gradually as the contact time increased up to 180 min, thereafter the equilibrium adsorption capacities were recorded, as in the study by Racho and Phalathip [6] that proposed Pb(II) and Cr(VI) removal by using amino-textiles with equilibrium times of 150 and 180 min, respectively. The maximum adsorption capacity for Pb(II) and Cr(VI) removal for the modified household textile waste was 2.17 and 1.85 mg/g, respectively, and for the modified industry textile waste it was 2.05 and 1.97 mg/g, respectively.

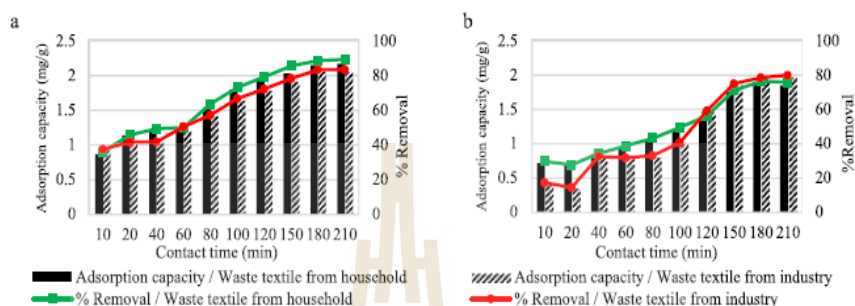


Fig. 1. Effect of contact time on the removal of (a) Pb(II) with initial concentration 50 mg/L and pH 5 and (b) Cr(VI) with initial concentration 50 mg/L and pH 3.

3.2. Effect of initial concentration on the removal of Pb(II) and Cr(VI)

The effect of initial concentration on the Pb(II) and Cr(VI) adsorption were evaluated in a range of 10 – 250 mg/L and the contact time was 180 min.

As shown in Fig. 2. The adsorption capacity increased gradually as the initial concentration increased up to 100 mg/L. Above that, the equilibrium adsorption capacities were obtained, as in the study by Coşkun and Soykan [5] that proposed Pb(II) and Cr(VI) removal by modified textile waste, which become saturated when the metal ion concentration reached 100 mg/L. The maximum adsorption capacity of Pb(II) and Cr(VI) were about 11.81 mg/g and 2.19 mg/g, respectively, on modified textile waste from households and for the modified textile waste from industry the capacities were about 11.58 and 1.63 mg/g for Pb(II) and Cr(VI), respectively.

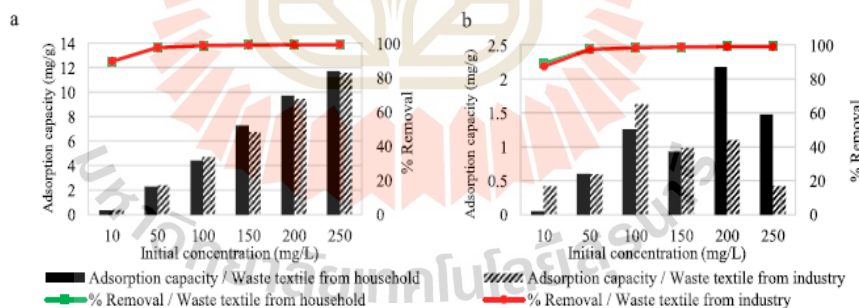


Fig. 2. Effect of initial concentration on the removal of (a) Pb(II) with contact time 180 min and pH 5 and (b) Cr(VI) with contact time 180 min and pH 3.

3.3. Adsorption kinetics

The data for the uptake time was treated in the form of two simplified kinetic models including the pseudo-first-order and pseudo-second-order equations [7,8] and the equations are expressed as:

$$\log(q_c - q_t) = \log q_c - \left(\frac{k_1}{2.303}\right)t \quad (1)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{t}{q_e} + \frac{1}{k_2 q_e^2} \tag{2}$$

The pseudo first and second order equations are described by Dong et al. [9]. The values of R^2 show that the pseudo second order equation gave a better fit to the sorption process than a pseudo first order model. The smallest values of R^2 were 0.9567 and 0.9906 for Pb(II) and Cr(VI), respectively as shown in Fig. 3 (see Table 1).

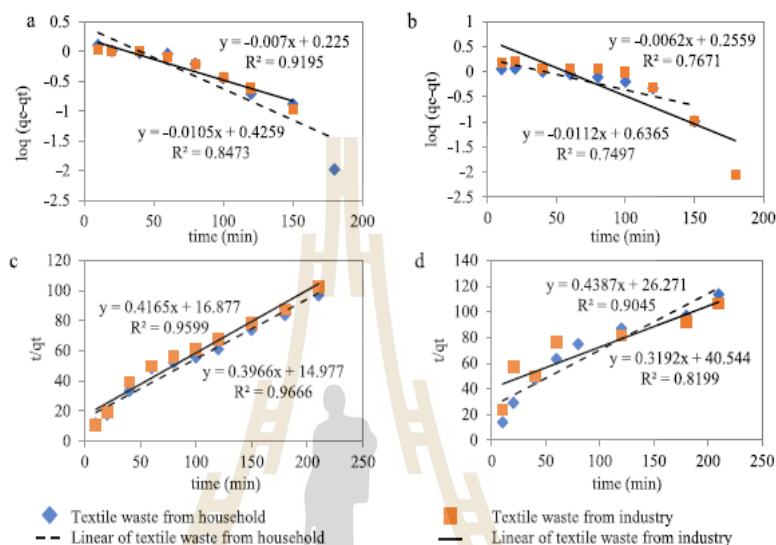


Fig. 3. Pseudo-First-Order Model of (a) Pb(II) and (b) Cr(VI) and Pseudo-Second-Order Model of (c) Pb(II) and (d) Cr(VI).

Table 1. Pseudo first order and Pseudo second order rate constants.

Textile	Heavy metals	Pseudo-first-order model		Pseudo-second-order model	
Pb (II)	$q_e(m_{eq}/g)$	2.67		$q_e(m_{eq}/g)$	2.52
	$k_1(min^{-1})$	0.024		$k_2(g/m_{eq}.min)$	0.026
	R^2		0.7497	$h(m_{eq}/g.min)$	0.17
Textile waste from household				R^2	0.9666
Cr (VI)	$q_e(m_{eq}/g)$	4.33		$q_e(m_{eq}/g)$	2.28
	$k_1(min^{-1})$	0.026		$k_2(g/m_{eq}.min)$	0.07
	R^2		0.7497	$h(m_{eq}/g.min)$	0.36
Textile waste from industry				R^2	0.9045
Pb (II)	$q_e(m_{eq}/g)$	1.68		$q_e(m_{eq}/g)$	2.40
	$k_1(min^{-1})$	0.161		$k_2(g/m_{eq}.min)$	0.01
	R^2		0.9195	$h(m_{eq}/g.min)$	0.06
Textile waste from household				R^2	0.9599
Cr (VI)	$q_e(m_{eq}/g)$	1.80		$q_e(m_{eq}/g)$	3.13
	$k_1(min^{-1})$	0.014		$k_2(g/m_{eq}.min)$	0.01
	R^2		0.7671	$h(m_{eq}/g.min)$	0.12
Textile waste from industry				R^2	0.8199

The adsorption process is generally known to be controlled by the transport of the species to be adsorbed from the bulk solution to the surface of the adsorbent and then the attachment of the transported species on the surface of the adsorbent. The rapid adsorption equilibrium for both Pb(II) and Cr(VI) is an indication that the surface of the modified textile waste was readily available for adsorption. This is different from the activated carbon mechanism in which many micropores are used. Adsorption takes a very long time to reach adsorption equilibrium or it cannot

be accessed, which is attributed to the slow internal pore diffusion transport effect and is also dependent on the micropore dimensions [10].

3.4. Adsorption isotherms

The equilibrium adsorption isotherms of Pb(II) and Cr(VI) on chelating textiles at 293 K were calculated for the interpretation of the adsorption data, using the Freundlich [11] and Langmuir [12] isotherm models (Eqs. (3) and (4)):

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max} K_L} + \frac{C_e}{q_{\max}} \quad (3)$$

$$\log q_e = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_F \quad (4)$$

The results suggest that the equilibrium data was described well by the Freundlich isotherm, probably due to the real heterogeneous nature of the surface sites like $-\text{NH}_3^+$ and $=\text{NH}_2^+$ involved in the chromium uptake. To a lesser extent, the isotherm also gave an acceptable fit indicating that the hexavalent ions were absorbed from the monolayer coverage on the adsorbent surface. Generally, the application of the Langmuir model seemed to be more appropriate than that of Freundlich model. This interesting Pb(II) and Cr(VI) adsorption behavior was also found on polyaniline that contained abundant amine groups ([9]; Deng et al. 2004) (see Table 2).

Table 2. Freundlich isotherm constant.

Textile	Heavy metals	Freundlich		
		K_F (mg/g)(l/g)	n	R^2
Textile waste from household	Pb(II)	0.05	1	0.9999
	Cr(VI)	0.05	1	0.9999
Textile waste from industry	Pb(II)	0.05	1	0.9997
	Cr(VI)	0.05	1	0.9997

3.5. Elution study

An important characteristic of an adsorbent is the possibility for its regeneration for further use. This is why the elution of the metal loaded fibers was studied. The elution was performed with 1M HNO₃, and the elution degrees of heavy metal ions are presented in Fig. 4. As shown in Fig. 4, the elution degree of Pb(II) is higher than for the Cr(VI) metal ions. This may be attributed to the weaker coordination bonds between Pb(II) ions and the adsorbent functional groups. However, the amount of Pb(II) and Cr(VI) adsorbed on the modified textile waste decreased after each adsorption–regeneration cycle, implying that it was not completely desorbed from the surfaces of the modified textile waste for each regeneration process.

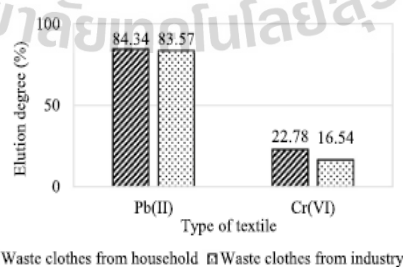


Fig. 4. Elution degree of heavy metal ions; Pb(II) and Cr(VI).

4. Conclusions

The following conclusions could be drawn from this conducted experiment:

- (1) The adsorption capacity increased gradually as the contact time increased up to 180 min, thereafter the equilibrium adsorption capacities were obtained.
- (2) The adsorption capacity increased gradually as the initial concentration increased up to 100 mg/L., thereafter the equilibrium adsorption capacities were obtained.
- (3) The values of R^2 show that the pseudo second order equation gave a better fit to the sorption process than a pseudo first order model.
- (4) The results suggest that the equilibrium data were well described by Freundlich isotherm, probably due to the real heterogeneous nature of the surface sites like $-NH^{3+}$ and $=NH^{2+}$ involved in the chromium uptake. Generally, the application of the Langmuir model seemed to be more appropriate than that of Freundlich model. This interesting Pb(II) and Cr(VI) adsorption behavior was also found on polyaniline that contained abundant amine groups.
- (5) The elution degree of Pb(II) is higher than that for the Cr(VI) metal ions. This may be attributed to weaker coordination bonds between Pb(II) ions and the adsorbents' functional groups.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgment

The authors express their sincere gratitude for the great support for this work by Suranaree University of Technology, Thailand.

References

- [1] King P, Srinivas P, Yekula Prasanna Kumar, Prasad VSRK. Sorption of copper (II) ion from aqueous solution by tectona grandis L.f. (teak leaves powder). *J Hazard Mater* 2006;136.
- [2] Ahalya N, Ramachandra TV, Kanamadi RD. Biosorption of heavy metals. *Res J Chem Environ* 2003;7:71–8.
- [3] Bediako John, Wei Wei, Kim Sok, Yun Yeoung-Sang. Removal of heavy metals from aqueous phases using chemically modified waste Lyocell fiber. *J Hazard Mater* 2015.
- [4] Wang J, Xu L, Cheng C, Meng Y, Li A. Preparation of new chelating fiber with waste PET as adsorbent for fast removal of Cu^{2+} and Ni^{2+} from water: Kinetic and equilibrium adsorption studies. *Chem Eng J* 2012;193–194:31–8.
- [5] Coşkun R, Soykan C. Preparation of amidoximated polyester fiber and competitive adsorption of some heavy metal ions from aqueous solution onto this fiber. *J Appl Polym Sci* 2009.
- [6] Racho P, Phalathip P. Modified nylon fibers with amino chelating groups for heavy metal removal. *Energy Procedia* 2017;118:195–200.
- [7] Hameed BH, Ahmad AA, Aziz N. Isotherms, kinetics and thermodynamics of acid dye adsorption on activated palm ash. *Chem Eng J* 2007;133:195–203.
- [8] Ho YS, Huang CT, Huang HW. Equilibrium sorption isotherm for metal ions on tree fern. *Process Biochem* 2002;37:1421–30.
- [9] Dong A, Xie J, Wang W, Yu L, Liu Q, Yin Y. A novel method for amino starch preparation and its adsorption for Cu(II) and Cr(VI). *J Hard Mater* 2010;184(1–3):448–54.
- [10] Deng S, Bai R. Removal of trivalent and hexavalent chromium with aminated polyacrylonitrile fibers: Performance and mechanisms. *Water Res* 2004;38(9):2424–32.
- [11] Ho YS. Review of second-order models for adsorption systems. *J Hard Mater* 2006;136(3):681–9.
- [12] Deng S, Ting YP. Fungal biomass with grafted poly (acrylic acid) for enhancement of Cu (II) and Cd (II) Biosorption, (ii). 2005, p. 6032–40.

ประวัติผู้เขียน

นางสาววิรสุดา ไหวว่อง เกิดเมื่อวันที่ 6 พฤษภาคม 2538 ที่จังหวัดนครราชสีมา สำเร็จการศึกษาระดับมัธยมปลายจากโรงเรียนมารีย์วิทยา และสำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวตล้อม) จากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา ในปี พ.ศ. 2561 ได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวตล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยขณะศึกษาได้รับทุนการศึกษาสำหรับผู้มีผลการเรียนดีเด่นเข้าศึกษาสำหรับบัณฑิตศึกษาจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ระหว่างการศึกษานำเสนอบทความทางวิชาการในงาน 2019 The 6th International Conference on Energy and Environment Research (ICEER 2019) ณ The University of Aveiro ประเทศโปรตุเกส เรื่อง Modified Waste Textile for Heavy Metals Removal และ The 5th International Conference on Smart Materials and Nanotechnology (SmartMat@2020) ณ สวอนนงนุชพัทยา จังหวัดชลบุรี เรื่อง Adsorption Mechanism of Metal Ions on Modified Waste Textile



มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี